POLYPUBLIE
Polytechnique Montréal

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
UNIVERSITÉ D'INGÉNIERIE

Titre: Title:	L'efficience du marché compétitif dans la gestion des déchets d'emballages dans le cadre de la responsabilité élargie des producteurs en Europe
Auteur: Author:	Sean Léger
Date:	2016
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence: Citation:	Léger, S. (2016). L'efficience du marché compétitif dans la gestion des déchets d'emballages dans le cadre de la responsabilité élargie des producteurs en Europe [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/2449/

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: PolyPublie URL:	https://publications.polymtl.ca/2449/
Directeurs de recherche: Advisors:	Sophie Bernard, & Marcelin Joanis
Programme: Program:	Maîtrise recherche en génie industriel

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal

https://publications.polymtl.ca

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

L'EFFICIENCE DU MARCHÉ COMPÉTITIF DANS LA GESTION DES DÉCHETS D'EMBALLAGES DANS LE CADRE DE LA RESPONSABILITÉ ÉLARGIE DES PRODUCTEURS EN EUROPE

SEAN LÉGER

DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES ET DE GÉNIE INDUSTRIEL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE INDUSTRIEL)

DÉCEMBRE 2016

© Sean Léger, 2016.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

L'EFFICIENCE DU MARCHÉ COMPÉTITIF DANS LA GESTION DES DÉCHETS D'EMBALLAGES DANS LE CADRE DE LA RESPONSABILITÉ ÉLARGIE DES PRODUCTEURS EN EUROPE

présenté par : LÉGER Sean

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. MARGNI Manuele, Doctorat, président

Mme BERNARD Sophie, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. JOANIS Marcelin, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

Mme HE Jie, Ph. D., membre

REMERCIEMENTS

Je remercie mes parents, Nathalie et Yves, pour m'avoir donné accès à une éducation de qualité. Leur soutien moral, leur écoute et leurs judicieux conseils ont été une partie importante de ma réussite scolaire. Je remercie aussi ma directrice de recherche Sophie Bernard pour son dévouement, sa patience et sa grande passion pour l'économie environnementale. Elle m'a donnée la possibilité de travailler sur une problématique contemporaine et elle m'a ouvert les yeux sur le monde de la gestion des déchets. Enfin, je remercie mon co-directeur Marcelin Joanis pour m'avoir apporté le soutien technique nécessaire pour développer une étude empirique de qualité et m'avoir secondé tout au long de ma recherche.

RÉSUMÉ

L'application de la Responsabilité Élargie des Producteurs (REP) passe à travers les Organisations de Responsabilités des Producteurs (ORP). Celles-ci facilitent l'application de la REP en permettant aux entreprises, assujetties aux lois nationales européennes appliquant la directive 94/62/CE sur la valorisation des emballages en fin de vie, de déléguer leurs obligations de collecte et de valorisation et de n'exercer qu'une responsabilité financière. Cette recherche s'intéresse à l'impact de la mise en place d'un marché pour les ORP sur l'efficience des services de traitement des déchets d'emballages dans un contexte européen. Avant la création de ce marché, permettant l'entrée en scène des ORP compétitifs dans la gestion des déchets d'emballages, ceux préalablement implantés se trouvaient en situation de monopole. Ces ORP coordonnaient donc l'ensemble des services de traitement des emballages à l'échelle nationale. À travers le modèle de régression à effet fixe développé, on remarque que les ORP compétitifs ont permis d'améliorer la capacité des réseaux de collecte des déchets d'emballages. On observe aussi que ces derniers ont tendance à s'implanter dans des régions plus densément peuplées, expliquant ainsi l'accroissement subjacent. Toutefois, le recyclage présente des résultats ambigus. Bien que le recyclage de l'ensemble des emballages se soit amélioré sous les ORP compétitifs, il existe une tendance à la sélection choisie des matériaux (« cherry picking »). En effet, les matériaux moins facilement recyclables, tel le plastique, sont moins grandement échantillonnés. Le seul matériau faisant exception à cette observation est le papier et carton, leur gestion au recyclage est encore grandement prise en charge par les municipalités. Bien que cette recherche jette de la lumière sur l'efficience des ORP compétitifs, les catalyseurs de performance des systèmes de gestion du recyclage à l'échelle locale restent à être déterminés.

ABSTRACT

The implementation of the Extended Producer Responsibility (EPR) passes through Producer Responsibility Organisations (PROs). The latter facilitates the enforcement of EPR by allowing companies concerned by national laws on end of life packaging - based on the Directive 94/62/EC of the European Council - to delegate their collecting and recycling obligations, and to apply a financial responsibility. In this research we study the impact of an open PRO market on the provision of waste management services, in a European context. Before the implementation of the open market PROs used to be monopolistic organisation coordinating the whole set of waste services at a national scale. A fixed effect regression model has been developed. The results show that the open market has allowed increasing the capacity of collection network. It also shows that competitive PROs are more likely to set up shop in more densely populated areas, which in turn explains the latter increase. However, results are much different for recycling. Competitive PROs have a tendency to cherry pick more easily recyclable packaging, hence the considerable decrease in plastic packaging recycling. Therefore, paper and cardboard packaging are an exception to those results. Historically, municipalities were in charge of recycling that type of waste packaging. Nowadays they're mainly accountable for coordinating their recycling. Even though this study has allowed shedding some light on the efficiency of an open PRO market, we need to better understand the local driving forces behind recycling management services.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS III

RÉSUMÉ IV

ABSTRACT V

TABLE DES MATIÈRES VI

LISTE DES TABLEAUX VIII

LISTE DES FIGURES X

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XI

LISTE DES ANNEXES XII

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

CHAPITRE 2 THÉORIE ÉCONOMIQUE 6

2.1 Modèles et instruments économiques 6

2.2 Le rôle vital des Organisations de Responsabilité des Producteurs (ORP) 15

2.2.1 Théorie économique néoclassique 18

2.2.2 Les services de collecte, de traitement et d'enfouissement 21

2.2.3 Compétition entre ORP 24

CHAPITRE 3 LÉGISLATIONS, PAYS ÉCHANTILLONNÉS ET BILAN EUROPÉEN 28

3.1 Les directives européennes 28

3.2 Pays européen échantillonnés 30

3.2.1 Modèle allemand 33

3.2.2 Modèle belge 34

3.2.3 Modèle anglais 35

3.3 Bilan européen 37

3.3.1 Génération des déchets d'emballages 37

3.3.2 Composition des emballages 41

3.3.3 Collecte et recyclage 44

3.3.4 Flux internationaux des déchets 46

CHAPITRE 4 MODÈLE DE RÉGRESSION 49

4.1 Variables expliquées 52

4.2 Variables explicatives 54

4.2.1 Génération des déchets d'emballages 56

4.2.2 Récupération et collecte 57

4.2.3 Recyclage et flux commerciaux 60

4.3 Données 62

4.4 Modèle 63

CHAPITRE 5 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS 68

5.1 Régression à effet fixe 68

5.1.1 Taux de génération 68

5.1.2 Taux de collecte 71

5.1.3 Taux de recyclage local 73

5.1.4 Commerce international des déchets 74

5.2 Régression de l'effet fixe estimé sur la compétition 79

CHAPITRE 6 CONCLUSION 83

BIBLIOGRAPHIE 85

ANNEXES 99

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Acteurs impactés par les tarifications..... 14

Tableau 3.1 : Échantillon de pays..... 30

Tableau 3.2 : Acteurs assujettis à la loi nationale sur le traitement des déchets d'emballages..... 31

Tableau 4.1 : Variables expliquées..... 51

Tableau 4.2 : Variables explicatives..... 53

Tableau 5.1 : Résultats clés de la régression de l'effet fixe estimé sur la compétition…..... 79

Tableau I.1 : Tableau récapitulatif des effets attendus pour chaque variable indépendante…... 109

Tableau K.1 : Tableau des paramètres pour chaque variable explicative..... 111

Tableau L.1 : Résultats des tests d'Hausman..... 112

Tableau M.1 : Résultats des tests de Pesaran..... 114

Tableau N.1 : Résultats des tests modifiés de Wald..... 116

Tableau P.1 : Résultats de la régression du taux de génération..... 119

Tableau P.2 : Résultats de la régression du taux de collecte..... 120

Tableau P.3 : Résultats de la régression du taux de recyclage..... 121

Tableau P.4 : Résultats de la régression du taux de valorisation potentiel des déchets locaux... 122

Tableau P.5 : Résultats de la régression du taux de recyclage local potentiel..... 123

Tableau P.6 : Résultats de la régression du taux de valorisation total..... 124

Tableau Q.1 : Effets temporels du taux de génération..... 125

Tableau Q.2 : Effets temporels du taux de collecte..... 126

Tableau Q.3 : Effets temporels du taux de recyclage..... 127

Tableau Q.4 : Effets temporels du taux de valorisation potentiel des déchets locaux..... 128

Tableau Q.5 : Effets temporels du taux de recyclage potentiel..... 129

Tableau Q.6 : Effets temporels du taux de valorisation total..... 130

Tableau R.1 : Effet fixe estimé du taux de génération..... 131

Tableau R.2 : Effet fixe estimé du taux de collecte..... 131

Tableau R.3 : Effet fixe du taux de recyclage..... 132

Tableau R.4 : Effet fixe du taux de valorisation potentiel des déchets locaux..... 132

Tableau R.5 : Effet fixe du taux de recyclage local potentiel..... 132

Tableau R.6 : Effet fixe du taux de valorisation total..... 133

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Structure de l'économie linéaire..... 2

Figure 1.2 : Structure de l'économie circulaire..... 4

Figure 2.1 : Relation entre la fonction de production f et la masse de l'emballage par unité de bien θ..... 11

Figure 2.2 : ORP et acteurs du marché..... 16

Figure 2.3 : Effet d'un monopole sur l'allocation des ressources..... 19

Figure 3.1 : La courbe environnemental de Kuznets..... 37

Figure 3.2 : Taux de croissance du PIB et des déchets d'emballages générés entre 2003 et 2012 dans l'Union Européenne à 15 et 27 pays..... 38

Figure 3.3 : Courbe quadratique estimée de la génération des déchets d'emballages en fonction du temps..... 39

Figure 4.1 : Arbre de flux des déchets..... 50

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
CE	Commission Européenne
CESE	Comité Économique et Social Européen
CODS	Central Office of the Dual System
CPC	Coût Privé de Collecte
CPM	Coût Privé de Matières Utilisées
CSM	Coût Social des Matériaux utilisés
DECLG	Department of Environment, Community and Local Government
DEFRA	Department for Environment, Food and Rural Affairs
DGCE	Directorat Général de la Commission Européenne
DSD	Duales System Deutschland
ECA	European Court of Auditors
EEA	European Environmental Agency
ÉEQ	Éco Entreprise Québec
EMAS	Eco-Management and Audit Scheme
EXPRA	Extended Producer Responsibility Alliance
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
OFT	Office of Fair Trading
ORP	Organisation de Responsabilité des Producteurs
PRO	Producer Responsibility Organisation
REP	Responsabilité Élargie des Producteurs
UE	Union Européenne
UNComtrade	United Nations Commodity Trade

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A - EXIGENCES DES EMBALLAGES MISE EN PLACE PAR LA COMMISSION EUROPÉENNE 99

ANNEXE B - COURBE QUADRITIQUE ESTIMÉE DE LA GÉNÉRATION DE DÉCHETS D'EMBALLAGES EN FONCTION DU REVENU (PIB PAR HABITANT) 100

ANNEXE C - GÉNÉRATION DES DÉCHETS D'EMBALLAGES ENTRE 2005 ET 2012 EN MILLIERS DE TONNES 101

ANNEXE D - QUANTITÉ DE DÉCHETS D'EMBALLAGES GÉNÉRÉS PAR HABITANT (KG/CAPITA) ENTRE 2003 ET 2012 102

ANNEXE E – ÉVOLUTION DE LA COMPOSITION EN MATIÈRE DES DÉCHETS D'EMBALLAGES ENTRE 2003 ET 2012 104

ANNEXE F – TAUX DE RÉCUPÉRATION PAR MATIÈRE DANS L'UNION EUROPÉENNE À 27 ET 15 PAYS ENTRE 2003 ET 2012 105

ANNEXE G – TAUX D'EMBALLAGES RECYCLÉS ENTRE 2003 ET 2012 106

ANNEXE H – TAUX DE RECYCLAGE PAR MATIÈRE DANS L'UNION EUROPÉENNE À 27 ET 15 PAYS ENTRE 2003 ET 2012 108

ANNEXE I – EFFETS ATTENDUS POUR CHAQUE VARIABLE INDÉPENDANTE 109

ANNEXE J – DESCRIPTION DES DONNÉES D'IMPORTATION ET D'EXPORTATION 110

ANNEXE K – PARAMÈTRES POUR CHAQUE VARIABLE EXPLICATIVE 111

ANNEXE L – RÉSULTATS DES TESTS D'HAUSMAN 112

ANNEXE M – RÉSULTATS DES TESTS DE PESARAN 114

ANNEXE N – RÉSULTATS DES TESTS MODIFIÉS DE WALD 116

ANNEXE O – LA CORRÉLATION INTRA-CLASSE DU TERME D'ERREUR DE L'EFFET INDIVIDUEL FIXE 117

ANNEXE P – RÉSULTATS DES RÉGRESSIONS LINÉAIRES À EFFET FIXE 118

ANNEXE Q – VARIABLES TEMPORELLES 125

ANNEXE R – RÉSULTATS DES RÉGRESSIONS LINÉAIRES DES EFFETS FIXES ESTIMÉS SUR LA VARIABLE COMPÉTITION 131

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

L'Europe est le plus grand importateur net de ressources premières au monde (EEA, 2005b). Le 6e plan d'action environnemental européen a pour but d'optimiser l'utilisation et la récupération des ressources afin de rendre l'Europe le continent le plus durable qu'il soit (EEA, 2005b). Une directive-cadre relative aux déchets a été développée et regroupe l'ensemble des directives qui minimise les flux des déchets vers les sites d'enfouissements. Ces directives considèrent les déchets comme une ressource et incitent à leur valorisation locale (Castillo, 2014).[1] Ceux-ci impliquent donc de limiter les exportations des déchets.

La directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages est mise en place par l'entremise de la Responsabilité Élargie des Producteurs (REP). La REP est une stratégie de protection environnementale qui utilise des incitatifs économiques ou législatifs afin que les entreprises soient physiquement et/ou financièrement responsables de leurs produits en fin de vie (Lindhqvist, 2000). L'économie circulaire n'était pas définie lors de la mise en œuvre de la directive, mais celle-ci s'intégrait quand même à ce concept. Avant de s'intéresser au modèle d'économie circulaire, commençons par décrire le modèle économique « traditionnel », soit le modèle d'économie linéaire. Ce dernier est caractérisé par les activités d'extractions, de transformations, de commercialisation et de mise au rebut des produits en fin de vie. Nous modélisons les parties prenantes et les flux de matériaux dans le diagramme suivant.

---

[1] Le terme *valorisation* insinue les traitements des déchets, autre que l'enfouissement et l'incinération sans récupération d'énergie.

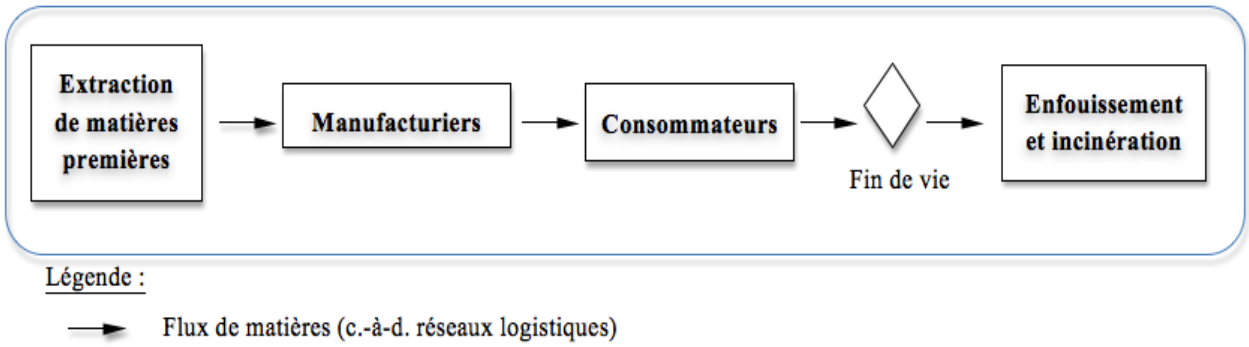


Figure 1.1 : Structure de l'économie linéaire

L'ADEME (2014) défini l'économie circulaire comme suit :

« *Un système économique d'échange et de production qui, à tous les stades du cycle de vie des produits, vise à augmenter l'efficacité de l'utilisation des ressources et à diminuer l'impact sur l'environnement tout en permettant le bien-être des individus.* »

Dans un contexte d'économie circulaire, les entreprises doivent prendre en compte le design, la confection, la collecte et la valorisation des produits en fin de vie. Le diagramme 1.2 schématise l'économie circulaire en aval de la production. De nouveaux acteurs s'ajoutent, ces derniers sont responsables de la valorisation des biens en fin de vie. Le reconditionnement, le réusinage, la réparation, l'incinération avec récupération d'énergie et le recyclage sont les moyens existant pour valoriser des produits en fin de vie. Le reconditionnement consiste en une remise à niveau du produit. Souvent, une pièce ou partie sera enlevé et remplacé par une technologie plus récente. Le réusinage implique que le produit sera démonté afin de retourner sur les lignes de production. La réparation vise spécifiquement les produits sous garanties retournés au manufacturier d'origine.

Toutefois, pour les autres types de valorisation, à l'exception du recyclage et de l'incinération avec récupération d'énergie, les produits peuvent aussi bien retourner au manufacturier d'origine comme ils peuvent se retrouver chez un manufacturier secondaire. Un manufacturier secondaire

est un manufacturier qui vend ses biens sur les marchés secondaires. Un bon exemple de marché secondaire est la revente de voiture usagée.

Dans le cadre de la REP, en transférant la responsabilité financière ou physique du traitement des produits en fin de vie aux entreprises le *principe du pollueur-payeur* est appliqué. De cette façon, on incite les entreprises manufacturières à concevoir des biens ayant moins d'impacts environnementaux en fin de vie (Tojo, 2004). Cette approche est définie par le terme « *éco-conception* ». On relie donc les décisions prises en amont de la chaîne de valeur aux impacts qu'elles auront en aval. Parmi les stratégies d'écoconception existantes, les plus retenues sont celles qui facilitent les activités de recyclage, celles qui minimisent le nombre de matériaux composant le bien et celles qui optent pour des matériaux ayant un impact environnemental moindre (Butel-Bellini et Janin, 1999). Bien que nous aborderons brièvement cet aspect-là, l'objectif de cette recherche n'est pas de déterminer l'impact de la REP sur le design des emballages. La REP a aussi pour mission d'améliorer l'étendue et la qualité des services de traitement des déchets (Tojo, 2004). À travers la REP, les gouvernements cherchent à inclure de nouvelles sources de revenus dans les services de traitement de déchet (Tojo, 2004).

Théoriquement, la REP prône la responsabilité individuelle des producteurs. Ces derniers seraient censés coordonner la valorisation de leurs biens en fin de vie. Toutefois, ceci demande un niveau d'organisation élevé et par conséquent des coûts administratifs supplémentaires pour les firmes. Depuis le début des années 90, la mise en application de la REP passe à travers des Organisations de Responsabilités des Producteurs (ORP). L'ORP facilite l'application de la REP en permettant aux entreprises de déléguer leurs obligations de collecte et de valorisation et de n'exercer qu'une responsabilité financière.

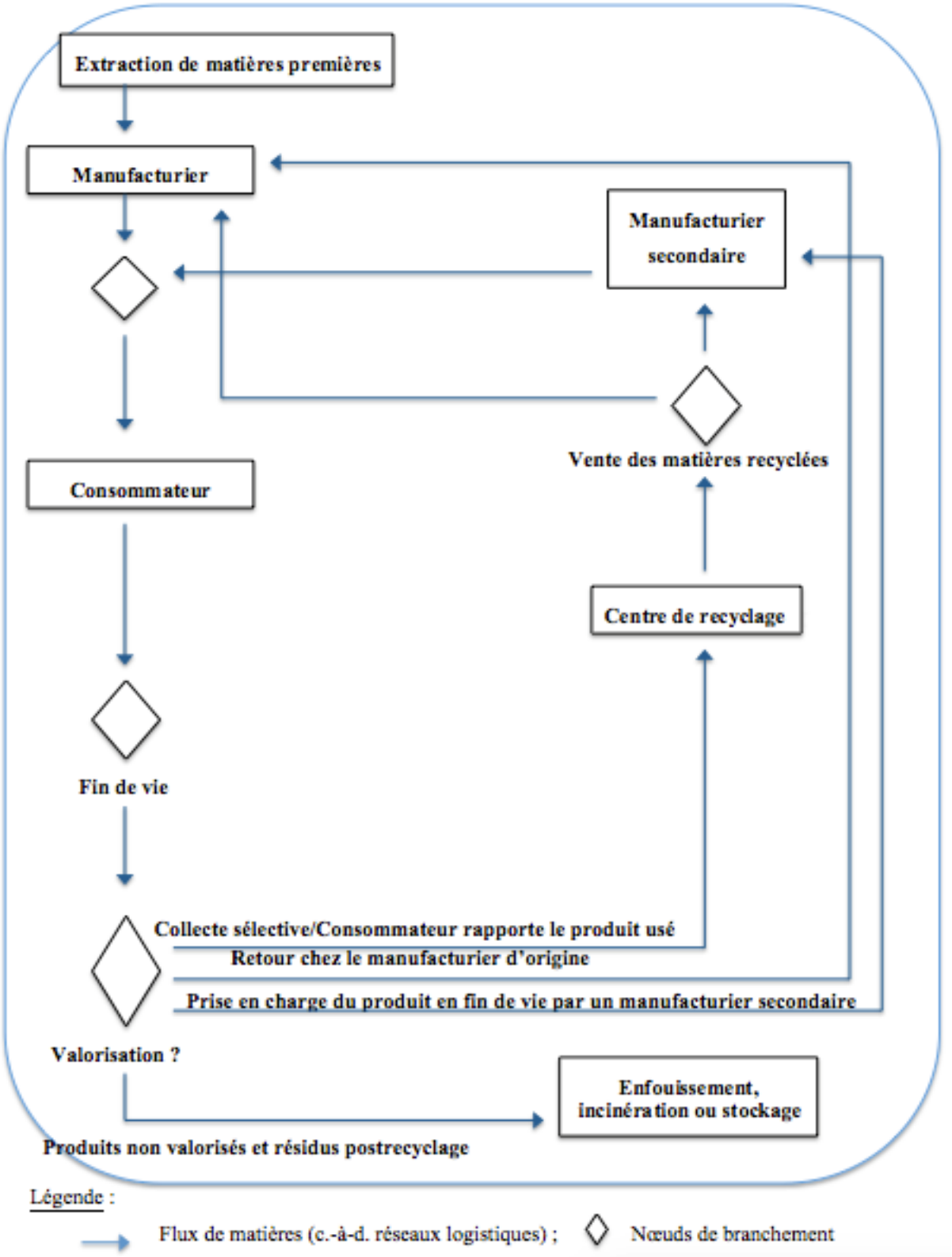


Figure 1.2 : Structure de l'économie circulaire

Les premiers pays à avoir appliqué la directive 94/62/CE, au début des années 90, ont mise en place qu'une seule ORP pour l'ensemble des emballages misent sur le marché national. Depuis le début des années 2000, deux modèles de marché définissent le marché des ORP en Europe : le modèle monopolistique et le modèle compétitif. Le modèle monopolistique est défini par la présence d'une seule ORP sur le marché tandis que le modèle compétitif est caractérisé par l'existence de plusieurs ORP.

Dans cette recherche on s'intéresse aux impacts de l'introduction d'un marché compétitif d'ORP sur la performance de la REP. Plus précisément, est-ce que les marchés compétitifs d'ORP stimulent la performance des services de collecte et de recyclage des déchets d'emballages? Pour répondre à cette question, on développe un modèle économétrique dans le but d'établir un lien de causalité entre le modèle d'ORP compétitif et le développement horizontal des services de collecte et de recyclage des déchets d'emballages. Dans un même temps, on s'intéresse à l'évolution des flux commerciaux depuis la mise en place de ce marché compétitif.

La nouveauté de cette recherche provient de l'étude empirique. Les effets des ORP compétitifs sur le rendement de l'ensemble des services de traitement des déchets d'emballages n'ont jamais été mesurés dans la littérature portant sur ce sujet. À travers nos résultats, on tente de mieux comprendre les impacts de la structure de marché sur la gestion des déchets d'emballages.

On commence par présenter les divers types de tarifications pouvant être appliquées aux acteurs assujetties à la REP. Ensuite, on aborde les théories économique et organisationnelle entourant les ORP. Au deuxième chapitre, on commence par introduire les diverses directives appliquées par l'Union européenne (UE) sur les déchets d'emballages. Par après, on présente les pays échantillonnés, les 3 modèles organisationnels appliqués et un bilan sur la génération, la collecte et le recyclage des déchets d'emballages en Europe. Le troisième chapitre présente la revue de littérature économétrique, les tests d'hypothèses et le modèle. Finalement, au quatrième chapitre on décrit et interprète les résultats économétriques.

CHAPITRE 2 THÉORIE ÉCONOMIQUE

2.1 Modèles et instruments économiques

Un bien public est défini comme étant un bien non rival et non exclusif. L'environnement est considéré comme un bien public, une personne peut en profiter sans en limiter l'accès aux autres et aucune tarification n'est imposable à l'échelle du marché. Les parcs nationaux où sont pratiquées des activités de plein air en sont un bon exemple. Or, les activités d'extractions de matières premières, de production et d'enfouissement génèrent toutes des externalités négatives (la pollution). Une intervention gouvernementale est nécessaire afin de limiter ces externalités. Ceci est possible en appliquant des instruments économiques à des acteurs bien ciblés dans la chaîne de valeur. Concernant l'enfouissement, Palmer, Sigman et Walls (1997) considèrent que la politique publique a pour but de réconcilier les coûts marginaux privés aux coûts marginaux sociaux d'enfouissement.[2] Deux principes d'application existent, celui du *pollueur-payeur* et son inverse. Dans le premier cas, celui qui pollue couvre les coûts directs de dépollution et les coûts indirects liés aux externalités négatives (dédommagement). Dans l'autre cas, celui qui subit la pollution écope des coûts directs et indirects. Comme on l'a mentionné précédemment, l'approche du pollueur-payeur a pour but d'inciter les entreprises à changer leurs modèles d'affaires et à optimiser leurs méthodes de production. À l'opposé, on retrouve les politiques économiques agissant en aval de la chaîne de valeur, soit à la phase de consommation. Celle-ci a pour but d'altérer les comportements de consommation des particuliers.

Les instruments économiques permettent de corriger les failles de marché (c.-à-d. les externalités négatives), on commence donc par explorer l'éventail d'outils économique existant. Si l'on opte pour la méthode la plus directe qu'il soit, la tarification du consommateur par quantité (ou volume) de déchets mise au rebut (« *pay per bag policy* ») on risque fortement d'inciter celui-ci à disposer de ses ordures illégalement. Fullerton et Kinaman (1995) considèrent qu'il est plus

---

[2] Dans leur modèle, avant l'intervention du gouvernement, les ménages se comportent comme si les coûts d'enfouissement étaient nuls.

efficient de subventionner le consommateur par quantité de matières mise au recyclage. L'effet de ces deux instruments est d'induire les consommateurs à diminuer la quantité de déchets qu'ils génèrent. Le défaut de ces deux stratégies provient du manque d'incitatif en amont. Le producteur n'est pas encouragé à réduire la quantité de matières composant le bien ou à en modifier sa composition pour des matériaux plus facilement recyclables. En sus, les coûts de surveillance encourus par ces programmes sont non négligeables. Les coûts de surveillance permettent de contrôler et de réprimander les consommateurs se défaisant de leurs ordures illégalement. Ces coûts sont une partie intégrante des coûts administratifs encourus par le programme. Les coûts de création et d'implantation d'un programme composent le reste des coûts administratifs. Ces derniers sont imposés aux organisations publiques et ont un impact important sur le ratio coût-bénéfice de la politique économique (Walls, 2006).[3] Palmer, Sigman et Walls (1997) prônent la tarification utilisée dans les systèmes de consignation *(« deposit-refund »*), car elle minimise les coûts administratifs. Cette dernière tarification consiste en une taxe d'emballage qui s'applique à l'achat d'un produit, celle-ci est ensuite retournée sous forme de subvention si le consommateur rapporte son emballage en fin de vie. Un autre facteur impactant le ratio coût-bénéfice d'un programme est le niveau d'aisance à recycler un bien. En effet, plus une matière est facilement recyclable, plus elle a tendance à avoir une demande élastique et plus son prix de revente est bas. Par conséquent, moins d'incitatifs économiques sont nécessaires pour accroître leurs niveaux de recyclage (Palmer, Sigman et Walls, 1997). Inversement, si l'on a recourt à une taxe pro rata basé sur la quantité de matières vierges utilisées, on encourage l'utilisation de matières recyclées comme intrant de production. Il est important de noter que ce résultat est vrai uniquement dans le cas où la matière recyclée est un substitut parfait à la matière vierge (Dinan, 1993). Par exemple, la fabrication de papier haut de gamme (papier à imprimante) requière uniquement de la fibre de papier vierge, car celle-ci ne comprend aucune impureté. Selon Dinan (1993), une firme utilise une quantité optimale de matière vierge lorsque le revenu marginal du bien produit égale le coût social d'utilisation de l'intrant.[4] La taxe sur la matière vierge doit équivaloir au coût marginal social d'enfouissement à son niveau optimal

---

[3] Les bénéfices sont représentés par les coûts sociaux d'enfouissement évités grâce à la politique économique.

[4] Le cout social d'utilisation de la matière vierge comprend la somme du prix de la matière vierge et de son coût futur d'enfouissement.

d'utilisation.[5] Les avantages de cette politique est que l'on minimise les coûts futur d'enfouissement et l'on accroît la demande pour la matière recyclée.[6] On décourage aussi l'exportation des produits en fin de vie. Bien qu'elle semble efficiente en amont, l'utilisation de cette taxe ne permet pas de réduire les besoins d'enfouissement des consommateurs (Dinan, 1993). L'application d'une seule taxe pigouvienne, positive ou négative, sur l'un où l'autres des acteurs est une solution sous-optimal (Choe et Fraser, 1999). Aussi, l'application de doubles taxes pigouvienne sur l'entreprise productrice et le consommateur est une solution redondante (Choe et Fraser, 1999). De par le fait que l'on sépare le coût marginal social d'enfouissement en deux taxes, la firme est moins enclin à optimiser ses ressources et le consommateur sera tenté de disposer illégalement de ses ordures. Au final, l'effet de cette double taxe sur la réduction d'ordure est incertain.

La tarification « *pollueur-payeur* » consiste en une taxe imposée aux acteurs pollueurs en amont qui est ensuite redistribuée sous forme de subvention aux acteurs en aval. Dans le cas des déchets d'emballages, les acteurs en amont sont les entreprises émettrices d'emballages. En ce qui concerne les acteurs en aval, plusieurs sont à prendre en compte. Les principaux sont les entreprises de collecte des déchets et les recycleurs. Un double incitatif surgi : la réduction à la source et l'augmentation du recyclage. Ce type de programme permet un meilleur ratio coût-bénéfice comparé à ceux qui appliquent des instruments économiques sur un acteur, uniquement, de la chaîne de valeur (Palmer, Sigman et Walls, 1997). Par ailleurs, il est beaucoup plus coûteux d'imposer un objectif de valorisation (ou de recyclage) commun que d'appliquer une stratégie économique agissant sur le plus grand nombre d'acteurs possible (Palmer, Sigman et Walls, 1997).

---

[5] Dinan considère que le niveau d'enfouissement généré suite à l'utilisation de la matière première est constant à travers le temps. En d'autres termes, l'auteur ne considère pas les progrès technologiques liés à l'utilisation de la matière première. Dans le cas où la pollution engendré par cette matière diminue à travers le temps (i.e. la matière vierge est plus facilement recyclable), une taxe «lump- sum» supplémentaire est nécessaire afin d'atteindre l'équilibre général. Cette taxe est individuelle à chaque firme et équivaut au coût net d'enfouissement. Ce dernier égal le cout futur d'enfouissement moins le prix de la matière recyclé.

[6] Le prix relatif de la matière recyclée diminue en appliquant la taxe sur la matière vierge.

Les coûts de transactions subis par chacune des parties prenantes (producteur, consommateur, recycleur) influencent eux aussi le ratio coût-bénéfice du programme (Calcott et Walls, 2005). Par exemple, un programme obligeant les entreprises à être physiquement responsable de leurs produits en fin de vie est beaucoup plus contraignant qu'un programme les obligeants à en être financièrement responsable (Toffel, Stein et Lee, 2008). En effet, un programme basé sur la responsabilité financière permet aux entreprises d'impartir les activités de recyclage pour lesquelles ils n'ont pas les infrastructures adéquates, diminuant ainsi les coûts d'opérations. Calcott et Walls (2005) s'intéressent aux coûts d'opérations pour l'ensemble des activités du système (enfouissement, incinération, recyclage et logistique).[7] La particularité de leur modèle est l'inclusion des coûts de transactions encourus par les consommateurs. Pour ce faire, deux types de coûts logistiques sont pris en compte : les coûts de la collecte sélective (coût de transaction nul) et les coûts encourus par un consommateur décidant de rapporter son produit en fin de vie chez un recycleur. Trois types de taxes sont introduites dans leur modèle : une pour les produits non recyclables (t1), une pour les produits ramassés à travers la collecte sélective (t2) et une pour les produits rapportés chez le recycleur (t3). De plus, deux niveaux de subventions sont appliqués : la subvention pour les biens ramassés par la collecte sélective (s2) et celle pour les biens rapportés directement chez le recycleur (s3). Un indice p permettant de modéliser le niveau de recyclabilité d'un produit n'influence que les coûts de recyclage.[8] Deux niveaux de recyclage sont présentés, p_I et p_F. Au premier niveau de recyclage, p_I, le consommateur choisi de mettre le bien au recyclage tandis qu'à p_F il va le porter chez le recycleur. Entre le premier et deuxième niveau de recyclage le consommateur prend la décision, à tout coup, de mettre le bien au recyclage. Le consommateur n'ira chez le recycleur que si le niveau de recyclage du produit est supérieur ou égal à p_F. Le recycleur compense le consommateur pour des biens qui ont un niveau de recyclage qui est supérieur ou égal à p_F. En incluant les biens avec un niveau de recyclage p_F, on peut faire un parallèle entre le modèle et les systèmes de consignation. Plus les coûts de transactions sont élevés, plus le bien rapporté chez le recycleur a un niveau de recyclage élevé.

---

[7] Calcott et Walls considèrent que les recycleurs font un profit nul et que les coûts de transactions provenant de l'enfouissement et de l'incinération sont similaires.

[8] La fonction de coût de recyclage, représenté par k(p), est décroissante en fonction de p. La productivité marginale du recyclage est décroissante en fonction de p.

Les objets demandant trop d'effort et de ressources à recycler causant des pertes aux recycleurs sont donc discrédités et envoyés à l'enfouissement. À l'équilibre, les producteurs choisissent entre un niveau de recyclage de 0, p_I ou p_F. Dans un marché de recyclage fonctionnant parfaitement, la compensation du recycleur au consommateur doit équivaloir à la somme du prix de la matière recyclé soustrait au coût de recyclage du produit et à la subvention.[9] Calcott et Walls (2005) introduisent dans leur modèle le coût net privé de collecte d'un produit en fin de vie (CPC). La CPC est une fonction qui modélise les coûts de transactions du consommateur selon le type de collecte et le degré de recyclage du produit. Une des hypothèses du modèle est que les entreprises internalisent le CPC suite à la mise en place des taxes et subventions. En ajoutant les taxes au CPC, on obtient les coûts privés de matières utilisées (CPM). Aussi, le coût social des matériaux utilisés (CSM) est introduit. Ce dernier est décrit de la manière suivante : CSM = CPM + [coûts des externalités au traitement des produits en fin de vie]. Après résolution du modèle les auteurs trouvent, dans un premier temps, que la taxe, t1, imposée sur les biens non recyclables doit égaler le coût social de traitement des produits en fin de vie ce qui équivaut à la CSM. Pour un bien ayant un niveau de recyclage p_I, la taxe, t2, imposée aux producteurs égal la subvention, s2, acheminée aux recycleurs. Celles-ci équivalent à la CPM. Finalement, pour un bien ayant un niveau de recyclage p_F, la taxe, t3, imposée au producteur égal la subvention, s3, reçu par le consommateur. Comme on l'a vu un peu plus haut, la subvention s3 équivaut à la somme du prix de la matière recyclé soustrait au coût de recyclage du produit et à la subvention. Ce dernier système de taxation (t3) revient à établir un système de consignation (« *deposit-refund* »).

Dans le modèle développé par Fullerton et Wu (1998), la fonction de production comprend les deux indices suivant : le niveau de recyclage, p, et la masse total des emballages recouvrant chaque unité de bien produit, θ. Contrairement à Calcott et Walls (2005), p représente la proportion de matières récupérées post-recyclage par rapport à la masse totale du bien. Le graphique ci-dessous décrit la relation entre la fonction de production, f, et θ. θ^* représente la masse optimale d'emballages par unité de bien. À cette quantité d'emballage, l'entreprise minimise ses coûts de production. Si $\theta < \theta^*$ l'entreprise utilise moins de ressources pour produire

[9] Un marché fonctionnant parfaitement est un marché dans lequel le signalement des prix reflète tous les coûts réels encouru par l'acteur ciblé.

ses emballages, mais il y a un plus grand risque que le bien s'endommage lors du transport, et inversement.[10]

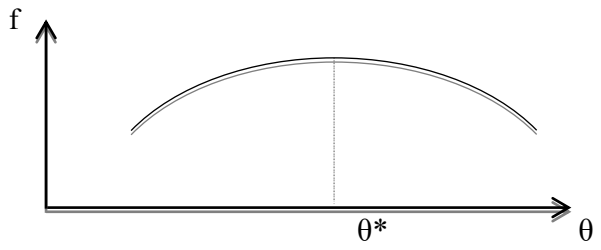


Figure 2.1, tirée de Fullerton et Wu (1998) : Relation entre la fonction de production f et la masse de l'emballage par unité de bien θ

Selon Fullerton et Wu (1998), trois conditions s'imposent pour atteindre l'optimum social du traitement des produits en fin de vie. Premièrement, l'utilité marginale de produire une unité supplémentaire doit équivaloir au coût social marginal à produire cette unité et à son coût marginal social de traitement en fin de vie. Ensuite, le niveau optimal de recyclage est atteint une fois que le coût marginal des ressources nécessaires pour recycler le bien égale le coût marginal social d'enfouissement. La deuxième condition concorde avec les résultats de Calcott et Walls (2005). Enfin, une augmentation marginale de la masse d'emballage a toujours une utilité sociale négative. Dans le but de minimiser le coût marginal du traitement des emballages, la masse optimale de ces derniers doit-être inférieur ou égal à θ*. Deux taxes pigouviennes sont introduites : la première, t_ρ, est une taxe sur le niveau de recyclage des biens produits et la deuxième, t_θ, est une taxe sur la quantité d'emballage utilisé par unité de bien.[11] En résolvant leur modèle, les auteurs trouvent que l'utilité marginale du consommateur à l'achat du bien doit équivaloir à son prix. Celui-ci internalise le coût marginal de production, les taxes environnementales et le coût marginal privé du traitement du produit en fin de vie.

---

[10] Ici, les entreprises de collecte de déchets cherchent à maximiser leur profit.

[11] Ces taxes sont distribuées sous forme de taxe «lump-sum» lorsque le marché du recyclage fonctionne parfaitement.

Fullerton et Wu (1998) utilisent leur modèle de base pour simuler trois conditions économiques. La première d'entre elles est lorsque les particuliers ne financent pas directement le système de collecte sélective. Une subvention t_ρ équivalant, à l'équilibre, aux économies marginales faites chez le recycleur, lors de son traitement, advenant d'une amélioration du niveau de recyclage du produit et une taxe t_θ, égalant le coût marginal social d'enfouissement des emballages, sont utilisées. Après résolution, une taxe de consommation, t_q, apparaît. Celle-ci égale la somme du coût social marginal d'enfouissement des déchets, de la subvention t_ρ et de la taxe t_θ. La taxe t_q, peut-être négative ou positive dépendamment du degré de recyclage du bien et de la quantité d'emballage produit.

La prochaine condition économique, qui est l'inexistence de marché privé de recyclage dans l'économie, est subjuguée à la condition précédente. L'inexistence d'un marché de recyclage sous-entend que les entreprises n'achètent pas de matières recyclées et donc leurs prix, p_r, sont nuls. Dans le but d'atteindre l'optimum social une subvention sur la quantité de matières recyclées utilisées par les entreprises, t_r, est introduite. Celle-ci équivaut au coût marginal social de la matière recyclée générée par un bien supplémentaire produit. La nouvelle subvention, t_r, se greffe à la subvention optimale sur le niveau de recyclage t_ρ (voir condition précédente). La taxe optimale sur l'emballage, t_θ, reste la même. Au final lorsque l'on résout le modèle regroupant les deux conditions de marchés énumérées ci-dessus, la taxe optimale sur la production, t_q, égal la somme du coût marginal social d'enfouissement, la subvention t_r, la subvention t_ρ et la taxe t_θ.

La dernière condition simule une politique du type « pollueur-payeur ». La taxe t_θ est appliquée aux entreprises et dépend de la quantité d'emballage générée par produit. Parallèlement, on subventionne les biens mis au recyclage, t_r. Elle est équivalente au coût marginal social d'enfouissement d'une unité lorsqu'un changement est apporté au niveau de recyclage du produit. En résolvant ce modèle, on trouve la taxe optimale t_q, représentant la somme du coût marginal social d'enfouissement, égal t_θ et t_r. L'avantage de cette tarification est qu'elle est facile à implanter. Les combinaisons de taxes suggérées précédemment (c.-à-d. les deux premières conditions de marché) requièrent énormément d'information pour être mise en place augmentant les coûts de mise en place. Notons aussi que les taxes et subventions individualisées à chaque entreprise augmentent les coûts administratifs et transactionnels (Palmer, Sigman et Walls, 1997).

Plus les instruments économiques sont individualisés, plus ils sont difficiles et coûteux à mettre en place (Fullerton et Kinaman, 1995).

Eicher et Pethig (2001) s'intéressent à l'impact d'un changement de composition de matériaux d'un bien sur les résidus postrecyclage. Tout comme Fullerton et Wu (1998), à travers leur modèle Eicher et Pethig (2001) essayent d'inciter les entreprises à optimiser le design de leur produit. En effet, ces derniers utilisent des instruments économiques afin d'encourager les firmes à modifier la composition en matériaux de leurs produits pour minimiser les résidus postrecyclage.[12] Eicher et Pethig tirent trois conclusions de leur modèle général. Tout d'abord, le coût marginal du traitement des déchets doit égaler le coût marginal des dommages fait à l'environnement. La somme du bénéfice marginal, lié à l'augmentation de la composition en matériaux du bien, et du coût marginal des dommages faits à l'environnement, lié à l'augmentation des résidus postrecyclage, doit équivaloir au coût marginal du produit. Finalement, la volonté du consommateur à payer pour un bien correspond à la somme des coûts marginaux de production, des coûts des externalités et aux bénéfices marginaux de les recycler. Un problème dual ressurgie dans cette analyse, les externalités environnementales appellent à réduire la quantité de matériaux composant un bien or le recyclage appel à l'augmenter. En effet, en augmentant la composition et la quantité de matériaux, le recyclage est plus rentable étant donné que l'on arrive à récupérer plus de matériaux au final. Parmi les failles de marchés présentés par Eicher et Pethig, on présente le cas où le marché du recyclage fonctionne de manière imparfaite. Dans le cas échéant, les prix des biens n'internalisent pas le coût des activités de recyclage et le coût d'enfouissement des résidus postrecyclage. Trois solutions permettent de remédier à cette faille. Dans un premier temps, les recycleurs payent une taxe t_z à l'achat des produits en fin de vie et reçoivent une subvention, σ_m, par quantité de matériaux recyclés. Simultanément les entreprises payent une taxe, t_m, sur les intrants utilisés et reçoivent une subvention σ_x par unité vendue. À l'équilibre, $t_z = \sigma_m$ et $t_m = \sigma_x$. L'avantage de cette proposition est que les taxes et subventions appliquées ne dépendent pas de la composition en matière des

[12] Le coût de transaction lié au transport des produits en fin de vie au recycleur et des résidus au site d'enfouissement n'est pas pris en compte dans le modèle.

produits. De telles manières, il est possible de réduire les coûts administratifs. La prochaine solution ressemble à la première à la différence où la taxe t_m et la subvention σ_x sont abolies. La matière recyclée et les résidus postrecyclage sont, dorénavant, taxés. Ceci à pour effet d'induire les producteurs à utiliser la quantité optimale de matières dans leur produit. La dernière solution consiste d'une double taxe. La première taxe transige du producteur au consommateur, puis du consommateur au recycleur. Celle-ci est basée sur le contenu de matières du bien. Le consommateur joue le rôle « d'intermédiaire ». Ceci revient à instaurer l'équivalent d'un programme de retour au producteur. La deuxième taxe est basée sur la quantité de matière résiduelle envoyée au site d'enfouissement et elle transige du recycleur à l'enfouisseur. Toutes ces solutions incitent, encore une fois, les producteurs à optimiser leurs intrants et à fabriquer des biens plus facilement recyclables. Kohn (1995) a développé un modèle économique similaire à celui de Eicher et Pethig. Selon lui, il est possible d'atteindre l'équilibre général en utilisant deux taxes et une subvention. La première taxe (T) est appliquée aux entreprises et équivaut à la somme du coût marginal de récupération et du recyclage du bien en fin de vie. Une subvention, s, est redistribuée aux entreprises qui utilisent de la matière recyclée comme intrant. La subvention est basée sur la quantité de matières recyclées utilisées. Finalement, une taxe, t, égalant au coût d'enfouissement des résidus postrecyclables est imposé aux recycleurs. En atteignant l'optimum social, s égale T. Par ailleurs, T et t sont respectivement internalisés dans les prix de vente et d'achat du bien en fin de vie.

Jusqu'à présent on s'est intéressé aux tarifications des biens en fin de vie (tous genres confondus), mais l'on ne s'est pas encore précisément penché sur les déchets d'emballages. Généralement, les tarifications des déchets d'emballages dépendent des matériaux utilisés et de leur poids.[13] Il est relativement plus simple de confectionner une tarification pour les déchets d'emballages que pour d'autres types de déchets (les déchets électroniques par exemple) (Fleckinger et Glachant, 2010). De fait, l'étendue des matériaux composant les emballages est limitée. Notons que la complexité des emballages impacte le niveau de tarification imposé au producteur (Fleckinger et Glachant, 2010). Plus la variété des matériaux formant l'emballage est

[13] Certains pays utilisent le volume des déchets comme unité de référence pour comptabiliser la tarification, toutefois, ceci est plus rare.

élevée, plus la durée nécessaire pour séparer les matériaux s'accroît et donc plus la tarification s'accroît.

Le tableau 2.1 résume les acteurs impactés par chacune des tarifications énumérées.

Tableau 2.1 : Acteurs impactés par les tarifications

Tarifications	**Entreprises**	**Consommateurs**	**Recycleurs**
« *Pay per bag* »		X	
Subvention au recyclage / «Deposit refund»		X	X
Taxe sur la matière première	X		X
« *Pollueur-Payeur* »	X	X	X

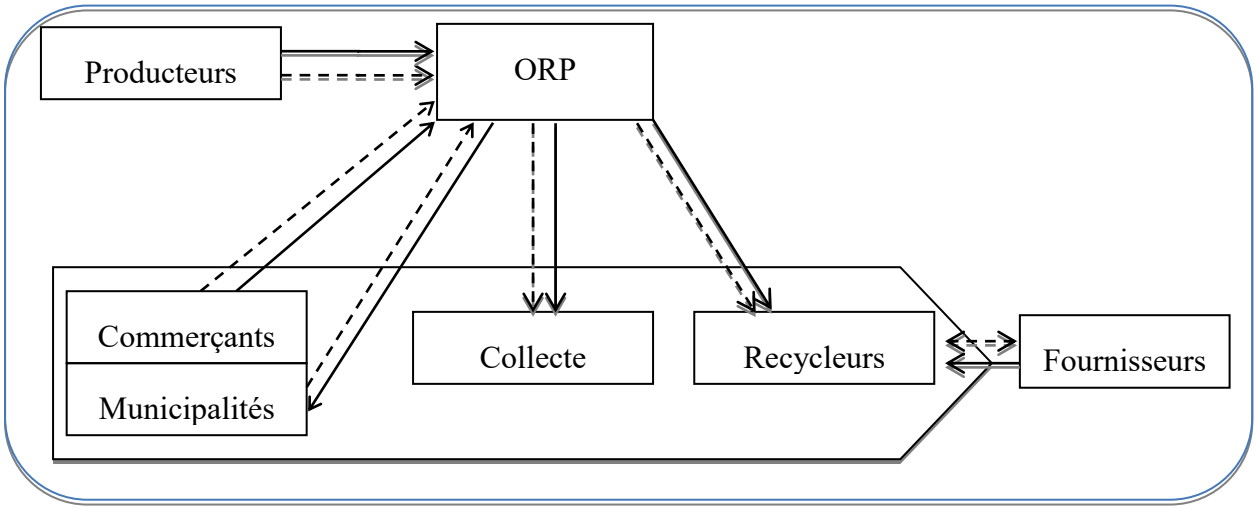
2.2 Le rôle vital des Organisations de Responsabilité des Producteurs (ORP)

Comme il a déjà été mentionné, théoriquement, la REP préconise la responsabilité individuelle des producteurs. Toutefois, les coûts de surveillance imposés par un programme individuel sont plus élevés comparés à une approche collective (Fleckinger et Glachant, 2010 ; Lehmann, 1999). En réalité, la REP passe à travers les ORP. Rappelons-nous que l'ORP facilite l'application de la REP, car elle permet aux entreprises membres de déléguer leurs obligations de collecte et de valorisation et de n'exercer que la responsabilité financière de ces activités. Les ORP appliquent généralement une tarification du type *pollueur-payeur*. Elles prélèvent les frais auprès de leurs membres (c.-à-d. les entreprises assujetties à la loi sur la valorisation des emballages) et les redistribuent aux fournisseurs de services. Outre les responsabilités financières, les autres responsabilités exercées par les ORP dépendent des législations nationales (CE, 2014a). Il est possible de classer les ORP selon leurs responsabilités : i) des ORP n'assurent que la

responsabilité financière; ii) d'autres coordonnent les services de collecte via les municipalités; iii) certaines ne coordonnent que les services de tris et de traitements; iv) finalement, des ORP sont responsables de coordonner l'ensemble des services (collecte, tri et recyclage) (CE, 2014a). Les ORP n'exerçant que la responsabilité financière ont peu d'opportunité et d'incitatif à améliorer la gestion des déchets (CE, 2014a). À l'opposé, ceux qui jouent un rôle organisationnel et qui coordonnent des services ont un meilleur incitatif à améliorer la performance du système de traitement des déchets. Les ORP peuvent donc avoir une responsabilité financière ou organisationnelle. Initialement, les ORP consistaient d'un regroupement d'entreprises appartenant à une même industrie et assujetties à la même loi nationale. Avec le temps, on vit l'apparition d'ORP détenues par des investisseurs privés. Certaines de celles-ci appartiennent même à des fournisseurs de traitements des déchets. Dans ce cas, les ORP passent d'intermédiaire de marché à fournisseur de services. Cette approche prend de plus en plus d'ampleur parmi les ORP gérant les déchets d'emballages (CE, 2014a). Selon Spasova (2014), il faut empêcher que les entreprises de valorisation et de collecte fondent leur propre ORP, car ceci cause un conflit d'intérêts. Lorsqu'une ORP est gouvernée par ces dernières entités, il y a un risque que les données de collecte et de valorisation soient modifiées et que l'accès à l'information soit plus limité, ce qui affecte la transparence de l'organisation. Notons qu'une ORP peut aussi être mandatée par le gouvernement, Éco Entreprise Québec en est un bon exemple. La figure 2.2 schématise la relation entre une ORP organisationnelle détenue par des entreprises, les municipalités et ses fournisseurs de services. Il est évident que les membres ont un pouvoir d'influence important sur l'organisation. Il est logique de penser que plus une entreprise génère des déchets d'emballages, plus elle est sensée avoir un pouvoir d'influence important au sein de l'ORP. La majorité des municipalités européennes coordonnent les services de collecte et de tri des déchets d'emballages ceci leur donne un pouvoir d'influence sur les ORP (CE, 2014a). On reviendra sur ce point à la section 1.2.2.

Une ORP organisationnelle en devenir doit commencer par définir l'étendu de son marché afin de déterminer les besoins de son réseau de collecte, connaître le besoin en capacité et les prix des fournisseurs de services (Mayers et Butler, 2013). Lors de sa mise en place, cette même ORP doit évaluer la fréquence de collecte et la nécessité d'implanter des conteneurs propres à eux (Mayers et Butler, 2013). Un audit auprès des compagnies de recyclage est nécessaire afin d'évaluer la

qualité et de mesurer la quantité de matières recyclées (Mayers et Butler, 2013). Une fois en opération le but de l'ORP est d'accroître sa part de marché en ajoutant des membres à son organisation (Mayers et Butler, 2013).



Légende :

Influence; Paiements et Flux des déchets

Source du diagramme Mayers et Butler (2013).

Figure 2.2 : ORP et acteurs du marché

L'ORP n'est pas chargée de sanctionner les *passagers clandestins* (CE, 2014a).[14] Contextuellement, les passagers clandestins sont les entreprises assujetties qui profitent des services de collecte sans être membre de l'ORP et celles qui sous-évaluent volontairement la quantité d'emballage mise sur le marché (fausse déclaration). C'est au gouvernement de mesurer la performance du système, de vérifier la qualité des données émise par les ORP (c.-à-d. audit interne) et de sanctionner les passagers clandestins (EXPRA, 2015). Seuls la Bulgarie, la France, la République Tchèque et le Royaume-Uni ont établi ce type d'entités gouvernementales (CE, 2014 b).

[14] Un passager clandestin est un acteur qui profite de tous les bénéfices d'un système sans en payer les coûts réels. Les passagers clandestins évitent délibérément de payer pleinement les coûts du système.

Rappelons qu'il existe deux modèles de marché d'ORP. Le premier étant monopolistique et le deuxième compétitif. La seule différence entre les deux provient du fait que sur le premier marché il n'existe qu'une seule OPR et que le sur le deuxième il en existe plusieurs. Le but de cette recherche est de déterminer si l'introduction d'un marché compétitif d'ORP permet d'améliorer la performance de la REP en augmentant la part des déchets d'emballages recyclés. Dans la prochaine sous-section, on présente la théorie économique néoclassique d'un monopole et de son impact sur l'allocation des ressources.

2.2.1 Théorie économique néoclassique

Pour qu'un monopole existe, il doit y avoir des barrières à l'entrée de nouvelles organisations sur le marché. Deux types de barrières existent : une barrière légale et une barrière technique (brevet, coût fixe élevé, percé technologique, etc.). Dans le cas des ORP, les monopoles sont apparus grâce à des barrières légales (CE, 2010). Par exemple, certaines ORP doivent opérer à l'échelle nationale. Cette condition a le potentiel de limiter l'implantation de nouvelles organisations, on revient sur ce point un peu plus bas. Notons que cette condition empêche une abondance d'ORP sur les fragments de territoire les plus rentables; les régions densément peuplées (CE, 2010).

La théorie économique néoclassique démontre que la mise en place d'un monopole nuit à l'allocation efficace des ressources. Le graphique 2.3 illustre cette déclaration et on en fera l'analyse. Pour une même courbe de demande, un marché compétitif permet un niveau de service (S_C) plus élevé que dans un marché monopolistique (S_M) à un prix moindre ($P_M > P_C$).[15] Dans un marché compétitif, les entreprises maximisent leur profit à long terme une fois que le prix du

[15] La courbe de demande représentée au graphique 2.3 est générique, elle n'illustre pas nécessairement le marché des ORP.

marché est équivalent au coût marginal de production.[16] Dans une situation de monopole, les entreprises maximisent leur profit lorsque le revenu marginal équivaut au coût marginal causant les prix à être plus élevés.[17] L'abaissement du niveau de service, caractérisé par le passage de S_C à S_M, entraîne une diminution de ressources utilisées. Ceci est représenté par l'air FEQ_CQ_M. Le monopole engendre aussi une diminution du surplus du consommateur représenté par l'air P_MBEP_C. La perte de surplus du consommateur lié à l'augmentation du prix est représentée par la surface P_MBCP_C. La perte sèche du bien-être social est représentée par la surface BEC.[18] La diminution du surplus du producteur, représenté par l'air CEF, contribue à la perte du bien-être social.[19] En passant d'un modèle compétitif à un modèle monopolistique, on remarque donc que le bien-être social diminue et passe de AEG à ABFG. La diminution totale du bien-être est représentée par le triangle BEF. Les ORP compétitifs devraient donc aboutir à un niveau de service plus élevé tout en offrant des frais de service plus bas. Le modèle développé au chapitre 3 tente de déterminer si le niveau de service des ORP compétitifs est réellement plus élevé. Avant d'aborder la compétition entre ORP, on jette un coup d'œil aux services de collecte, de valorisation et d'enfouissement.

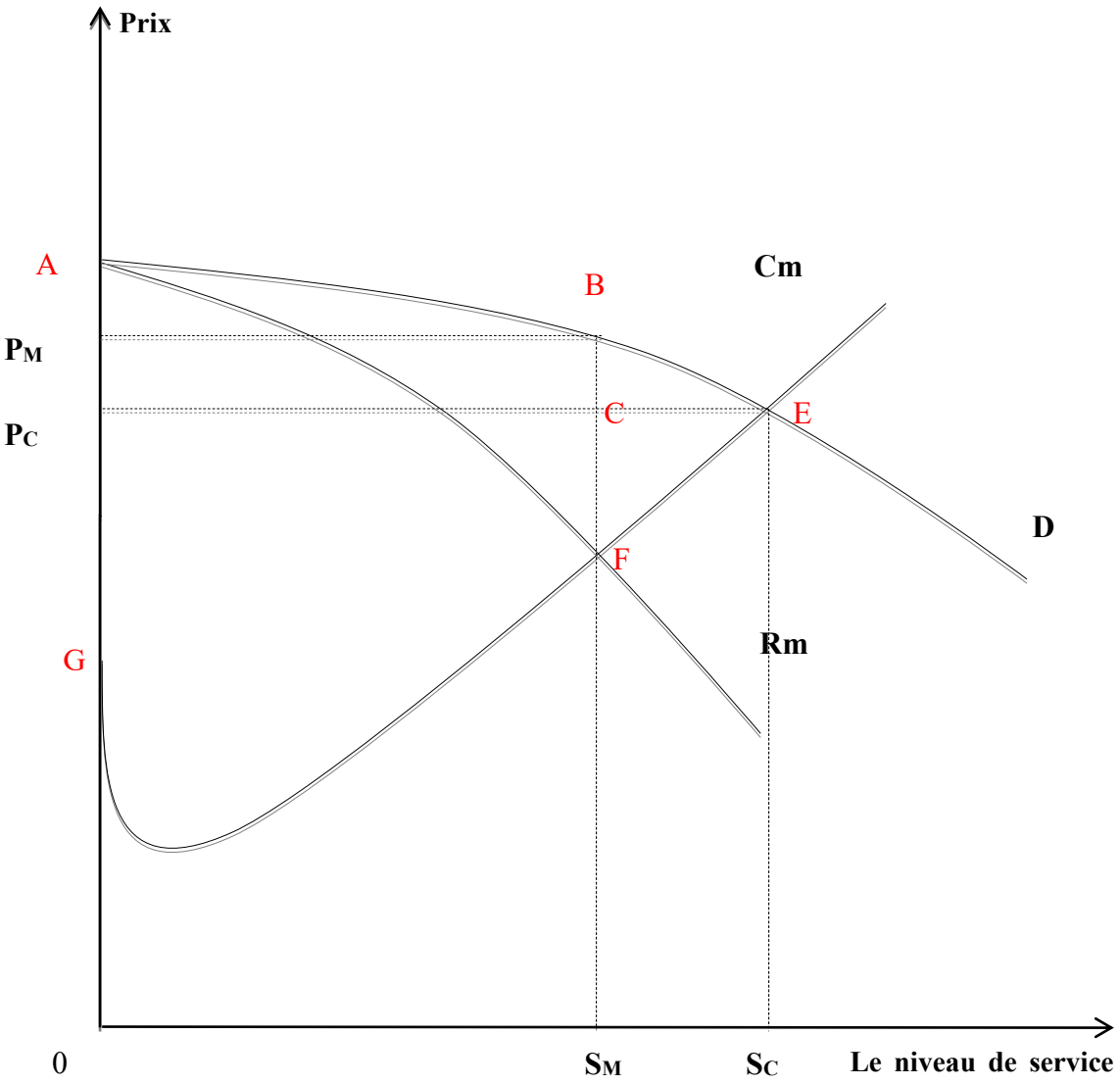
---

[16] Ceci repose sur l'hypothèse qu'à long-terme les profits des entreprises se trouvant en compétition pure et parfaite égal 0. Un marché compétitif pur et parfait est constitué d'une infinité d'entreprise et marginalement, elles n'ont aucune influence sur le prix du marché.

[17] Cette condition repose sur le fait que le prix fixé en situation de monopole soit plus élevé que le coût moyen pour que l'entreprise décide de fournir le service.

[18] La perte de consommateur en passant de P_C à P_M en tenant le niveau de service constant à Q_C.

[19] La perte de profit en diminuant le niveau de service de Q_C à Q_M en tenant le prix constant à P_C.



Légende : Rm – Revenu marginal; Cm– Coût marginal; D – Demande

Source du graphique Nicholson et Snyder (2012, p.508).

Figure 2.3 : Effet d'un monopole sur l'allocation des ressources

2.2.2 Les services de collecte, de traitement et d'enfouissement

La demande des services de traitement des déchets est dérivée de la demande des citoyens à avoir leurs déchets pris en charge (OFT, 2006). La collecte sélective est un service qui prône la mise en place d'un monopole naturel à l'échelle locale (OCDE, 2014; Lehman, 1999).[20] Ce sont les économies d'échelle, sur un territoire donné, qui donnent théoriquement raison au monopole naturel. Les économies d'échelle dépendent de deux facteurs : la densité de population et le niveau de concentration du marché, on en reparle plus bas. De par le monopole naturel, il est considéré économiquement sous-optimal de dupliquer les infrastructures de collecte (centre de transbordement et de tri) sur un même territoire donné (OCDE, 1999). Historiquement, les municipalités ont toujours été chargées des services de collecte et de traitement des déchets. Encore aujourd'hui, une grande majorité des municipalités européennes sont responsables de la collecte des déchets domestiques et des emballages (Massarutto, 2007; Monier, V., et al., 2012). La proximité entre les municipalités et leurs citoyens facilite le contrôle des services donnant un avantage aux organisations publiques (Spasova, 2014). Aussi, la collecte de déchets comme les activités d'enfouissement sont considérées des biens publics (Massarutto, 2007 ; OFT, 2006). Par ailleurs, le fait de centraliser ces services facilite la planification des besoins en capacité (CE, 2010).

La courbe d'offre pour les services de collecte est impactée par 3 facteurs : les économies d'échelle, les habitudes de tris des ménages et l'espacement entre les conteneurs de recyclage public (CE, 2010). Les économies d'échelles sont décroissantes rendus à un certain niveau de population.[21] Elles ont tendance à disparaître lorsque la population s'accroît. Selon Bel et Costas (2006), le coût de la collecte dépend des facteurs suivants : la distance parcourue par les camions de collecte, la quantité de déchets dans une même région, la quantité de déchets triés, le nombre

---

[20] Le monopole naturel est caractérisé par une fonction de coût moyen décroissant en fonction de la quantité ramassée. Par conséquent, le coût moyen décroit lorsque la quantité de déchet ramassée augmente. Ceci donne naissance à des économies d'échelle.

[21] L'OCDE (1999) considère qu'il y a une perte d'économies d'échelles à partir de 50 000 habitants.

de points de collecte, la fréquence des services de collecte et le niveau de salaire des employés. La gestion des services de collecte et de tri est grandement influencée par les facteurs géographiques et démographiques (CE, 2010). Dans les régions peu peuplées (régions rurales), la coopération intermunicipale est plus efficiente que si les services étaient impartis à des entreprises privées. En effet, le risque de segmentation de marché par les entreprises privées, fixant des prix plus élevés pour les régions moins denses, explique la volonté des municipalités à centraliser la gestion et la coordination des activités (Lehman, 1999). La coopération permet donc de minimiser les coûts des services (Bel et Mur, 2009).[22] En tentant de déterminer s'il existe de la collusion entre les services de collecte et les municipalités néerlandaises, Dijkgraaf et Gradus (2007) ont trouvé que les économies d'échelles dépendent du niveau de concentration du marché. Ils trouvent qu'il est plus efficient si une firme publique, ou encore, dans les régions rurales, qu'une coopération intermunicipale se charge de la collecte s'il y a peu de compétition à l'appel d'offre.[23] Inversement dans un marché plus condensé, l'utilisation de firmes privées pour livrer les services de collecte permet de minimiser les coûts totaux.[24] Dans le cas des Pays-Bas, Dijkgraaf et Gradus (2007) ont trouvé qu'il y a une corrélation entre le niveau de collusion et les marchés condensés. Lombrano (2009) étudie à son tour les facteurs d'impacts du coût total du système de traitement des déchets, il remarque une hausse des coûts aux deux extrêmes : soit une complète ouverture du marché ou une gestion directe du public. Inversement, il trouve une baisse des coûts lorsque les entreprises publiques et privées se partagent le marché et dans le cas des partenariats publics-privés.

Le marché privé a été introduit à la gestion des services de traitement de déchets à travers les services de collecte sélective obtenu par appel d'offres municipal (Antonioli et Massarutto, 2012). Les conditions à l'entrée et le marché sont deux éléments qui influencent la rentabilité des

---

[22] Selon leurs données et échantillons, pour les populations de 20 000 habitants et moins il est préférable de coopérer avec d'autres municipalités et qu'ils centralisent les services et la gestion.

[23] Les auteurs utilisent l'indice de Herfindahl pour mesurer le niveau de compétition sur le marché pour les services de collecte sélective.

[24] Les coûts de la collecte sont couverts par les municipalités au Pays-Bas.

entreprises postulant. En effet, une entreprise doit être en mesure d'évaluer ses coûts opérationnels préalables à son entrée, les investissements irrécupérables doivent préférablement être minimisés et la qualité du service doit-être facile à évaluer (OCDE, 1999; Dijkgraaf et Gradus, 2007). Remplissant tous ces critères, la collecte sélective est la meilleure porte d'entrée. L'achat des bennes à tri pour la collecte publique est considéré comme les seuls coûts irrécupérables (OCDE, 1999). Une entreprise de collecte n'ayant pas remporté l'appel d'offres peut revendre le reste de son équipement sur des marchés secondaires. L'avantage comparatif entre les firmes préalablement établies et celles entrantes provient de la flotte de camion et de son coût de maintenance (OFT, 2006).

En introduisant la REP, les besoins en recyclage ont augmenté. Suite à son implantation, le système s'est heurté à un manque d'infrastructure de recyclage (Antonioli et Massarutto, 2012). À l'origine, le besoin en fournisseur pleinement intégré pouvant assurer l'ensemble des services était nécessaire pour que le marché se développe (Antonioli et Massarutto, 2012). Il reste que l'industrie de valorisation des déchets ne comporte qu'un nombre limité d'acteurs (CE, 2010). Bien que la marge de profit soit plus élevée pour les services de traitement des déchets (en moyenne, entre 7 et 15 %) que pour la collecte sélective (en moyenne, entre 3 et 7 %), les coûts fixes sont considérables (OFT, 2006). Les services de tri et de traitement des déchets profitent, eux aussi, d'économie d'échelle, plus importante que pour la collecte sélective (OCDE, 2014; DECLG, 2014). Il y a une tendance à l'intégration verticale chez les entreprises de traitement des déchets établies sur le marché limitant ainsi la compétition (Antonioli et Massarutto, 2012). En s'intégrant verticalement les entreprises font profit des économies d'échelle. Tout comme la prise en charge de la collecte par les municipalités, l'intégration verticale est un autre moyen de coordonner la chaîne des services (Antonioli et Massarutto, 2012).

Les sites d'enfouissements sont encore, majoritairement, détenus et gérés par les municipalités (Antonioli et Massarutto, 2012). Les sites d'enfouissement détiennent un pouvoir de marché régional, s'il est exploité, par segmentation de marché, le site a accès à une rente pouvant être équivalant à l'air P_MBCP_C (graphique 2.3). En sus de leurs pouvoirs de marché, si les services d'enfouissement sont sous-traités à des entreprises privées, à long terme il y a de fortes chances

que ces entreprises s'intègrent verticalement développant ainsi un monopole régional (Massarutto, 2007).

Somme toute, l'accroissement de la compétition dans les services de traitement des déchets à transformer les entreprises privées en passant d'un travail intensif en capital humain à un travail plus intensif en capital physique et en savoir (Antonioli et Massarutto, 2012). En sus de leurs services habituels, les entreprises privées de recyclage opèrent aux frontières des marchés, par exemple certaines d'entre elles offrent des services de consultation (CE, 2010). Les petites entreprises ont commencé à faire leur apparition dans les services de tri, de recyclage spécialisés et dans les services complémentaires (vente d'équipement spécialisé, les courtiers, etc.) (Antonioli et Massarutto, 2012).

2.2.3 Compétition entre ORP

Une ORP en situation de monopole détient un pouvoir de négociation pouvant restreindre la compétition au niveau opérationnel (Monier et al., 2014). La théorie économique abordée à la section 1.2.1 nous montre que l'accroissement du nombre d'ORP, à l'échelle d'un pays, devrait aboutir à un plus grand niveau de services et à une réduction des coûts. Ceci n'est pas nécessairement le cas. L'efficience du modèle compétitif dépend d'un certain nombre de facteurs, commençant par les contraintes légales. Comme il a déjà été mentionné, certains pays obligent à ce que les ORP opèrent à l'échelle du pays tandis que d'autres leur permettent d'opérer à une échelle régionale. Le fait d'opérer à l'échelle nationale empêche les ORP de profiter des économies d'échelle (DECLG, 2014). Or, l'abolition de cette condition n'est pas suffisante à elle seule pour accroître la compétitivité du marché (Lehmann, 1999). Inversement, une ORP opérant exclusivement dans une région diminue ses coûts de service vu qu'elle profite des économies d'échelle (DECLG, 2014).

Il existe deux méthodes de gestion des coûts de services, soient centralisés et décentralisés (DECLG, 2014). Une gestion centralisée des coûts implique que les frais de services sont fixes

pour l'ensemble du pays. À l'opposé, une gestion décentralisée des coûts permet aux ORP de négocier les frais de services pour chacun de leurs fournisseurs. Les deux seuls pays européens à adopter une gestion centralisée des coûts sont l'Allemagne et l'Autriche (Monier et al., 2014). Ces derniers ne centralisent que les coûts de collecte ce qui force les ORP à coopérer entre eux, atténuant ainsi la compétition (DECLG, 2014).

Afin d'harmoniser la compétition et d'éviter les abus de marché, des *chambres de compensation* ont été mises en place. En effet, l'accroissement de la compétition entre ORP peut contraindre les organisations à partager les mêmes fournisseurs de collecte. Dans le cas où une ORP à une part de marché considérablement plus importante qu'une autre, elle peut-être tentée d'influencer les décisions du fournisseur à son avantage. Les pratiques de surcollection des déchets ont été observées en situation de partage de fournisseur (Mayers et Butler, 2013). La surcollection se produit lorsqu'une ORP incite le fournisseur de service à délibérément augmenter ses efforts de collecte afin d'accroître les coûts de service. Inversement, dans les milieux moins compétitifs, on retrouve des pratiques de sous-collection (Mayers et Butler, 2013). Lors de cette pratique, les fournisseurs procèdent à une diminution des efforts de collecte. Ceci permet de minimiser les coûts de services dans le but de maximiser les revenus sur les cotisations des membres. La chambre de compensation ne fait pas que gérer les accords de collecte, elle s'assure aussi que les quantités d'emballages « détenues » par chaque ORP concordent avec leur part de marché et elle prélève des données de marché dans le but de limiter les abus de marché et contrôler les flux financiers (EXPRA, 2015).

À l'origine les ORP étaient des organisations à but non lucratif détenus par les entreprises assujetties à la loi. Les ORP n'étaient donc que des consortiums d'entreprises cherchant à se conformer à la loi nationale. En introduisant le modèle compétitif, on vit l'apparition d'ORP à but lucratif et d'ORP verticalement intégré (EXPRA, 2015).[25] Les ORP verticalement intégrés sont détenus par des compagnies privées de collecte et de traitement des déchets (Spasova, 2014).

---

[25] Seul l'Allemagne détient des ORP verticalement intégrés.

Le défaut de ces ORP est qu'elles cherchent à maximiser leurs profits plutôt que de maximiser le bien-être social. Celles-ci ont tendance à cibler des matériaux plus facilement recyclables et ayant une valeur de revente plus élevée (EXPRA, 2015). Les ORP cherchent donc à se différencier en se spécialisant soit dans un créneau de matière (le recyclage des emballages de verre par exemple) ou dans un segment de marché (le recyclage des bouteilles de boissons gazeuses par exemple) afin de prendre avantage d'un marché niche (CE, 2010). Une gestion décentralisée des coûts prône à la sélection choisie des matériaux (c.-à-d. « *cherry picking* ») (DECLG, 2014).[26] L'ORP a donc le pouvoir de négocier la qualité du service dans un cadre décentralisé.

La compétition entre ORP permet de démultiplier les appels d'offres pour tous les services, permettant ainsi une diminution du coût total du système (DECLG, 2014; EXPRA, 2015). Effectivement, les appels d'offres compétitives pour les services de collecte ont été profitables aux ORP, les prix des services ont eu tendance à chuter (OCDE, 2014). Aussi, l'accroissement des appels d'offres permet d'accroître la compétition dans les services de collecte et de valorisation (Spasova, 2014). Notons que les coûts de transactions s'accroissent dans une gestion décentralisée des coûts (DECLG, 2014).[27] Cette augmentation a un impact limité vu que les opérations constituent moins de 10 % de la totalité des coûts (DECLG, 2014). Les coûts de transactions sont réduits sous une ORP monopolistique.

Le processus d'appel d'offres influence grandement le développement des services de traitement. Les appels d'offres publics favorisent un climat compétitif sain parmi les entreprises de traitement des déchets (CE, 2010). Les ORP qui n'exercent qu'une responsabilité financière favorisent le développement du marché vu qu'elles interviennent peu (ou pas) dans le choix des fournisseurs de services (c.-à-d. risque de collusion faible) (Monier et al., 2014). Au contraire, l'agglomération des services (collecte, tri et valorisation) dans les appels d'offres favorise

---

[26] La sélection choisie consiste de choisir les matériaux les plus rentables pour le recyclage. La sélection choisie est considérée comme une pratique de concurrence déloyale.

[27] Les coûts de transactions correspondent aux coûts d'organisation des appels d'offres, de négociation des coûts de services et de sélection des fournisseurs.

l'intégration verticale, et par association, la collusion entre les fournisseurs de services et l'ORP (CE, 2010). La durée du contrat remportée par appel d'offres influence, elle aussi, le niveau de compétition du marché. Les contrats de recyclage de longue durée réduisent fortement la compétition de par l'avantage d'une meilleure expertise et une meilleure connaissance des coûts (OFT, 2006). La Direction Général de la Commission Européenne suggère que les contrats aient une durée maximale de 5 ans (CE, 2010).

Finalement, dans un modèle compétitif les passagers clandestins entravent à l'efficience de la REP. Plus il existe d'ORP sur le marché plus il est difficile pour le gouvernement d'évaluer la performance du système et plus il y a risque de présence de passagers clandestins (Monier et al., 2014). Cependant, les entreprises ne sont pas nécessairement les seuls à se comporter comme des passagers clandestins. Étant responsables d'éduquer la population à travers des campagnes de sensibilisation portant sur les bonnes pratiques de recyclage afin d'améliorer le tri à la source, les ORP peuvent échapper à leurs obligations en laissant leurs compétiteurs investir dans des campagnes publicitaires tout en profitant des biens faits de celles-ci (DECLG, 2014).

CHAPITRE 3 LÉGISLATIONS, PAYS ÉCHANTILLONNÉS ET BILAN EUROPÉEN

3.1 Les directives européennes

La Commission européenne a mis en place en 1994 des directives de recyclage et a fixé des objectifs à moyen terme s'appliquant aux pays membres de l'UE. Ceci s'est fait dans l'optique d'harmoniser les politiques nationales de traitement des emballages en fin de vie. Ci-dessous sont énumérées les grandes lignes de la directive 94/62/CE, soit : « *la directive du parlement et du conseil européen relatif aux emballages et aux déchets d'emballages* ».

La directive vise tous les emballages mis sur le marché dans la zone de l'UE. Ceci comprend les emballages importés et les emballages domestiques. Les partis prenants suivants sont ciblés : les industries, les commerces, les bureaux, les ateliers, les services et les ménages. *Qu'entendons-nous par le terme « emballage »?* Le terme « emballage » est défini comme étant tout produit destiné à contenir et à protéger des marchandises (directive 94/62/CE, article 3). Les emballages à usage unique de produits finis et de matières premières acheminés du producteur au consommateur sont pris en compte. Il existe trois types d'emballages : primaire, secondaire et tertiaire. L'emballage primaire est conçu pour contenir et protéger le produit jusqu'à tant que ce dernier soit consommé. Celui-ci joue un rôle important au niveau de la stratégie marketing, elle facilite la communication avec le consommateur. Beaucoup d'informations y aient contenu, telles que : les valeurs nutritives, le mode d'utilisation, des indications particulières… L'emballage secondaire est, tout simplement, l'emballage dans lequel est contenu l'emballage primaire. Celle-ci peut se retrouver sur les étagères des commerçants, mais n'est pas nécessairement vendue au client (la boîte contenant des barres de chocolat vendu à l'unité par exemple). Tout comme l'emballage primaire, elle sert à protéger davantage le produit et elle peut aussi être une plateforme de communication avec le client. L'emballage tertiaire est uniquement utilisé lors du transport. Celle-ci facilite grandement le transport et la manutention des produits. Elle est la première ligne de défense contre toute intempérie lors du transport et de l'entreposage. Pour les

produits en vrac, des boîtes de carton sont le plus souvent utilisées. Dans certaines industries, comme l'agroalimentaire, on utilise des caisses de transport. Les palettes et les contenants de transport ne sont pas considérés dans les directives de la commission européenne. De plus, les emballages de « longue durée » tels les pots à fleurs, les caissons protégeant les appareils électroniques, les pochettes de CD, etc. ne sont pas considérés.

Suite à la rédaction de la directive 94/62/CE, trois autres directives ont été publiées, soient les directives 2004/12/CE, 2005/20/CE et 2013/2/UE. Ci-dessous sont énumérés les objectifs de récupération et de valorisation (incinération et recyclage) établis par certaines de ces directives.

Tiré de la directive 94/62/CE :

- « *entre 50 % au minimum et 65 % au maximum en poids des déchets d'emballages seront valorisés* »;
- « *entre 25 % au minimum et 65 % au maximum en poids de l'ensemble des matériaux d'emballages entrant dans les déchets d'emballages seront recyclés, avec un minimum de 15 % en poids pour chaque matériau d'emballage* »;

Tiré de la directive 2004/12/CE :

- « *au plus tard le 30 juin 2001, entre 50 % et 65 % en poids des déchets d'emballages seront valorisés ou incinérés avec valorisation énergétique* »;
- « *au plus tard le 31 décembre 2008, au moins 60 % des déchets d'emballages seront valorisés ou incinérés avec valorisation énergétique* »;
- « *au plus tard le 30 juin 2001, entre 25 % et 45 % en poids de l'ensemble des matériaux d'emballages entrant dans les déchets d'emballage seront recyclés, avec au moins 15 % en poids pour chaque matériau d'emballage* »;
- « *au plus tard le 30 juin 2008, entre 55 % au minimum et 80 % au maximum en poids des déchets d'emballages seront recyclés »*
- « *au plus tard le 31 décembre 2008, les objectifs minimaux de recyclage suivants pour les matériaux contenus dans les déchets d'emballages doivent être atteints :*

  60 % en poids pour le verre;

  60 % en poids pour le papier et carton;

  50 % en poids pour les métaux;

  22,5 % en poids pour les plastiques […] »

La directive a le rôle d'assurer le fonctionnement interne des marchés de recyclage. Les états concernés peuvent dépasser les objectifs mis en place par la commission du moment qu'ils

n'entraînent pas de distorsion du marché intérieur et n'empêchent pas les autres à se conformer à la directive (directive 94/62/CE, article 6).[28] Les états membres doivent appliquer des mesures pour s'assurer que des systèmes de collecte et de valorisations soient instaurés et fonctionnels (directive 94/62/CE, article 7). Un code universel européen a été instauré afin de faciliter le tri des contenants. Cependant, celui-ci n'est pas utilisé dans tous les pays membres (CE, 2014 b). Trois ans après la mise en place d'une politique nationale, les emballages mis sur le marché doivent respecter les exigences de la commission. Les exigences sont présentées à l'annexe A. Les états membres doivent, en sus, soumettre des données annuelles sur la quantité d'emballages consommés, réutilisés, recyclés, valorisés et éliminés sur le territoire (directive 94/62/CE, article 12).

3.2 Pays européen échantillonnés

Quatorze pays européens ont été sélectionnés pour cette étude : l'Autriche, l'Allemagne, la Belgique, la Bulgarie, l'Espagne, la Finlande, la France, la Norvège, les Pays-Bas, la Pologne, le Royaume-Uni, la Slovaquie, la Slovénie et la Suède. Les pays suivants appliquent tous les directives sur le traitement des emballages en fin de vie et utilisent la REP pour atteindre les objectifs fixés par la Commission européenne. Les pays sont divisés en 2 catégories (tableau 2.2) : il y a ceux qui ont implanté un marché compétitif pour les services rendus par les ORP tandis que les autres se sont développés en marché monopolistique.

[28] Par *distorsion* la commission sous-entend une forte augmentation des exportations dans les pays voisins.

Tableau 3.1 : Échantillon de pays

Modèles	Pays	Nombre d'ORP
Modèle compétitif	Allemagne	10
	Bulgarie	5
	Pologne	5
	Slovaquie	5
	Slovénie	5
	Royaume-Uni	17
	Suède	2
Modèle monopolistique	Autriche	1
	Belgique	1
	Espagne	1
	Finlande	1
	France	1
	Pays-Bas	1
	Norvège	1

Sources des données PRO Europe (2014) et Communication personnelle avec Joachim Quoden (2015).

L'étude économétrique, présentée au prochain chapitre, s'étend de 2003 à 2012. À l'exception de la Bulgarie, des Pays-Bas et de la Slovénie, les ORP ont commencé à opérer avant 2003 (PRO Europe, 2014).[29] Les politiques nationales de traitement des emballages en fin de vie diffèrent énormément au sein des pays européens. Le tableau ci-dessous présente les acteurs ciblés par chaque loi nationale. Les lois nationales peuvent cibler jusqu'à quatre acteurs sur les marchés :

[29] Les premiers ORP à opérer en Bulgarie et en Slovénie furent en 2004, en 2006 au Pays-Bas (PRO Europe, 2014).

les conditionneurs, les distributeurs, les firmes et les importateurs. Les conditionneurs sont définis comme étant les entreprises de production d'emballages; les distributeurs sont les entreprises logistiques acheminant les produits emballés aux consommateurs; les firmes sont les entreprises produisant les biens emballés; et les importateurs sont les entreprises distribuant des biens emballés manufacturés à l'étranger.

Tableau 3.2 : Acteurs assujettis à la loi nationale sur le traitement des déchets d'emballages

Pays	**Acteurs ciblés**
Allemagne	C, F et I
Autriche	C, D, F et I
Belgique	C, F et I
Bulgarie	F et I
Espagne	C, D et I
Finlande	C, F et I
France	C, D, F et I
Pays-Bas	C, D, F et I
Norvège	F et I
Pologne	F et I
Royaume-Uni	C, D, F et I
Slovaquie	C, F et I
Slovénie	C, D, F et I
Suède	Fet I

Légende : C = Conditionneurs, D = Distributeurs, F = Firmes et I = Importateurs

Source des données PRO Europe (2014).

Dans les prochaines sous-sections ont décris 3 différentes politiques nationales. Celles-ci englobent le fonctionnement et les failles des différents types d'ORP énumérés au chapitre précédent. Les politiques allemande, belge, et anglaise sont décrites.

3.2.1 Modèle allemand

L'Allemagne fut le premier pays à mettre en place, en 1991, la REP pour les emballages domestiques. Initialement l'ORP *Duales System Deutschland* (DSD), inauguré par le gouvernement, domina le marché allemand. À la fin des années 90, le niveau d'endettement de l'ORP devint insupportable et de nouvelles réformes furent nécessaires. Des tarifs trop bas et un trop grand nombre de passagers clandestins étaient partiellement responsables du haut niveau d'endettement (Spasova, 2014). L'autre facteur d'endettement provenait des contrats de 10 ans octroyés aux entreprises de traitements des déchets par la DSD. La durée de ces contrats a permis à ces entreprises de surenchérir leurs prix (CE, 2014a). En 2003, la loi fût modifiée afin d'améliorer le financement et d'augmenter la participation des entreprises. Suite aux réformes, le marché s'ouvrit et permit l'entrée de nouvelles ORP. Les ORP allemandes ont une responsabilité organisationnelle sur l'ensemble des services (de la collecte jusqu'aux traitements) et n'ont pas l'obligation d'opérer sur l'ensemble du territoire (CE, 2014a).[30] A même cette transition de marché, le rôle de la DSD se transforma elle aussi. Celle-ci passa d'une organisation à but non lucratif, détenue par les entreprises membres, à une organisation verticalement intégrée détenue par des entreprises de traitement des déchets cherchant à maximiser leurs profits. Sur les 10 ORP opérants aujourd'hui en Allemagne, cinq d'entre elles sont verticalement intégrées (Spasova, 2014). La DSD prédomine le marché en détenant un peu plus de 50 % des entreprises assujetties à la loi comme membre (PRO Europe, 2014). Les municipalités récupèrent les déchets d'emballages de papier et carton tandis que les entreprises privées sous-contractées récupèrent le reste. Des *notes de récupération* sont émises lorsque les emballages récupérés sont vendus aux centres de recyclage. Ceci permet au *Central Office of the Dual System* (CODS), la chambre de compensation allemande, de comptabiliser le nombre de déchets d'emballages récupérés. Le

[30] Malgré cette condition, tous les ORP allemandes opèrent à l'échelle du pays (Spasova, 2014).

CODS est détenu par l'ensemble des ORP et elle fit son entrée en 2008. Toutefois, celle-ci s'avéra à être inutile, 60 % des emballages traités ne furent déclarés par les ORP. En 2014 elle ferma ses portes.[31] L'Allemagne fait face à un gros problème de passager clandestin. En 2012, 2.4 millions de tonnes d'emballages ont été récupérées par les ORP or, seul 1.2 million ont été déclarés (EXPRA, 2015). Il est reconnu que les ORP allemandes sous-estiment volontairement leurs quantités d'emballages acquis en ne déclarant pas les emballages récupérés provenant des institutions hors ménages (Spasova, 2014). Elles n'enregistrent pas ces institutions et déclarent uniquement les emballages ménagers. Cette pratique permet aux ORP de diminuer leur cotisation aux municipalités. Depuis la mise en place du système compétitif, les emballages fins sont recyclés en plus grande quantité (Spasova, 2014). Les innovations technologiques dans le domaine du triage permettant d'accroître la valeur de la matière recyclée (c.-à-d. moins d'impureté) en seraient la cause (Spasova, 2014).

3.2.2 Modèle belge

La loi belge permet à plusieurs ORP à but non lucratif de s'installer sur le marché, toutefois, une seule ORP est en service, Fost-Plus. Celle-ci opère bien évidemment sur l'ensemble du territoire belge et ne coordonne que le tri et le traitement des déchets d'emballages (c.-à-d. responsabilité organisationnelle partielle). Les municipalités sont responsables de la collecte des déchets d'emballages. Elles peuvent aussi coordonner le traitement des déchets. Dans ce cas, Fost-Plus négocie leurs compensations de manière individuelle. Dans le cas contraire, les compensations aux municipalités sont fixes. FostPlus est à but non lucratif et couvre 93 % des emballages ménagers mis sur le marché (PRO Europe, 2014). Fost-Plus maintient une proximité avec ses membres en les incluant dans les prises de décisions. À travers un processus démocratique, les membres ont un droit de veto sur les décisions prises. La Commission Interrégionale de l'Emballage, un organisme gouvernemental qui assure le bon fonctionnement du système et sanctionne les passagers clandestins. La Belgique est le pays avec le plus haut taux de

[31] Une nouvelle chambre de compensation indépendante des ORP fût inaugurée en 2015.

récupération (91.2 %) et de recyclage (82.9 %) en Europe (Eurostat, 2015). Ceci dit, seuls les matériaux ayant une grande valeur de revente sont envoyés au recyclage; les emballages légers et minces (surtout les plastiques mous) sont mis de côté au triage (Spasova, 2014). Bien que la forte implication des municipalités ait amélioré la performance des services de collecte, l'innovation a été freinée par le manque de flexibilité dans leurs prises de décisions (Spasova, 2014). De Jaegger et Rogge (2014) ont analysé l'efficience des systèmes de collecte et de triage belge.[32] Ces derniers ont trouvé que les municipalités qui impartissaient leurs services à des compagnies privées performaient mieux que celles qui s'en occupaient à l'interne.[33]

3.2.3 Modèle anglais

Tout comme en Allemagne, le Royaume-Uni favorise le marché compétitif. L'ORP la plus importante est Valpak, elle regroupe 40 % des entreprises assujetties à la loi. Cette dernière est la seule à être à but non lucratif. Les ORP anglaises n'exercent qu'une responsabilité financière. Le modèle anglais responsabilise tous les acteurs en amont de la chaîne de valeur pour le traitement des emballages en fin de vie. Les ORP ne finance que le traitement des emballages à concurrence des objectifs de valorisation ciblés. Par ailleurs, selon Vaudey et Glachant (2007) : « *les ORP ne couvrent que le surcoût de la gestion des déchets d'emballages induit par les obligations européennes* ». De fait, ces coûts représentent environ 10 % des coûts totaux (CE, 2014 b). Les fournisseurs de matériaux d'emballages, les fabricants d'emballages, les conditionneurs, les distributeurs et les importateurs se partagent la responsabilité financière. La part de cette responsabilité varie d'un acteur à un autre. En 2004, le gouvernement a prédéterminé que les fournisseurs des matériaux supportaient 6 % des coûts, les fabricants d'emballages 9 %, les

---

[32] Pour mesurer l'efficience de ces services les auteurs ont étudiés les ratios coûts-bénéfices (la compensation livrée par Fost-Plus par quantité de déchets ramassés) pour chaque municipalité.

[33] Les auteurs mentionnent que la densité de population des municipalités peut causer un biais dans l'interprétation de leurs résultats. Une densité plus forte améliore la performance du système et inversement.

conditionneurs 37 % et les distributeurs 48 % (Vaudey et Glachant, 2007). Le financement des importateurs varie selon leur positionnement dans la chaîne de valeur (ADEME, 2004).

La responsabilité de la collecte sélective retombe sur les municipalités. Un système de crédit échangeable est en vigueur. Il existe les crédits de valorisation appelés *Packaging Recovery Notes* (PRN) qui sont émis par les centres d'incinération et de recyclage. Des crédits à l'exportation, aussi appelés *Packaging Export Recovery Note* (PERN), sont émis. Une tonne de matériau valorisé (recyclage ou incinération) équivaut à un crédit. Afin d'assumer leur responsabilité financière, les entreprises vont acheter un nombre de certificats correspondant à la quantité d'emballages qu'ils introduisent sur le marché. L'achat des crédits passe par les ORP ou par des centres de valorisation non affiliés, mais accrédités par le DEFRA. Le prix des PRN varie selon les matériaux et il fluctue dans le temps. Plus précisément, le prix est lié au profit du recycleur et équivaut à la recette tirée de la vente de matières auquel on soustrait le coût de valorisation et le coût d'achat des emballages triés. Le coût d'achat des emballages triés est corrélé au coût de la collecte sélective (Vaudey et Glachant, 2007). Pour les emballages recyclés, le prix du crédit dépend, à court et moyen terme, de la recette nette de la vente des matières recyclées.[34] La volatilité du prix du crédit est corrélée à la volatilité du prix de la matière secondaire (Vaudey et Glachant, 2007). Le coût de recyclage est peu volatile dans le temps. Théoriquement, plus le profit du recycleur est élevé plus le prix des PRN sont faibles. Ceci pose un problème de signalement aux entreprises productrices d'emballages (Vaudey et Glachant, 2007). Les producteurs qui décident d'écoconcevoir leurs emballages ne se verront pas attribuer une cotisation moins élevée.

Les PRN se comportent comme une commodité (Matsueda et Nagase, 2012). Elles peuvent être acheté « *spot* » à la bourse d'échanges des PRN ou elles peuvent-être négociés contractuellement (les prix étant fixés sur une plus longue période de temps). En réalité, les PRN ont encouragé la minimisation des coûts de recyclage aux dépens de la qualité du recyclage (EEA, 2005a). Afin de

---

[34] La recette net de la vente des matières recyclées équivaut à la recette des matières recyclées soustraite au coût d'achat des emballages triés.

minimiser leurs coûts, les centres de recyclage ont opté pour le recyclage des matériaux les moins coûteux (ADEME, 2004). En revanche, le système a favorisé la récupération des emballages, surtout la récupération des emballages de papier et carton (EEA, 2005a). Ceci s'explique en partie grâce à l'octroi des revenus de la vente des crédits au financement de la collecte sélective. Près de 50 % de ces revenus reviennent à la collecte sélective (ADEME, 2004). Le reste des revenus sont réinvestis dans les infrastructures de recyclage et dans des projets de développement. Les déchets d'emballages ont considérablement augmenté, de 9 millions de tonnes annuelle à la fin des années 90 à environ 11 millions de tonnes en 2009. Selon Matsueda et Nagase (2012) ce phénomène serait dû, en partie, à l'augmentation des prix des matières recyclés qui auraient causé une diminution des prix des PRN et conséquemment aurait engendré un niveau de production plus élevé.[35]

3.3 Bilan européen

3.3.1 Génération des déchets d'emballages

Le niveau de richesse d'un pays permet de comprendre la génération des déchets d'emballages (EEA, 2012). L'hypothèse de Kuznets stipule que l'élasticité du revenu (PIB par capita) par rapport à l'environnement est positive jusqu'à atteindre un certain seuil. À ce point d'inflexion, l'élasticité du revenu par rapport à la pollution environnementale devient négative. Survient donc une décroissance absolue du niveau de pollution engendré par les activités économiques. L'hypothèse suggère donc que les mesures de protection environnementales ont tendance à être appliquées dans les pays plus développés. La protection de l'environnement est donc considérée

[35] Dans leur modèle, les auteurs étudient les impacts de l'agencement d'une taxe d'enfouissement au système de PRN. Or, ces derniers indiquent que l'augmentation du prix de la matière recyclé produit le même effet.

un service secondaire.[36] La courbe environnementale de Kuznets image parfaitement son hypothèse.

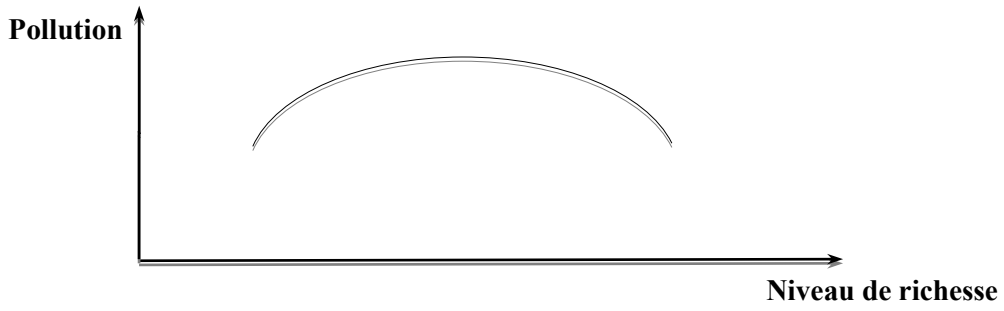


Figure 3.1 : La courbe environnementale de Kuznets

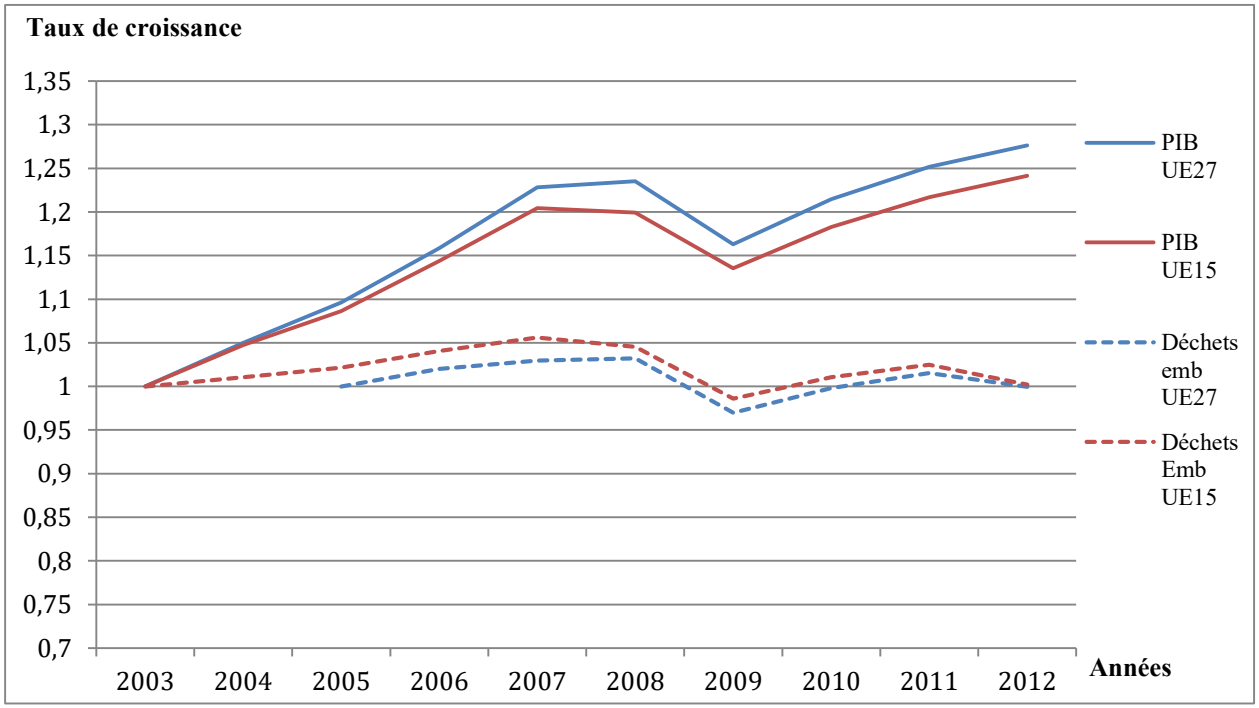
Notons que la courbe n'est pas toujours en forme de « U inversé », en fait, la forme de celle-ci dépend de l'agent pollueur étudié. Song, Zheng et Tong (2008) ont trouvé qu'il y a une relation quadratique entre le revenu et les déchets municipaux. On revient plus en détail sur ce résultat à la section 3.2.1

Mazzanti (2008) test l'hypothèse de Kuznets en l'appliquant au contexte des déchets d'emballages et municipaux. Celui-ci démontre qu'il y a eu une réduction de l'élasticité causant ainsi un découplage entre la croissance économique (PIB) et les déchets générés dans les pays européen. Toutefois, il n'a pas trouvé de diminution absolue de la quantité de déchets d'emballages générés étant donnée la valeur positive de l'élasticité du revenu. Hage, Sandberg, Söderholm, et Berglund (2008) trouvent aussi que dans les pays développés l'élasticité de l'engagement environnementale d'un ménage par rapport à son revenu est positif, mais inférieur à 1. Comparativement aux deux autres recherches, Berglund et Söderholm (2003) trouvent que le niveau d'élasticité est supérieur à 1.

---

[36]Un bien secondaire est un bien qui est caractérisé par une élasticité de prix élevé (supérieur à 1). Dans des périodes de décroissance économique la consommation du bien diminue grandement. Le même principe s'applique à un service secondaire.

Le graphique 3.2 montre la corrélation entre le taux de variation du niveau de richesse (PIB absolu) et le taux de variation de la génération des déchets d'emballage pour l'ensemble des pays Européens (UE27).[37] Le graphique semble concorder avec les résultats de Hage et al. et Mazzanti. On remarque qu'il y a un découplage relatif entre le taux de croissance du PIB et le taux de croissance des déchets d'emballages. Aussi, on observe une réduction du taux de croissance des déchets d'emballages en 2008, cette dernière a été engendrée par l'effondrement du marché du crédit (EEA, 2012). Malgré le découplage, la consommation domestique croit plus rapidement que les innovations technologiques générant ainsi une croissance des déchets d'emballages (EEA, 2005b).



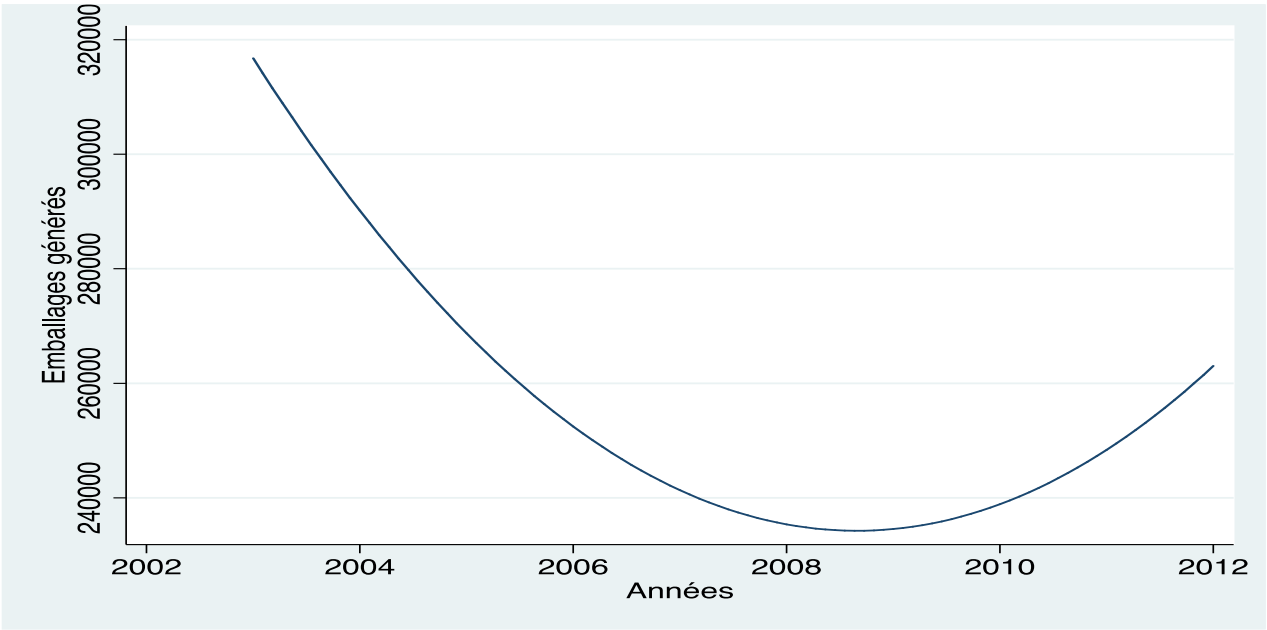
Source des données Eurostat (2015).

Figure 3.2 : Taux de croissance du PIB et des déchets d'emballages générés entre 2003 et 2012 dans l'UE à 15 et 27 pays.

[37] A l'exception du taux de croissance des déchets d'emballages de l'UE27 qui est basé sur les données de 2005, les autres taux sont basés sur les données de 2003. Par conséquent, les taux de croissance de 2003 sont en base 1.

L'annexe B présente une estimation de la courbe quadratique de la quantité des déchets par rapport au revenu (PIB par habitant). L'estimation a été faite en utilisant les données de notre échantillon (voir tableau 2.1). Même si cette approche est imparfaite, il est intéressant de voir que la courbe a une forme similaire à la courbe de Kuznets.

Bien que les recherches empiriques n'aient pas encore démontré l'existence d'une diminution absolue des déchets d'emballages, il est intéressant de voir que le graphique 3.3 dépeint un portrait légèrement différent.[38] En effet, on remarque qu'une décroissance absolue prend place entre 2003 et 2008. Toutefois, dans le cadre de cette recherche, on ne peut expliquer cette tendance. Concernant la rehausse des déchets entre 2008 et 2012, on peut supposer que la crise du crédit ait causé des coupures budgétaires importantes dans les secteurs publics liés à la protection de l'environnement, ceci ne reste qu'une conjecture.



Source des données Eurostat (2015); les données ont été traitées sur STATA 12.

Figure 3.3 : Courbe quadratique estimée de la génération des déchets d'emballages en fonction du temps pour l'ensemble des pays échantillonnés.

[38] Contrairement au graphique 3.2, les pays utilisés pour l'estimation quadratique au graphique 3.3 sont ceux qui ont été échantillonnés (voir tableau 2.1).

L'annexe C dépeint la génération des déchets d'emballages des pays échantillonnés, entre 2003 et 2012. On remarque que l'échantillon de pays est hétérogène. L'Allemagne, la France et le Royaume-Uni ont un poids plus important dans l'échantillon de par la grosseur de leurs économies.

L'annexe D donne un aperçu de la croissance des déchets d'emballages des pays échantillonnés. Pour toutes les catégories de matériaux, les pays de l'Europe de l'Est ont enregistré un taux de croissance plus élevé que ceux de l'Europe de l'Ouest (WPO, 2008).

3.3.2 Composition des emballages

Le niveau de richesse n'est pas la seule force motrice derrière le découplage. La directive sur les déchets d'emballages a aussi sa part de responsabilité (CE, 2014 b). La réduction de la quantité de matières utilisées dans les emballages a contribué au découplage. On parle ici d'une réduction du poids des emballages et non d'une diminution de la quantité d'emballages générés. En effet, il y a eu une forte croissance dans l'utilisation de matériaux légers substituant ainsi les matériaux plus lourds comme le verre et le métal (CE, 2014 b). Dans les pays développés, environ 50 % des emballages mis sur le marché sont des emballages alimentaires (Bickerstaffe, 2014). Toutefois, ceux-ci forment environ le deux tiers des déchets d'emballages domestiques (EEA, 2005b, Marsh and Bugusu, 2007). Ci-dessous on explore l'utilisation des matières étudiées (papier et carton, verre, plastique et métal) dans les emballages.

Les déchets d'emballages de plastique se sont accrus de 18.8 % entre 2003 et 2012 (voir annexe E), ceci représente la plus grande croissance parmi les matières étudiées. L'industrie alimentaire est en bonne partie responsable de cette croissance (Zins, Beauchesne et associés, 2008). Peu coûteuse, versatile, légère et étanche, ce sont pour ces raisons que le plastique est de plus en plus utilisé dans les emballages alimentaires (Zins, Beauchesne et associés, 2008). Avec une tendance à la consommation hors domicile, le marché agroalimentaire est en demande d'emballages

réutilisable et qui se referme facilement. Les thermoplastiques, qui sont des plastiques malléables, sont le plus souvent utilisés dans les emballages alimentaires et les bouteilles. Parmi les thermoplastiques, le polyéthylène à haute densité et le polyéthylène téréphtalate (PET) sont les plus utilisés (Marsh and Bugusu, 2007). Ils servent surtout à faire des contenants en plastique (bouteilles, pots). Le polyéthylène à basse densité est utilisé pour faire des emballages plus fins (pellicules, sac enplastique...) (Marsh and Bugusu, 2007). Ce dernier est beaucoup plus difficile à recycler, par conséquent son niveau de recyclage est significativement plus bas que les autres types de plastiques (Advisory Committee on Packaging, 2008). Le polystyrène est surtout utilisé dans les emballages de viande et dans les emballages pour emporter (verre en polystyrène, contenant distribué dans les cafeterias, etc.) (Marsh and Bugusu, 2007). Il existe d'autres types de plastiques qui sont utilisés dans les emballages or on s'en tient qu'a ceux énumérés. Le défaut du plastique est qu'il demande plus de ressources au triage que les autres matières. Une fois récupéré, le plastique est trié par couleur et par polymère. Au centre de recyclage, les plastiques triés sont broyés et déchiquetés en flocons. Bien que les plastiques aient déjà été triés auparavant, les bouchons de plastique sont souvent faits de polymère léger tandis que les bouteilles sont faites de polymère lourd. Ces derniers circulent dans des cuves d'eau permettant de décanter les polymères légers, des polymères lourds et des résidus (les étiquettes). Étant donné que différents types de plastiques ont la même densité, le processus de décantation n'est pas assez pour séparer les différents types de plastiques. Les centres de recyclage doivent donc investir dans des équipements de tri plus sophistiqués comme des lecteurs de tri optique, augmentant ainsi les coûts (ÉEQ, 2014). Pour ces raisons, à l'heure actuelle, certains plastiques recyclés se vendent plus cher que le plastique vierge (CE, 2014 b).

Le papier et carton est la matière qui est le plus largement utilisée dans les emballages (voir annexe E). Leur utilisation diminua en 2008 due à la baisse de la demande en emballages tertiaires (Eurostat, 2015). Le « *e-commerce* » a fortement contribué à l'expansion des emballages secondaires et tertiaires en papier et carton (CESE, 2014). Notons que le tri de papier et carton est un service intense en mains d'œuvre (Berglund et Söderholm, 2003). Avant d'être recyclés, les emballages doivent d'abord être nettoyés dans le but de séparer l'encre de la pulpe. Le blanchiment du papier et carton, l'utilisation de colle et d'encre sont les principaux contaminants dans la matière recyclée (Envirowise, 2008). Le niveau d'impureté du papier

recyclé a un niveau similaire à celle du plastique (environ 5 % d'impureté) (CE, 2014 b).

La production d'emballages est le secteur le plus important de l'industrie du verre (CESE, 2014). Les emballages de verre ont perdu des parts de marché dans l'industrie des boissons gazeuses or, ils restent la première forme d'emballages dans l'industrie de la bière et du vin (WPO, 2008). Bien que le verre procure une meilleure étanchéité que le plastique son poids le désavantage d'un point de vue logistique. De fait, si un camion transporte des liquides contenus dans des bouteilles en plastique, dans ce cas, les emballages comptabilisent en moyenne 10 % du poids total de la charge. Dans le cas contraire, lorsque les bouteilles sont en verre, elles comptabilisent en moyenne 40 % du poids total de la charge (Envirowise, 2008). Au recyclage, les verres de couleurs foncées, soient brun et vert, sont les plus durs à traiter étant donné qu'ils demandent à être chauffés à une température plus élevée que le verre clair. La collecte sélective complique le tri du verre étant donné qu'elle se brise et se mélange aux autres matériaux (Envirowise, 2008).

Deux types de métaux sont utilisés dans les emballages : l'acier et l'aluminium. Les cannes de conserves alimentaires et les cannettes constituent la grande majorité des emballages métalliques (Marsh and Bugusu, 2007). À l'annexe E on remarque qu'il y a une décroissance des emballages métalliques. La diminution des ventes d'aliments en conserve et la forte croissance des breuvages en bouteille sont à l'origine de ce phénomène (WPO, 2008).

Les emballages composés sont de plus en plus utilisés, surtout dans les emballages alimentaires (Marsh and Bugusu, 2007). Ceux-ci ajoutent un degré de difficulté supplémentaire au tri et aboutissent souvent dans des centres d'incinération et d'enfouissement.[39] Les emballages biodégradables ont fait leur apparition sur le marché, tout comme les emballages composés ils sont difficiles à trier et par conséquent se ramassent la plupart du temps aux sites d'enfouissement. Notons que les emballages biodégradables ne sont pas couverts par les

[39] Les emballages composés sont des emballages qui utilisent des matériaux composites. En exemple, un carton ciré recouvert d'une pellicule d'aluminium est considéré comme un emballage composé.

directives européennes.

3.3.3 Collecte et recyclage

Dans l'ensemble, les taux de collecte et de recyclage se sont accrus plus rapidement que la génération des déchets d'emballages (CE, 2014 b). L'annexe F présente l'évolution des taux de récupération pour chaque matériau. Comme on peut l'observer, le papier et carton présente les taux les plus élevés. Les emballages de papier et carton sont généralement récupérés par la collecte sélective (PRO Europe, 2014). En fait, le recyclage du papier et carton était déjà bien implanté avant l'introduction de la REP (CE, 2014 b). En ce qui concerne les autres matériaux, les méthodes de collecte varient entre pays et entre régions. À l'exception de la collecte sélective, les emballages sont récupérés à travers un système de consignation ou ils sont apportés à des centres de collecte publics. À l'annexe F on remarque que les emballages de plastiques connaissent le plus forte croissance dans l'UE à 15 et 27 pays. Respectivement, leurs taux de croissance sont de 17 % et 14.5 %. Par ailleurs, dans l'UE à 15 pays, les emballages de verre et en métal connaissent chacune une hausse de 15.3 % et de 15.1 %. Dans l'UE à 27 pays leurs hausses sont réduites à 11.2 % pour le métal et 13.7 % pour le verre. Notons que la mise en place de ces centres de collecte public diminue le coût d'opportunité du recyclage du fait que les citoyens doivent parcourir de plus grande distance pour apporter leurs emballages au recyclage (Hage, Sandberg, Söderholm, et Berglund, 2008). Bien qu'elle soit plus coûteuse, la collecte sélective permet de rapatrier un plus grand nombre d'emballages (CE, 2014 b)

Les emballages domestiques sont beaucoup plus hétérogènes que les emballages industriels (CE, 2014 b). Le tri des emballages domestiques est donc plus compliqué et plus coûteux. En se répandant et en améliorant le tri à la source, les systèmes de collecte ont permis aux recycleurs d'accroître la qualité de leurs produits tout en minimisant leurs coûts (CE, 2014 b).

Seul le recyclage est considéré comme traitement des déchets. Afin d'éviter un biais dans le modèle économétrique on ne prend pas en compte l'incinération, plusieurs données sont

manquantes ou erronées.[40] L'annexe G présente les taux de recyclage des emballages pour l'ensemble des pays échantillonnés, on remarque que tous les pays ayant mis en place un ORP monopolistique ont atteint les objectifs de recyclage de 2008 (c.-à-d. minium de 55 %). Du côté compétitif, seul l'Allemagne, le Royaume-Uni et la Suède ont atteint leurs objectifs de recyclage. Ceci s'explique de par l'entrée plus tardive dans l'UE de la Slovénie, la Slovaquie et la Pologne en 2004, suivi de l'adhésion de la Bulgarie en 2007. Ces derniers ont donc reçu des dérogations.[41] En 2011, tous les pays à l'exception de la Pologne ont atteint le seuil minimal de recyclage de 2008 (CE, 2014 b).[42] Les prix des matières recyclées ont chutés lors de la crise économique causant un important ralentissement dans le marché du recyclage (EEA, 2012). Cependant, le ralentissement a eu peu d'impacts sur la récupération et le recyclage des emballages (CE, 2014 b).

Les objectifs cibles de la Commission européenne ont permis de hausser le niveau de recyclage européen (CE, 2014 b). La performance du système de recyclage a une variable temporelle; plus le système gagne en expérience, plus il devient performant (Massarutto, 2007). Notons que les fluctuations dans le recyclage tiennent d'une part des habitudes de consommation, du nombre d'infrastructure de recyclage et du type de traitement favorisé (CE, 2014 b). La majorité des centres de recyclage se trouvent en situation de sous-capacité (ECA, 2012). D'autre part, la méthode de collecte des données permet d'expliquer leurs grandes fluctuations d'un pays à un autre (EEA, 2005a). On aborde ceci plus en détail au chapitre 3.

L'annexe H présente les taux de recyclage par matière entre 2003 et 2012. Sachant que le traitement des déchets en papier est établi depuis plus longtemps, il n'est pas surprenant que le

---

[40] L'entrée des données est irrégulière et beaucoup de pays ont enregistré la valeur 0. Aussi, la variance des données pour un même pays est très élevée. Par exemple, l'incinération des emballages de papier et carton au Pays-Bas passe de 0 en 2006 à 41 000 tonne en 2007.

[41] La Slovénie et la Slovaquie doivent atteindre l'ensemble des objectifs pour 2012, la Bulgarie pour 2013 et la Pologne pour 2014.

[42] La Pologne a atteint les objectifs cibles en 2014.

papier et carton présente le plus haut tôt de recyclage initial. Dans l'UE à 15 pays, entre 2003 et 2012, le recyclage du papier et carton connaît la plus grande croissance (17.1 %). Toutefois, dans l'UE à 27 pays, c'est le verre qui présente la plus forte hausse (13.4 %). Aussi, dans l'UE à 15 pays, le recyclage du métal et du verre ont respectivement connu une croissance de 15.6 % et 13.5 %. D'importants investissements en capital physique ont été effectués dans le recyclage du verre et du métal (CE, 2014 b). Les risques de contamination de ces matériaux sont moindres, les matières recyclées sont donc de qualité supérieure et leurs prix de vente plus stables. Comme il a déjà été mentionné, la minimisation des coûts de recyclage prime sur la qualité des matières recyclées notamment pour le plastique et le papier et carton recyclés (CE, 2014 b). Notons que les matériaux ciblés par une taxe d'enfouissement national ont généralement connus des investissements importants en capital physique (CE, 2014 b). Ceci dit, le recyclage du métal n'a connu qu'une croissance de 8.7 % dans l'UE à 27 pays. Bien qu'il ait le taux de recyclage le plus faible, le plastique a connu une bonne évolution similaire dans l'UE à 27 et 15 pays. Respectivement, leur taux de croissance sont de 10.7 % et 10.4 %.

3.3.4 Flux internationaux des déchets

De par leur petite économie, les pays à plus petite superficie ont tendance à exporter un plus haut ratio de déchets que le reste des pays européens (Eurostat, 2015). Par exemple, la Slovénie exporte environ 80 % de ses déchets (CE, 2014 b). Les raisons entourant l'exportation des déchets sont nombreuses : le manque d'infrastructure (surplus de déchets), la négligence environnementale, le désengorgement des services de traitement (exportation des déchets triés à faible valeur), le manque d'espace pour l'enfouissement, etc. sont tous des raisons plausibles. Les pays ayant des politiques environnementales peu développées, utilisant de la main-d'œuvre peu qualifiée et ainsi peu coûteuse pour le traitement des déchets, sont enclins à devenir des havres de pollution (Van Beukering, 2001). Kellenberg (2012) s'intéresse à l'impact des réglementations

environnementales plus laxistes sur le commerce international des déchets.[43] Celui-ci démontre que lorsqu'un pays abaisse ses normes environnementales d'un point de pourcentage ceci engendre un accroissement de 0.32 % des importations de déchets. Dans cette même recherche, Kellenberg souligne le fait que les pays en voie de développement ont des indices environnementaux significativement moins élevés que dans les pays développés. Bien que les pays développés importent une plus grande quantité absolue de déchets, de manière relative les pays en voie de développement sont les plus grands importateurs de déchets (Kellenberg 2012).[44] En effet, ces derniers comptabilisent 39 % des importations mondiales de déchets tandis qu'ils n'en exportent à peine 21 % (Kellenberg, 2012). Il se peut donc que les pays exportateurs échappent à leurs obligations en envoyant leurs déchets dans des pays en développement pour être enfouis.

Inversement, un pays peut être spécialisé dans le traitement de certains déchets. Selon Van Beukering (2001), les investissements dans les infrastructures de traitement des déchets stimulent les importations de déchets triés. À l'opposé, Kellenberg (2012) découvre que lorsque le niveau de recyclage d'un pays diminue d'un point de pourcentage, il s'engendre une diminution de 0.013 % des importations de déchets.[45] L'importation de déchets triés recyclable stimule le marché local de recyclage ce qui a pour effet d'augmenter le taux d'utilisation de la matière recyclé. En effet, une augmentation de l'offre permet de diminuer le prix unitaire du bien offert.

---

[43] Kellenberg applique un coefficient de différenciation des niveaux de réglementation environnementale pour chaque échange bilatéral entre les pays i et j tels que : $E_{ij} = [(E_i - E_j)/((E_i + E_j)/2)]$. E_i et E_j sont les indices environnementaux pour les pays i et j, respectivement. Plus E est grand plus un pays a des normes environnementales sévères. Lorsque E_{ij} a une valeur positive, le pays exportateur (i) à des normes de protection environnementales plus sévère que le pays importateur. Inversement, lorsque E_{ij} a une valeur négative, le pays importateur (j) à des normes de protection environnementales plus sévère.

[44] Kellenberg remarque que le niveau de productivité au recyclage est nettement plus élevé dans les pays développés, ce qui explique la plus grande importation de déchets en valeur absolue.

[45] Tout comme pour les normes environnementales, Kellenberg développe un coefficient de différenciation des niveaux de recyclage pour chaque échange bilatéral entre les pays i et j tels que : $R_{ij} = [(R_i - R_j)/((R_i + R_j)/2)]$. R_i et R_j sont les indices de recyclage pour les pays i et j, respectivement.

Une diminution du prix unitaire stimule la demande sur le marché du recyclage, ce qui théoriquement stimule l'utilisation de la matière recyclée.

CHAPITRE 4 MODÈLE DE RÉGRESSION

Le modèle a été développé pour déterminer si la compétition entre ORP a un impact sur l'opérationnalisation des services de traitement des déchets. Comme il a été mentionné en introduction : on tente d'établir un lien de causalité entre le modèle d'ORP compétitif et le développement horizontal des services de collecte et de recyclage des déchets d'emballages. On applique le modèle à l'ensemble des emballages récupérés et à chaque catégorie de matières (papier et carton, verre, plastiques et aluminium).

On se base sur l'arbre des flux de déchets pour évaluer le pouvoir catalytique de la concurrence sur les services de traitement des déchets (voir diagramme 4.1). L'arbre modélise le cheminement des déchets de son point de consommation à sa prise en charge par les enfouisseurs ou les recycleurs. On porte donc un regard sur les facteurs qui influencent la génération, la collecte et le recyclage des déchets d'emballages. Les habitudes de récupération sont à l'origine des économies d'échelle. Parallèlement, la quantité de déchets rapatriée et triée par les réseaux logistiques est influencée par les économies d'échelle. Le modèle donne un portrait complet sur les flux des déchets d'emballages. Pour se faire,

Six variables expliquées sont retenues, toutes sont définies à partir de l'arbre de flux. En respectant le cheminement des flux, on commence par définir le taux de génération des déchets d'emballages. Cette variable est composée du ratio : déchets d'emballages générés sur déchets municipaux. Naturellement, on définit le taux de collecte et le taux de recyclage local, car on s'intéresse à l'ensemble des services des traitements de déchets. La première de ces variables est calculée en divisant la quantité des déchets d'emballages collectés par la quantité de déchets d'emballages générés. L'autre est obtenue en divisant la quantité des emballages recyclés par la quantité des emballages collectés. Les trois dernières variables dépendantes comptabilisent les flux commerciaux. Puisqu'on ne sait pas ce qu'il advient des déchets d'emballages exportés et importés, on fait l'hypothèse que tous seront valorisés. Le taux de valorisation potentiel des déchets locaux et le taux de recyclage potentiel modélisent la capacité des pays à traiter les

déchets d'emballages localement. La première de ces variables est obtenue en divisant la somme des quantités de déchets d'emballages recyclés et exportés par la quantité de déchets collectés. L'autre est calculée en divisant la quantité des déchets d'emballages recyclés par la somme des quantités de déchets collectés et importés. La dernière variable modélise le taux de valorisation total, tous les flux locaux et commerciaux sont pris en comptes.[46] Cette variable est obtenue en divisant la somme des quantités de déchets d'emballages recyclés et exportés par la somme des quantités de déchets collectés et importés. Toutes les variables ci-dessus sont présentées en détails au tableau 3.1.

On ne prend pas en compte les prix des matières recyclées étant donné que l'on incorpore les quantités exportées et importées dans les variables dépendantes.[47] Aussi, les coûts du système ne sont pas inclus vu que l'on n'y a pas accès.

La nouveauté dans cette recherche provient de l'ajout de la variable *dummy Compétition*. Cette variable nous permet de comprendre l'impact de la compétition entre ORP sur l'ensemble du système. Bien que cet aspect n'ait jamais été étudié dans les recherches empiriques, comme on le verra subséquemment il existe des études comparatives portant sur l'efficience entre les firmes privées et les organisations publiques dans la gestion des déchets.

---

[46] Bien que l'on ne prenne pas en compte l'incinération des déchets, pour des fins de simplification on utilise le terme taux de valorisation total.

[47] Les prix à l'importation et à l'exportation sont calculés de la manière suivante : [prix total / quantité totale].

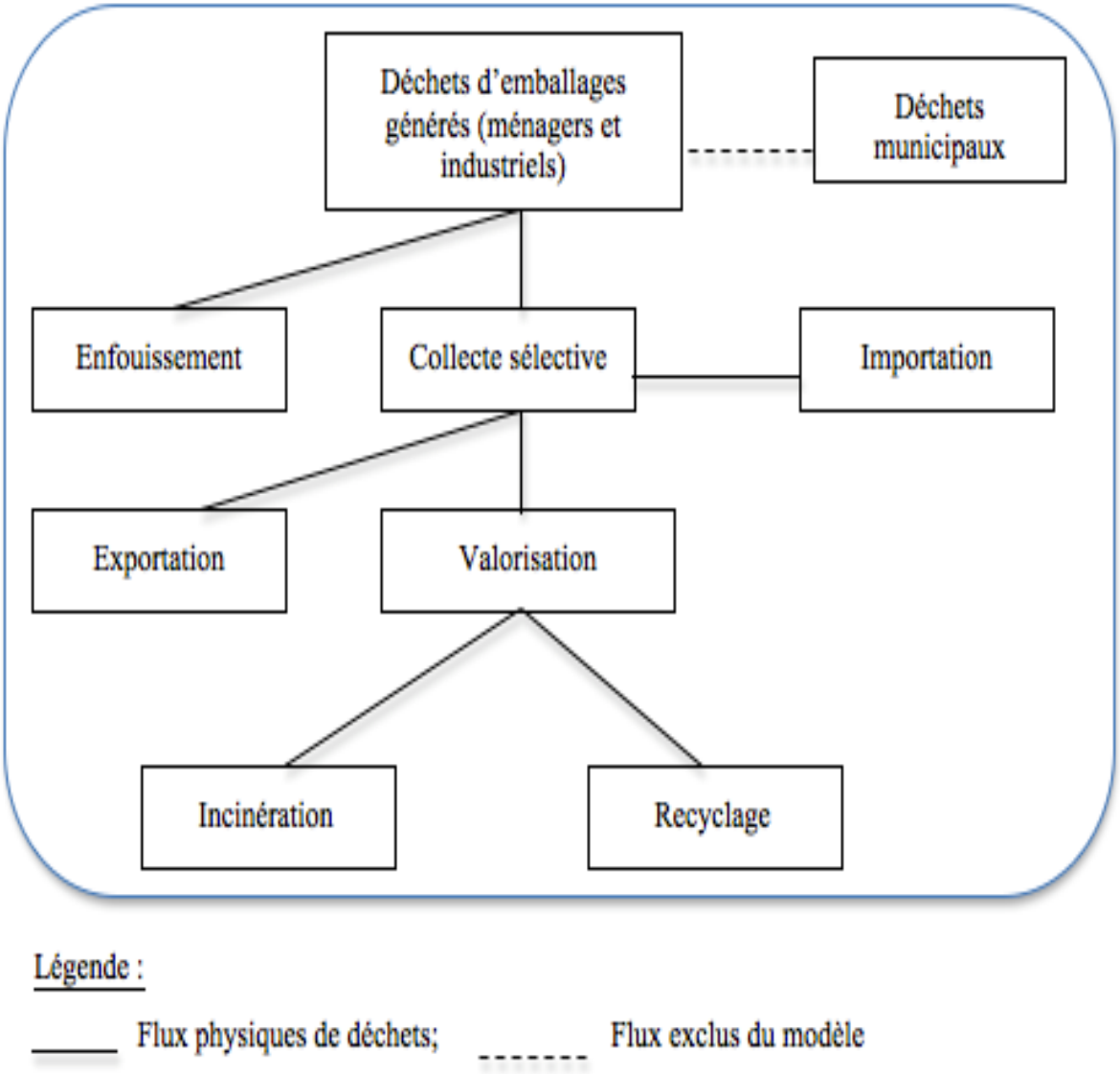


Figure 4.1 : Arbre de flux des déchets

4.1 Variables expliquées

Tableau 4.1 : Variables expliquées

Variables	Descriptions
Taux de génération = [(Déchets d'emballages générés)/(Déchets municipaux)]	Cette variable capture l'impact de la REP sur la génération des déchets d'emballages. Elle internalise les choix des matériaux d'emballages et du même coup capture le comportement des firmes. Les données utilisées dans le modèle sont de nature macroéconomique, il est donc impossible d'isoler l'impact de l'écoconception.
Taux de collecte = [(Déchets d'emballages récupérés)/(Déchets d'emballages générés)]	On mesure la performance des réseaux de collecte (collecte sélective et publique) des déchets à travers cette variable.
Taux de recyclage local = [(Déchets d'emballages recyclés)/(Déchets d'emballages générés)]	Cette variable mesure la performance du système de recyclage.

Tableau 4.1 : Variables expliquées (suite et fin)

Taux de valorisation potentiel des déchets locaux = [(Déchets d'emballages exportés + Déchets d'emballages recyclés)/(Déchets d'emballages générés)]	Cette variable permet de modéliser la capacité des pays à traiter leurs déchets d'emballages localement.
Taux de recyclage potentiel = [(Déchets d'emballages recyclés)/(Déchets d'emballages générés + Déchets d'emballages importés)]	Cette variable permet aussi de modéliser la capacité des pays à traiter leurs déchets localement. Elle permet aussi de mesurer le niveau de productivité des services de traitement.
Taux de valorisation total = [(Déchets d'emballages exportés + Déchets d'emballages recyclés)/(Déchets d'emballages générés + Déchets d'emballages importés)]	Cette variable prend en compte l'ensemble des flux, locaux et commerciaux.

4.2 Variables explicatives

Tableau 4.2 : Variables explicatives

Variables	**Descriptions**
Variables démographiques :	
$Appart_{it}$	Proportion de la population vivant en appartement (%).
$Pop65_{it}$	Proportion de la population ayant 65 et plus (%).
$Educ_{it}$	Durée probable de la scolarité (nombre d'années).
$Dens_{it}$	Densité de population sur l'ensemble du territoire (personnes par km^2).
Variables financières :	
PIB_{it}	Produit Intérieur Brut (millions d'euros).
$RevTaxEnv_{it}$	Recettes fiscales environnementales (% du PIB).
$DepEnv_{it}$	Dépense nationale dans les services de protection de l'environnement (% du PIB).[48]
Autres variables :	
$Competition_{it}$	*Variable dummy* prenant la valeur 1 lorsque le système mis en place est compétitif, 0 sinon.
EcoManag	Nombre d'organisations et de sites ayant adopté la norme *Eco-Management and Audit Scheme* (nombre de compagnies enregistrées).[49]

[48] Les services environnementaux sont l'enfouissement, les traitements d'assainissement, la collecte des déchets et leurs traitements.

Tableau 4.2 : Variables explicatives (suite et fin)

Variables d'interactions :	
Dép.Env.XCompetition	Mesure l'impact des investissements dans les infrastructures de traitement des déchets en présence d'un modèle compétitif.
DensiteXCompetition	Mesure la performance des réseaux logistiques et la stratégie de localisation des ORP compétitifs.
EcoManagXCompetition	Mesure la volonté des entreprises à minimiser l'empreinte écologique de leurs emballages dans le système compétitif.

Au chapitre 4, on voit plus en détail le choix des variables *Dépense Environnementale*, *Densité* et *Éco Management* dans les variables d'interaction. De plus, on analyse leurs canaux de transmission entre le degré de compétition du marché et l'efficacité des services offerts sur ce marché.

Le reste de ce sous-chapitre est une revue des études empiriques, celles-ci permettent de conjecturer l'impact des variables indépendantes sur les variables dépendantes. La première sous-section fait état des effets attendus des variables dépendantes sur le taux de génération des

---

[49] La certification EMAS incorpore la norme ISO 14001 comme composante de système de management environnemental.

déchets d'emballages. La suivante porte sur les effets estimés des variables dépendantes sur le taux de collecte. Enfin, la dernière sous-section porte sur leurs impacts attendus sur le taux de recyclage local et les flux commerciaux.

4.2.1 Génération des déchets d'emballages

Tel que discuté précédemment, en s'intéressant à la relation entre le revenu et la génération des déchets municipaux, Song, Zheng et Tong (2008) ont remarqué qu'une relation quadratique existe entre ces deux variables.[50] Le *PIB* et PIB^2 sont, entre autres, utilisés dans cette recherche pour modéliser la relation « richesse – génération des déchets d'emballages ». Notons aussi que cette dernière variable a un impact direct sur la consommation des emballages tertiaires (WPO, 2008). Cependant, une mise en garde est nécessaire, à elle seule le *PIB* englobe beaucoup de facteurs qui influencent le niveau de pollution. En effet, celle-ci réunit des effets d'échelle, structurelle et technique (Panayotou, 1997).[51] L'effet d'échelle représente la corrélation entre la demande pour des mesures de protections environnementales et le niveau de richesse du pays. L'effet structurel représente la corrélation entre l'importance relative des différents secteurs économiques (industriel, agricole, informationnelle...) et le niveau de pollution. Finalement, l'effet technique représente la corrélation entre le niveau de richesse du pays et l'accès à des technologies moins polluantes et à des politiques de protection environnementales. On devra donc être prudent, lors de l'interprétation des résultats, à la signification des coefficients du PIB. Certaines variables telles *EcoManag*, *DepEnv* et *RevTaxEnv* permettent de capter ces effets. [52]

---

[50] Les auteurs s'intéressent à trois types de polluants : les émissions de gaz polluants, les émissions d'eau polluée et la génération de déchets municipaux. Ces derniers régressent le niveau de pollution au logarithme du PIB par habitant.

[51] Afin de prendre en compte les effets structurels, de composition et de dépollution, Panayotou utilise les variables suivantes : le PIB par habitant, le PIB par kilomètre carré, l'importance relative du secteur industriel dans le PIB, le taux de croissance du PIB, la densité et le nombre de politiques environnementales.

[52] Gonzàlez-Torre, Diaz et Artiba (2004) font une étude comparative sur les pratiques environnementales et logistiques dans l'industrie de l'emballage en verre entre la Belgique et l'Espagne. Ces derniers utilisent la variable

Pour ce faire on s'attend à ce qu'ils aient tous un impact négatif sur la génération des déchets d'emballages.

La prochaine sous-section explore l'impact des variables démographiques sur la génération des déchets.

4.2.2 Récupération et collecte

Contrairement à la collecte des déchets, la récupération sous-entend la propension d'un ménage à développer des habitudes de recyclage. Comme il a été mentionné en introduisant le diagramme 4.1, ces habitudes sont à l'origine même des économies d'échelle. Le modèle utilise quatre variables sociodémographiques afin de comprendre les habitudes de récupération : *Pop65, Educ, Appart et Densité*.

Ferrara et Missios (2014) étudient les impacts des facteurs socioéconomiques et démographiques sur les quantités de déchets et de recyclages générés et le niveau de conscience environnementale chez les ménages. À travers leurs résultats les auteurs déduisent que la récupération est motivée par un ensemble de facteurs locaux tels l'attachement à sa communauté, les nuisances olfactive et visuelle des déchets, etc. En effet, Ferrara et Missios découvrent que le nombre d'années passées dans un même quartier et l'appropriation d'une maison (c.-à-d. détenteurs d'habitations unifamiliaux) accroît la récupération et minimise la quantité de déchets générés. Toutefois, ceux-ci remarquent que la volonté de payer pour un service de collecte sélective accroît beaucoup plus

---

EcoManag pour déterminer s'il existe une différence au niveau de la conscience environnementale. Cette dernière variable s'avère non significative.

intensément la mise au rebut que la récupération. Les auteurs découvrent que le niveau d'éducation et le degré d'urbanisation stimulent la quantité de déchets générés. Aussi, le niveau d'urbanisation influence négativement la récupération. Kinnaman et Fullerton (2000) trouvent des résultats similaires en estimant la courbe de demande pour la récupération chez les ménages. Contrairement à Ferrara et Missios, ces derniers cherchent à déterminer l'impact de la tarification pour les services de collecte sur le niveau de recyclage, imposé dans le cadre d'une politique « *pay-per*-bag » (se référer à la section 1.2). Au final, Fullerton et Kinnaman déterminent que les facteurs démographiques tels que détenir une maison, la proportion de retraités et l'éducation impacts positivement la récupération. Par ailleurs, ceux-ci trouvent que le niveau de densité diminue la quantité de matière recyclée récupérée.[53] Baterlings et Sterner (1999) estiment à leurs tours la demande pour les services de collecte des déchets.[54] Ceux-ci réalisent que l'accroissement de l'âge tend à réduire les déchets générés tandis que la surface d'habitation (mesuré en m^2) tend à l'augmenter.[55] Baterlings et Sterner estiment que l'élasticité de l'âge par rapport à la quantité de déchets générés est de -0.9. En étudiant les efforts de recyclage investis par les ménages, Jenkins, Martinez, Palmer et Podolsky (2003) trouvent que le volume des emballages impacte le niveau de récupération.[56] Plus précisément, les auteurs ont remarqué que l'existence de collecte sélective et de centre public de recyclage a un impact positif significativement plus important sur les efforts de recyclage pour les bouteilles en verre et en plastique. Ces derniers déterminent aussi que la durée d'existence d'un programme de collecte détermine le niveau de récupération du papier et carton. Finalement, Jenkins et al. trouvent que le revenu, le niveau d'éducation et le nombre d'occupants par foyer sont tous des facteurs qui haussent la récupération.

---

[53] Fullerton et Kinnaman utilisent la variable densité (DENS) pour approximer le cout de la collecte. Ces derniers incluent la forme polynomiale de la variable densité ($DENS^2$), elle est malheureusement non significative.

[54] Contrairement à Fullerton et Kinnaman, Baterlings et Sterner utilisent la distance moyenne au centre de recyclage pour estimer le coût de la collecte.

[55] La moyenne d'âge de l'échantillon est relativement élevée (51 ans).

[56] Jenkins et al catégorisent les efforts de recyclage (initialement présenté comme la proportion de déchets recyclables mise au recyclage, les valeurs sont comprises entre 0 et 100) en 3 catégories : les efforts compris entre 0 et 10 prennent une valeur de 0, entre 11 et 95 prennent une valeur de 1 et au-delà de 95 prennent une valeur de 2.

Comme il a été vu au premier chapitre, la courbe d'offre pour les services de collecte est impactée par les économies d'échelles. Cependant, Bel et Costas (2006) démontrent que les économies d'échelles dépendent de la date d'entrée en vigueur des entreprises privées dans les appels d'offres. Ces derniers trouvent que plus la durée de participation des entreprises de collecte privées est longue, plus les économies d'échelle tendent à disparaître. Aussi, Bel et Costas trouvent que les économies d'échelles ne sont pas présentes dans les régions densément peuplées. Abordant le même sujet que Bel et Costas, Szymanski (1996) trouve qu'à court terme l'introduction de firmes privées au marché de la collecte minimise les coûts des services.

En s'intéressant à la collecte du papier et carton, Berglund et Söderholm (2003) découvrent que les niveaux d'urbanisation et de densité ont un impact positif sur la collecte.[57] Selon eux, un niveau de densité élevé minimise les coûts de collecte et accroît les coûts d'enfouissement. Toutefois, en sous-divisant leur échantillon en pays « à revenu élevé » et en pays « à revenu moyen », les auteurs découvrent que la densité a un impact beaucoup plus important dans les pays à revenu moyen. Ceci dit, la densité a toujours un effet positif, bien que minime, sur la collecte dans les pays à revenu élevé. Berglund et Söderholm trouvent aussi que le PIB per capita dans les pays à revenu élevé hausse le niveau de collecte. Ce dernier résultat se recoupe avec l'hypothèse de Kuznets : la performance des services environnementaux serait accentuée par le niveau de revenu.

Sachant que l'on utilise la valeur absolue du PIB, on écarte les effets revenus (la volonté de payer pour un service de collecte sélective et d'acheter des biens plus écoresponsables) et substitutions (l'accroissement du coût d'opportunité du recyclage) sur la récupération des déchets d'emballages liés à une croissance budgétaire chez les ménages. La variable *Appart* à un rôle similaire aux variables *Habitation* et *Maison* utilisée dans les études précédentes, elle s'intéresse au niveau d'engagement environnemental des citoyens vivant en appartement. On s'attend à ce qu'elle ait un impact positif sur la génération d'emballages et négatif sur la récupération et le

---

[57] Les auteurs utilisent le ratio suivant pour modéliser la collecte : taux de collecte = (Déchets de papier et carton + exportation net des déchets) / (Consommation de papier et carton).

recyclage. De plus, on s'attend à ce que les variables *RevTaxEnv*, *DepEnv* et *PIB* aient un impact positif sur le taux de collecte des emballages.

4.2.3 Recyclage et flux commerciaux

Selon Van Beukering (2001) les facteurs économiques suivants influencent le recyclage : les économies d'échelle, l'investissement en capital et le coût de la main-d'œuvre, la technologie disponible et l'élasticité des prix des matières récupérés.

Dans l'étude de Berglund et Söderholm (2003) présenté précédemment les auteurs développent un second modèle permettant de comprendre les facteurs d'influences sur l'utilisation du papier récupéré.[58] Ceux-ci trouvent, entre autres, que le niveau d'utilisation est fortement expliqué par le niveau de récupération. Notons que Berglund et Söderholm définissent le niveau de récupération comme la courbe d'offre des recycleurs et le niveau d'utilisation comme courbe de demande. Tout comme la collecte, le recyclage est intimement lié au niveau de récupération.

Callan et Thomas (1997) développent un modèle linéaire pour comprendre les effets des tarifications unitaires, des subventions sur les équipements, des infrastructures régionales partagées et des variables démographiques sur le niveau de recyclage.[59] Le résultat le plus important qu'ils aient trouvé provient de l'accroissement du recyclage avenant de l'accès des fournisseurs de services aux infrastructures régionales. Callan et Thomas en conclut que le partage des infrastructures publiques permettent aux régions à faible densité de profiter d'économie d'échelle. Notons aussi que la subvention sur les équipements n'est pas significative,

---

[58] Les auteurs utilisent le ratio suivant pour modéliser l'utilisation : taux d'utilisation = (Consommation des déchets de papier et carton) / (Production de papier et carton). Notons que la récupération de papier et carton est une variable explicative dans ce deuxième modèle.

[59] Ils utilisent la variable dépendante : (Déchets municipaux recyclés) / (Déchets municipaux générés).

la variable *Densité* à un impact négatif et que les variables d'éducation et de revenu sont positives. Sachant que la variable *DepEnv* prend, entre autres, en compte les dépenses environnementales publiques dans le traitement des déchets, on s'attend à ce que ce dernier ait un impact positif sur le recyclage local.

Baggs (2009) applique un modèle de gravité dans le but d'étudier le commerce international des déchets dangereux. [60] Cette dernière découvre que le niveau de richesse des pays importateurs a un impact plus important sur le commerce de déchet que le niveau de richesse des pays exportateurs. Intuitivement on aurait pensé le contraire, plus un pays pollue plus il cherche à se défaire de ses déchets. Suite à ce résultat Baggs applique 3 régressions : i) il régresse le PIB sur la quantité de déchets dangereux; ii) ensuite il régresse le PIB sur la capacité moyenne des centres de valorisation; iii) et finalement il régresse le PIB sur la capacité moyenne des sites d'enfouissement.[61] Baggs réalise que le PIB a un effet nettement supérieur sur la capacité moyenne des centres de valorisation, stimulant ainsi les importations de déchets. Cet accroissement des importations est stimulé par un désir des centres de traitement à maximiser les économies d'échelle. En s'inspirant de Baggs on suppose que le *PIB*, *RevTaxEnv* et *DepEnv* stimulent l'importation des déchets et impact le taux de recyclage local. Inversement, seul le PIB a un impact positif sur les exportations. Selon Van Beukering (2001), les services de traitement des déchets sont des industries intenses en capital physique et en main-d'œuvre qualifiée. En s'appuyant sur ça, il est intéressant d'étudier la relation entre *DepEnv*X*Compétition* afin de déterminer si un marché compétitif favorise l'investissement en capital physique.

Les données utilisées nous empêchent de retracer les pays destinateurs, il est donc impossible d'émettre de conjecture sur le sort réservé aux déchets exportés. Dans le cadre de cette recherche,

---

[60]Baggs applique un modèle en deux étapes. Premièrement il applique un modèle probit afin de déterminer si un pays i transige avec un pays j, ensuite il applique modèle de maximum de vraisemblance ayant pour variable dépendante la quantité de matières transigées.

[61] Respectivement, les coefficients sont 0.5%, 1.4% et 0.9% pour i), ii) et iii).

on ne s'intéresse qu'à l'évolution des flux. Le tableau à l'annexe I résume les hypothèses pour chaque variable indépendante.

4.3 Données

Les variables explicatives proviennent de la base de données d'Eurostat tandis que les données d'importation et d'exportation proviennent de UN Comtrade. Les collectes des données sur le recyclage, la récupération et la génération des déchets ne sont pas standardisées. Effectivement, il existe diverses méthodes de recensement causant un biais dans nos données. En exemple, plusieurs pays européens comptabilisent les emballages collectés dans les emballages recyclés (CE, 2014). De par le fait que les lois nationales varient, les régimes de compensation divergent eux aussi. Ainsi, l'Autriche, la Norvège et la Slovénie sont les seuls à recenser volontairement les emballages tertiaires (PRO Europe, 2014). Bien que cette recherche porte sur les emballages domestiques, les données publiées dans Eurostat incluent les emballages commerciaux et industriels, ceci explique la quantité importante d'emballages de papier et carton enregistrée. Notons aussi que les données provenant de UN Comtrade ne se limitent pas qu'aux emballages. L'annexe J décrit les données d'importation et d'exportation sélectionnées.

Les données s'échelonnent de 2003 à 2012 (T=10), l'échantillon contient 140 observations (N=140) et 14 groupes de pays (G=14). De par le fait que T = 10, N=140 et G=14 notre base de données est considérée comme étant de petite taille, ceci a un impact sur les propriétés asymptotiques de nos paramètres statistiques (la matrice variance-covariance est surtout impactée), nous y reviendrons un peu plus bas. À l'annexe K, on retrouve les paramètres de chaque variable explicative. De par le fait que la variable explicative *DepEnv* et *DepEnv*x*Competition* ne contiennent que 109 observations, la base de données est *très instable*. On suppose la présence d'un biais de sélection dans nos données. Bien que ces variables soient

l'une des causes de l'instabilité de la base de données, leurs présences augmentent significativement le pouvoir explicatif du modèle.[62]

Toutes les manipulations statistiques sont exécutées sur STATA 12.

4.4 Modèle

On applique un test d'Hausman afin de déterminer si la deuxième condition de la première hypothèse du modèle à effet variable est maintenue.[63] Les résultats et les détails sur la commande utilisée sont affichés à l'annexe L. A l'exception des régressions ayant le taux de génération de l'ensemble des emballages, le taux de valorisation potentiel des déchets plastiques locaux et le taux de recyclage local du métal comme variable expliquées, l'hypothèse nulle (c.-à-d. les variables non observées et explicatives sont indépendantes) est rejetée, par conséquent il est préférable d'appliquer le modèle à effet fixe.

Suite au test d'Hausman, on réalise le test d'hypothèse de Pesaran, celui-ci permet de déterminer si les termes d'erreurs composés sont corrélés.[64] Le test de Pesaran ne peut générer de résultats lorsque l'équation de régression contient les variables explicatives *DepEnv* et *DepEnvXCompétition*. La base de données contient trop d'observations manquantes (109

---

[62] Un test de rapport de vraisemblance n'a pu être généré vu que le nombre d'observations varie lorsque l'on ajoute *DepEnv* et *DepEnvXCompetition.* Le modèle contient 117 observations lorsque ces variables sont omises et 90 lorsqu'elles ne le sont pas. Toutefois, le R^2 augmente significativement à l'ajout des deux variables.

[63] La deuxième condition de la première hypothèse du modèle à effet variable se résume de la manière suivante : $E(c_i \mid x_i) = E(c_i) = 0$. Ceci revient à dire que les variables explicatives et l'effet non observé sont orthogonaux.

[64] L'hypothèse nul du test de Pesaran est H_0 : $corr(u_{it}, u_{jt}) = 0$ pour tout $i \neq j$. On en déduit que l'hypothèse alternative H_A : $corr(u_{it}, u_{jt}) \neq 0$ pour tout $i \neq j$.

observations sur un échantillon de 140), le test a donc été généré en omettant ces variables.[65] L'annexe M présente les résultats et le détail concernant la commande utilisée. Le test de Pesaran n'a pu être estimé pour certaines régressions (c.-à-d. N/A dans le tableau à l'annexe M), l'ajout des données d'importation ou d'exportation rend la base de données trop instable. Ceci renforce la possibilité d'un biais de sélection de notre base de données. Au final, lorsque l'on se fie à la valeur moyenne des éléments de la diagonale de la matrice des covariances (c.-à-d. « Abs » à l'annexe M) on remarque que la corrélation entre les termes d'erreurs composés est non négligeable.[66]

Finalement, un test de Wald est appliqué dans le but de déterminer si le terme d'erreur est homoscédastique. L'hypothèse nulle est caractérisée de la manière suivante : $\sigma_i^2 = \sigma^2$ pour tout $i = 1, \ldots, N$.[67] Les résultats à l'annexe N montrent que toutes les régressions rejettent l'hypothèse nulle.

Suite aux tests d'hypothèses décrits précédemment, on développe un modèle à deux étapes. Une première régression linéaire à effet fixe est effectuée sur l'ensemble des emballages et pour chaque catégorie de matériaux. En prenant la variable «Taux de génération» en exemple, cette première régression se décrit comme suit :

---

[65] Pour une base de données non-équilibrée la formule pour déterminer si les données transversales sont dépendantes est : $(2 / N (N-1))^{1/2} (\sum_{i=1}^{N-1}\sum_{j=i+1}^{N}(T_{ij})^{1/2} \text{corr}(u_i , u_j))$, tels que : $T_{ij} = \# (T_i \cap T_j)$. T_{ij} représente le nombre d'observations communes entre i et j. Asymptotiquement, le test est consistent lorsque N tend vers l'infini et que T est petit (De Hoyos et Sarafidis, 2006).

[66] Le test de Pesaran a été préféré au multiplicateur de Lagrange de Breusch-Pagan (H0 : la matrice de corrélation des termes résiduels est une matrice identité d'ordre N), car N>T. Dans le cas inverse, T>N on aurait appliqué le multiplicateur de Lagrange.

[67] L'estimateur de la variance pour les données transversales i équivaut à $s_i^2 = [T_i^{-1} (\sum_{i=1}^{Ti} e_{it}^2)]$. Par la suite l'estimateur de s_i^2 est défini de la manière suivante : $V_i = T_i^{-1}(T_i - 1)^{-1} (\sum_{i=1}^{Ti} (e_{it}^2 - s_i^2))$. Au final, le test de Wald correspond à : $[W = (\sum_{i=1}^{N} (s_i^2 - s^2))^2 / V_i]$, celui-ci est distribué selon une distribution Chi-2 avec N degrés de liberté (Baum, 2001).

Taux de génération = $\beta_0 + \beta_1$ $PIB_{it} + \beta_2$ $PIB^2_{it} + \beta_3$ $Dens_{it} + \beta_5$ $Pop65_{it} + \beta_6$ $Educ_{it} + \beta_7$ $Appart_{it} + \beta_8$ $RevTaxEnv_{it} + \beta_9$ $DepEnv_{it} + \beta_{10}$ EcoManag + β_{11} DepEnvXCompetition + β_{12} DensiteXCompetition + β_{13} EcoManagXCompetition + β_{14} d2 + […] + β_{22} d10 + u_{it}; [68]

u_{it} est le terme d'erreur composée telle que $u_{it} = c_i + \varepsilon_{it}$ avec c_i l'effet fixe individuel et ε_{it} le terme d'erreur. On incorpore aussi des variables *dummies* d2-d10 (on omet volontairement d1) afin de mesurer la performance de la REP en fonction du temps. Du fait de la présence de l'autre variable *dummy, Compétition*, l'effet fixe individuel, c_i, absorbe l'impact d'autres facteurs qui n'ont pas été pris en compte et qui ont, eux aussi, des impacts sur la variable *Compétition*. Les effets non observés consistent, entre autres, des types de tarification utilisés par les ORP, de leurs revenus, de différents types de responsabilités organisationnelles adoptés par les ORP, du nombre de chambres de compensation, des différents types de gestion prônés par les ORP (centralisé ou décentralisé), des coûts totaux de la gestion des déchets d'emballages, de la concentration du marché pour les services de collecte, de tri et de recyclage, de la quantité d'emballages déclarée par les entreprises et finalement, des dépenses budgétaires utilisées par les ORP pour financer des campagnes de sensibilisation au grand public. On n'inclut pas *Compétition* dans l'équation, car celle-ci serait absorbée par le modèle.

La deuxième étape du modèle consiste d'abord à générer les effets fixes c_i de la première régression et ensuite de la régresser par rapport à la variable *Compétition*.[69] La faiblesse de ce modèle à deux étapes provient du fait que l'effet fixe (c_i) est corrélé au terme d'erreur (ε_{it}). Il est donc difficile d'isoler précisément l'effet fixe. La deuxième étape du modèle est représentée par l'équation suivante :

---

[68] Suite à un test de rapport de vraisemblance on a retiré la variable $Dens^2$ de l'équation de régression.

[69] Afin d'éviter des problèmes d'endogénéité dans la deuxième série de régressions, on retire les variables d'interactions de la première régression pour estimer l'effet fixe.

c_i [estimé] = Compétition$_i$ + ε_i

À l'annexe P, on retrouve les résultats de la première série de régression, avant d'interpréter ceux-ci, on s'intéresse au manque de significativité des résultats. Étant donné que le terme d'erreur pour chacune de ces régressions est hétéroscédastique (voir test de Wald), on utilise la matrice de covariance robuste de White pour estimer les écarts-types et les intervalles de confiances. La matrice de covariance de White nous permet de regrouper les observations par classe, il en existe 14.[70] Toutefois, dû à l'omission de données, seules 12 classes sont retenues (voir annexe P). De plus, en appliquant la matrice de covariance de White on limite la corrélation aux observations intra-classes, les classes sont donc traitées comme si elles étaient indépendantes. En appliquant cette dernière covariance, les écarts-types (et les intervalles de confiance) s'accroissent affectant ainsi la statistique-t. Le facteur de Moulton est représenté par le ratio suivant :

$[V_{Robuste}(\beta)/V_{Conventionnel}(\beta)]^{1/2} = [1 + (n - 1)\rho]^{1/2}$.[71]

Celle-ci permet d'expliquer la surestimation des écarts-types et des intervalles. Le facteur de Moulton nous indique que les écarts-types tendent à être surestimés lorsque ρ est élevé (Angrist et Pischke, p.232, 2008). De fait, comme on le remarque à l'annexe O la corrélation intra-classe est élevée pour chacune des régressions. Par ailleurs, l'instabilité de la base de données et le faible nombre de classes (12) créent un biais dans l'estimation de Ψ_g. En effet, $E_{Estimé}(e_g e_g') \neq E(e_g e_g') = \Psi_g$, car la corrélation temporelle des termes d'erreurs est sous-estimée (Angrist et

---

[70] Matrice de covariance robuste de White : $V_{Robuste}(\beta) = (X'X)^{-1}(\sum_g X_g \Psi_g X_g)(X'X)^{-1}$;

Tels que $\Psi_g = E(e_g e'_g)$; g représente les classes et $E(e_g e'_g)$ est la variance estimée du terme d'erreur pour chaque classe g. Notons que la formule est présentée sous forme matricielle.

[71] n représente la taille des groupes et ρ représente la corrélation intraclasse du terme d'erreur de l'effet individuel fixe. ρ est estimé comme suit :$[(\sigma^2_c)/(\sigma^2_c + \sigma^2_\varepsilon)]$. $V_{Robuste}(\beta)$ représente la variance estimée selon la matrice de covariance de White et $V_{Conventionnel}(\beta)$ représente la variance estimée par MCO. Dans les deux cas les observations sont divisées par classe (Angrist et Pischke, p.232, 2008).

Pischke, p.238, 2008). Afin d'éviter ce biais, il est recommandé d'avoir au moins 42 classes (Angrist et Pischke, p.238, 2008).

CHAPITRE 5 INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS

5.1 Régression à effet fixe

Les résultats de la première série de régressions se trouvent à l'annexe P et Q. L'annexe Q présente uniquement les coefficients des variables temporelles et l'annexe P présente les coefficients des autres variables indépendantes.

5.1.1 Taux de génération

Comme on l'observe au premier tableau de l'annexe P, le niveau de richesse (*PIB* et PIB^2) n'a pas d'impact sur la gestion globale des déchets d'emballages. Bien que ces deux variables soient statistiquement significatives pour le taux de génération des déchets d'emballages de verre, de plastique et de métal, il est à noter que les coefficients ont des valeurs quasi nulles. Dans le cadre de cette recherche, on est forcé d'admettre qu'il n'y a pas de relation entre le niveau de richesse et les déchets d'emballages générés. De même pour les autres régressions, le niveau de richesse n'a pas d'impact réel. L'ensemble des niveaux des services (collecte et recyclage) n'est pas impacté par le *PIB* et PIB^2. Ces résultats nous empêchent donc de confirmer l'hypothèse de Kuznets.

Comme prévu, le taux de génération diminue suite à un accroissement marginal de la proportion de la population ayant 65 et plus (*Population 65+*). Le seul coefficient significatif est celui du papier et carton qui enregistre une baisse du taux de génération de 0.033 %. Dû au manque de significativité des coefficients, il est difficile de lier cette baisse à une réduction du niveau de consommation.

Étonnement, *Éducation* n'a que très peu d'impact sur le taux de génération des emballages. Seul le verre est statistiquement significatif. L'ajout d'une année au cursus scolaire moyen ne génère qu'une croissance du taux de génération des emballages en verre de 0.002 %.

Les variables démographiques *Densité* et *Appart* ont des effets inverses sur le taux de génération des déchets d'emballages. Curieusement, l'ajout d'une personne par km^2 sur l'ensemble du territoire engendre une réduction du taux des déchets d'emballages générés. L'ensemble des déchets d'emballages et des déchets de papier et carton connaissent respectivement une réduction du taux de génération de 0.006 % et 0.002 %. La tendance à la cohabitation dans les régions plus densément peuplées peut être à l'origine de ce phénomène. Inversement, un accroissement marginal de la proportion de population vivant en appartement engendre une augmentation du taux de génération de 0.006 % et 0.002 % pour l'ensemble des emballages et le papier et carton, respectivement. Une tendance à l'individualisation des portions pour les monoménages peut expliquer ces résultats.

La variable *DensitéXCompétition* capture, entre autres, la stratégie de localisation des services rendus par les ORP compétitifs. Rappelons que la localisation des services (région urbaine versus région rurale) a un impact sur le niveau d'économies d'échelle des entreprises de collecte et de traitement. On observe une croissance généralisée du taux de génération des déchets d'emballages. Le taux de génération de l'ensemble des déchets d'emballages hausse de 0.049 % suite à un accroissement marginal de la densité de population en présence d'un modèle compétitif. En comparant ce résultat au coefficient de la variable *Densité* pour l'ensemble des emballages, enregistrant une diminution de 0.006 %, on remarque que la hausse est significative. Toutes choses égales par ailleurs, la densité de population accroît le taux de génération de 0.043% dans un pays qui utilise une structure de marché compétitif.[72] Par conséquent, dans un

[72] Pour déterminer l'impact de la variable densité dans un pays qui utilise le système compétitif, on additionne les coefficients β_3 et β_{12}.

pays où le marché est compétitif, la densité de la population a un impact plus important sur le taux de génération que dans des marchés non compétitifs.

Éco Management, Éco Manag.XCompétition, Dépense Env. et *Dép.Env.XCompétition* ont très peu d'impact sur le taux de génération des déchets d'emballages. De plus, *Éco Management* a un impact négligeable pour l'ensemble des régressions à effet fixe. En effet, les coefficients sont non significatifs pour l'ensemble des régressions. Initialement, la variable *Éco Management* est un *proxy* pour représenter les efforts de prévention de la pollution des entreprises or, cette variable ne se base que sur l'application de la norme ISO 14001 et ne capture pas directement les stratégies de réduction du poids des emballages. Cette variable ne sera donc pas analysée dans les sous-sections suivantes. Il en va de même pour *Éco Manag.XCompétition*. Notons que cette dernière variable a pour but de mesurer la volonté des entreprises à minimiser l'empreinte écologique de leurs emballages dans le système compétitif. Indirectement, *Éco Manag.XCompétition* s'intéresse aux mesures prises par les ORP compétitifs (matérielles pédagogiques, consultation privée, etc.) pour sensibiliser leurs entreprises membres à l'empreinte écologique de leurs emballages en fin de vie. Ces types de mesures peuvent influencer le modèle d'affaire des entreprises membres et, entre autres, améliorer la performance du recyclage en minimisant la composition en matériaux des emballages par exemple.

À l'annexe Q, on retrouve les coefficients des variables temporelles d2 - d10. On remarque une croissance constante des effets temporels du taux de génération de l'ensemble des emballages. De plus, il est intéressant de voir que cette croissance est fortement stimulée par la croissance des emballages de papier et carton. Bien que ça soit non significatif, il est étonnant de voir que les emballages de plastiques affichent des coefficients relativement bas. On remarque aussi que les emballages de verre et de métal sont de moins en moins proéminents sur le marché. Ces résultats peuvent refléter les stratégies d'allègement du poids des emballages optés par les entreprises manufacturières.

5.1.2 Taux de collecte

La variable *Appart* a un impact limité sur la collecte. Seul le taux de collecte du plastique est significatif, ayant la plus forte croissance, celui-ci connaît une hausse de 0.015 %. Par le manque de significativité des coefficients, on ne peut confirmer que les citoyens vivant en appartement sont moins attachés à leur communauté.

La variable *Éducation* a, elle aussi, un impact limité sur la collecte. De même que pour *Appart*, seul le plastique est significatif, son taux de collecte décroît de 0.028 %. Néanmoins, il est intéressant de voir que le taux de collecte de l'ensemble des emballages (non significatif) connaît une baisse de 0.01 %. Il n'y a pas assez de coefficients significatifs pour lier ces résultats à l'accroissement du coût d'opportunité de la récupération.

Toutes choses étant égales par ailleurs, Rev. Taxe Env. génère une augmentation 0.157 % du taux de verre collecté. Contrairement à ce dernier matériau, le plastique et le métal (non significatifs) ont tous deux des coefficients plus faibles (0.03 % et 0.057 % respectivement). Il est intéressant de réaliser que ces résultats concordent avec ceux de Jenkins et coll. (2003).

La variable *Densité* a un impact négatif sur la performance de la collecte pour toutes les catégories de matériaux. Seuls l'ensemble des emballages et les emballages en verre sont significatifs, leurs coefficients affichent, respectivement, des valeurs de -0.009 % et -0.007 %. Avec les centres de dépôts publics qui ont tendance à remplacer la collecte sélective dans les régions plus densément peuplées, on s'attend à obtenir ce genre de résultats (voir Hage et coll.).

DensitéXCompétition permet, aussi, de mesurer le niveau de performance des réseaux logistiques compétitifs. Cette variable capture indirectement l'exploitation des économies d'échelle. On s'attend à ce que les ORP compétitifs misent leurs efforts de collecte dans les régions plus densément peuplées, leur permettant ainsi de bénéficier de plus grandes économies d'échelle. La

variable croisée a un impact positif sur le taux de collecte du plastique qui hausse de 0.07 %. Bien que les autres coefficients soient non significatifs, le système compétitif semble améliorer l'ensemble de la collecte des déchets, à l'exception des emballages métalliques. Toutes choses étant égales par ailleurs, la densité accroît le taux de collecte de 0.009% pour l'ensemble des emballages, de 0.042% pour les emballages de papier et carton, 0.025% pour le verre et 0.061% pour le plastique, dans les pays appliquant le modèle compétitif. Dans l'ensemble, l'introduction d'un système compétitif semble permettre à l'industrie de faire des économies d'échelle dans la collecte des emballages.

Dépense Env. a un impact significatif sur le taux de collecte. Toute chose étant égale par ailleurs, les dépenses environnementales réduisent, respectivement, de 0.05 %, 009 % et 0.196 % le taux de collecte de l'ensemble des déchets d'emballages, des emballages de papier et carton et des emballages en métal. Même le verre et le plastique, qui ne sont pas statistiquement significatifs, ont tous deux des coefficients négatifs pour le taux de collecte. En observant l'ensemble des coefficients, on remarque que les dépenses environnementales ne sont pas orientées vers les activités de collecte.

Dép.Env.XCompétition présente des résultats intéressants pour la collecte. Cette dernière variable mesure l'impact des investissements dans les infrastructures (collecte et traitement), dans le modèle compétitif, sur les niveaux de services. Rappelons que les ORP compétitifs ne sont pas nécessairement à but non lucratif et que certains d'entre eux sont verticalement intégrés. Sachant cela, on s'attend à ce que le niveau d'investissement soit plus élevé dans le régime compétitif. Un niveau d'investissement plus élevé permet d'accroître la productivité des services et, ainsi, d'augmenter la marge de profit des ORP compétitifs. Le taux de collecte des emballages métalliques s'accroît de 0.52 %, ce qui représente la hausse la plus importante. Ceci peut-être expliqué par la popularité des programmes de consignation qui rendent le rapatriement des déchets d'emballages plus facile (tri à la source) et plus économique (minimisation du transport permettant ainsi de réduire les coûts). Le taux de collecte des emballages de papier et carton est lui aussi impacté. De fait, le taux de collecte s'accroît de 0.422 %. Sachant que la collecte du papier et carton a originalement été mis en place par les municipalités (voir chapitre 2.3.3), il est

probable que les ORP compétitifs aient gagné des parts de marché à travers le financement des infrastructures. Toutes choses étant égales par ailleurs, les dépenses environnementales accroissent le taux de collecte des emballages de papier et carton de 0.332% et de plastiques de 0.324% dans un système compétitif.[73]

Comme on l'observe à l'annexe Q, les effets temporels du taux de collecte affichent des coefficients relativement élevés. Effectivement, la collecte est devenue de plus en plus performante à travers le temps. Le plastique comptabilise la hausse la plus grande, ceci peut-être le reflet de sa grande popularité sur les marchés. Comme on a vu à la section 2.3.2, les emballages de plastique ont connu la plus forte croissance sur les marchés entre 2003 et 2012 (18.8 %).

PIB, *PIB*^{2}, *Population 65+*, *Éco Management* et *Éco ManagementXCompétition* ont des impacts négligeables sur le taux de collecte.

5.1.3 Taux de recyclage local

Étant donné que très peu de coefficients sont statistiquement significatifs, dans cette sous-section on omet volontairement l'analyse des variables *PIB*, *PIB*^{2}, *Densité*, *Population 65+*, *Éducation*, *Appart*, *Dépense Env.*, *Éco Management* et *Éco ManagementXCompétition*.

Rev. Taxe Env. a un impact positif sur le taux de recyclage local du papier et carton, celui-ci s'accroit de 0.091 %. Notons que le taux de recyclage local de l'ensemble des emballages (non significatif) affiche une diminution de 0.197 %.

---

[73] Pour déterminer l'impact de la variable dépense environnementale dans un pays qui utilise le système compétitif, on additionne les coefficients β_9 et β_{11}.

Tout comme pour le taux de collecte, *DensitéXCompétition* capture l'exploitation des économies d'échelle. En observant les coefficients de cette variable d'interaction, on remarque que les économies d'échelle sont légèrement plus profitables pour les emballages de papier et de carton, le taux de recyclage hausse de 0.052 %. Ce résultat reflète l'importance relative du papier et carton dans le recyclage des emballages (voir aussi annexes H).

Tout comme pour le taux de collecte, *Dép.Env.XCompétition* est la variable qui présente les résultats les plus intéressants de cette régression. Comparativement à un marché monopolistique, les dépenses environnementales provenant d'une structure de marché compétitive hausse de 0.326% le taux de recyclage local de l'ensemble des emballages. Néanmoins, la mise en place d'un marché compétitif diminue de 0.333 % le taux de recyclage local du plastique. Ceci illustre le fait que les investissements sont dirigés vers les matériaux les plus facilement recyclables.

À l'annexe Q, on observe que le taux de recyclage local pour l'ensemble des emballages a gagné en performance. Néanmoins, les taux de recyclage local des matériaux (non significatifs) présentent une croissance positive mais irrégulière.

5.1.4 Commerce international des déchets

Dans cette sous-section, on fait une étude comparative des coefficients des régressions du taux de valorisation potentiel des déchets locaux et du taux de recyclage potentiel par rapport au taux de recyclage local pour déterminer l'impact des variables indépendantes sur les flux d'exportation et d'importation.[74] Tout comme pour la régression du taux de recyclage local, peu de coefficients sont significatifs, on omet donc volontairement l'analyse des variables *PIB*, PIB^2, *Appart*, *Rev. Taxe Env.*, *Éco Management* et *Éco ManagementXCompétition*. Par ailleurs, très peu de

[74] Pour des fins de simplification, on utilisera le terme «taux de valorisation potentiel» pour référer le «taux de valorisation potentiel des déchets locaux».

coefficients sont significatifs pour le taux de valorisation total, les analyses prises de cette régression sont restreintes.

La variable *Éducation* a un impact négatif sur le taux de recyclage potentiel. En comparant avec le taux de recyclage local, on observe une diminution de la valeur des coefficients. En réalité, ceci démontre que pour l'ensemble des matériaux d'emballages, le niveau d'éducation a un impact positif sur les importations des déchets d'emballages.[75] Ces résultats reflètent l'intensification en mains-d'œuvre qualifiées dans l'industrie du recyclage.

Curieusement, la variable *Population 65+* a un impact relativement élevé sur le taux de valorisation potentiel des déchets d'emballages en verre local. Cette variable génère une hausse de 0.397%.[76] Dans le cadre de cette recherche, on ne peut expliquer la hausse des exportations de verre en lien avec la population vieillissante.

La variable *Densité* a très peu d'impact sur le taux de recyclage potentiel pour l'ensemble des emballages. De fait, la Densité diminue le taux de recyclage local pour l'ensemble des emballages de -0.01%, la baisse générée pour le taux de recyclage potentiel est de -0.009%. De même pour les emballages métalliques, la variable Densité a peu d'impact sur le taux de recyclage potentiel. Le coefficient pour les emballages métalliques présente une valeur de -0.01% contrairement au taux de recyclage local où l'impact est nul. Il semble que la densité n'a pas d'influence directe sur le niveau d'importation des déchets d'emballages. Théoriquement, la densité devrait avoir un pouvoir explicatif sur la capacité de traitement des centres de recyclage.

---

[75] Sachant que la quantité importée se situe au dénominateur du taux de recyclage potentiel, la diminution de la valeur du coefficient indique une croissance des importations.

[76] Notons que *Population 65+* génère une baisse de -0.003% du taux de recyclage local.

La variable d'interaction *DensitéXCompétition* impact négativement le taux de recyclage potentiel des emballages de plastique. En comparant ce coefficient à celui du taux de recyclage local du plastique, on remarque que le niveau d'importation des emballages en plastique a augmenté.[77] Comparativement à une structure monopolistique, ce résultat peut-être le reflet d'une plus grande capacité de traitement de la structure de marché compétitive.

Inversement, *DensitéXCompétition* a un impact négatif sur les taux de valorisation potentiels des déchets d'emballages de papier et carton et de métal. En réalité, les niveaux d'exportations de ces emballages diminuent.[78] Aussi, le niveau d'exportation des emballages en métal diminue fortement.[79] Il est probable que les ORP compétitifs cherchent à maximiser leurs profits en ciblant des matériaux qui se trient plus facilement, ce qui diminue ainsi les coûts totaux du traitement des déchets.

Bien que le résultat ne soit pas significatif, en comparant l'impact de *Dépense Env.* sur le coefficient du taux de valorisation potentiel du papier et carton local (0.718) par rapport au taux de recyclage local (0.074), on remarque qu'il y a une hausse relativement importante des exportations. Inversement, *Dépense Env.* impact négativement les exportations du verre et du plastique (coefficients non significatifs).[80] Somme toute, l'exportation de l'ensemble des

---

[77] Le coefficient *DensitéXCompétition* pour les emballages de plastiques baisse de -0.041 à -0.109 en passant de la régression du taux de recyclage local à celle tu taux de recyclage potentiel.

[78] Le coefficient *DensitéXCompétition* des emballages de papier et carton baisse de -0.052 à -0.147 en passant de la régression du taux de recyclage local à celle du taux de valorisation potentiel. Pour les emballages de métal, elle diminue de 0.003 à -0.186.

[79] Le coefficient *DensitéXCompétition* pour les emballages de métal baisse de 0.003 à -0.186 en passant de la régression du taux de recyclage local à celle tu taux de valorisation potentiel.

[80] Les coefficients du verre diminuent, respectivement, de -0.024 à -0.224 en passant de la régression du taux de recyclage local à celle du taux de valorisation potentiel. Ceux du plastique diminuent de 0.080 à 0.064.

emballages (coefficients non significatifs) hausse.[81] Aussi, les dépenses environnementales génèrent une hausse de l'importation de l'ensemble des emballages et du verre.[82] Étant donné le manque de significativité des coefficients du taux de recyclage potentiel et du taux de valorisation potentiel, on ne peut effectuer d'analyse sur l'impact des dépenses environnementales sur la valorisation des déchets.

La variable d'interaction *Dép.Env.XCompétition* a un impact négatif sur le taux de valorisation potentiel des déchets d'emballages de plastiques. En comparant ces coefficients à ceux du taux de recyclage, on en déduit que le niveau d'exportation des déchets de plastique diminue.[83] Par ailleurs, les dépenses environnementales provenant des marchés compétitifs ont, aussi, un impact négatif sur le niveau d'importation des emballages en plastique.[84] Sachant que la variable *Dép.Env.XCompétition* à un impact négatif relativement important sur le taux de recyclage local du plastique, la dualité des résultats d'importation et d'exportation peut-être un signe que les ORP compétitifs investissent dans d'autres méthodes de valorisation comme l'incinération. Comme il a été abordé au chapitre 2, les ORP compétitifs prônent l'intégration verticale des services de traitement. Notons que la baisse du niveau d'exportation des emballages de plastique transparaît dans la valeur du coefficient du taux de valorisation total (-0.426). Pour l'ensemble des emballages, *Dép. Env.XCompétition* a un impact positif sur le niveau d'importation.[85] Sachant que le coefficient du taux de recyclage local de l'ensemble des emballages est

---

[81] Les coefficients de l'ensemble des emballages haussent, respectivement, de -0.038 à 0.214 en passant de la régression du taux de recyclage local à celle du taux de valorisation potentiel.

[82] En comparant la régression du taux de recyclage local à celle du taux de recyclage potentiel, le coefficient du verre passe, respectivement, de -0.024 à -0.122.

[83] Le coefficient *Dép. Env.XCompétition* des emballages de plastiques diminue de -0.333 à -0.501 en passant de la régression du taux de recyclage local à celle du taux de valorisation potentiel.

[84] Le coefficient *Dép. Env.XCompétition* des emballages de plastiques s'accroit de -0.333 à -0.301 en passant de la régression du taux de recyclage local à celle du taux de recyclage potentiel.

[85] Le coefficient *Dép. Env.XCompétition* de l'ensemble des emballages diminue de 0.326 à 0.252 en passant de la régression du taux de recyclage local à celle du taux de recyclage potentiel.

positivement impacté par cette variable d'interaction, l'augmentation du niveau d'importation peut-être le reflet d'un accroissement de la capacité des centres de recyclage due aux investissements dans une structure de marché compétitif.

Le coefficient du taux de valorisation potentiel et le taux de recyclage potentiel des emballages métalliques (non significatifs) sont positivement impactés par *Dép. Env.XCompétition*. Suite à la comparaison de ces coefficients au taux de recyclage local, on en déduit que le niveau d'exportation augmente tandis que les importations diminuent.[86] Notons que les importations diminuent plus grandement que l'accroissement des exportations. Bien que ces coefficients sont tous deux non significatifs, ce bilan se reflète dans le taux de valorisation total des emballages métalliques.[87]

Suite aux analyses des coefficients de *Dép.Env.XCompétition*, on reconnaît que les ORP verticalement intégrés ont probablement un plus grand flux monétaire, augmentant ainsi le financement de leurs infrastructures. De plus, on reconnaît que les ORP n'ayant qu'une responsabilité financière ont moins d'incitatifs à investir dans le développement des infrastructures de traitement.

À l'annexe Q, on observe que le taux de valorisation potentiel des emballages en verre diminue considérablement.[88] Le verre est le seul matériau où le niveau d'exportation diminue de manière constante. Cette forte décroissance se reflète dans les effets temporels du taux de valorisation

---

[86] Le coefficient *Dép. Env.XCompétition* des emballages métalliques hausse de 0.014 à 0.159 en passant de la régression du taux de recyclage local à celle du taux de valorisation potentiel. Le coefficient pour le taux de recyclage potentiel est de 0.476.

[87] Le coefficient *Dép. Env.XCompétition* des emballages métalliques, pour la régression du taux de valorisation total, est de 0.586.

[88] Les coefficients de l'effet temporel du taux de valorisation potentiel des déchets de verre sont significativement plus bas que ceux de l'effet temporel du taux de recyclage local.

total des emballages en verre. Bien que les coefficients des effets temporels du taux de recyclage potentiel soient, en grande majorité, non significatifs, on remarque que le verre est le seul matériau où le niveau d'importation augmente de manière constante. Ces derniers résultats nous amènent à croire que le verre est plus grandement valorisé sous la REP.

Le taux de valorisation des emballages en papier et carton locaux augmente considérablement. Même si l'augmentation du niveau d'exportation est relativement importante, celui-ci reste irrégulier.[89] Les impacts de la crise économique transparaissent dans l'évolution des coefficients. Celles-ci évoluent en deux temps : de d2 à d6 (c.-à-d. 2004 à 2008) on observe une amélioration du recyclage et une intensification des exportations de papier et carton. Les coefficients diminuent de manières considérables à d7 et rehaussent légèrement jusqu'à d10. Rappelons que les emballages industriels et tertiaires sont comptabilisés et que ceux-ci sont majoritairement des emballages de papier et carton. On remarque aussi que le niveau d'importation (non significatif) des déchets de papier et carton décroît de manière constante. Il est possible que les centres de recyclage de papier et carton soient en situation de sous-capacité.

5.2 Régression de l'effet fixe estimé sur la compétition

L'annexe R présente les résultats détaillés de la régression de l'effet fixe estimé (c_i) sur la compétition. Sachant que l'échantillon comporte 14 pays, 14 effets fixes auraient dû être estimés. Étant donné l'instabilité de la base de données, seulement 12 effets fixes ont été estimés.

Les résultats de la régression de l'effet fixe estimé du taux de génération, présenté à l'annexe R, montrent l'importance relative des déchets d'emballages en papier et carton. Il se peut que les ORP compétitifs aient ciblé des institutions hors ménage. On remarque aussi que le taux de

[89] Les coefficients de l'effet temporel du taux de valorisation potentiel des déchets de papier et carton augmentent considérablement par rapport à ceux de l'effet temporel du taux de recyclage local.

génération de l'ensemble des déchets d'emballages s'accroît de 0.484 % suite à la mise en place d'une structure compétitive. Comme mentionné précédemment, ceci nous indique que les ORP compétitifs ont tendance à opérer dans des régions plus densément peuplées.

Tableau 5.1 : Résultats clés de la régression de l'effet fixe estimé sur la compétition

Variables	Emballages	Papier et Carton	Verre	Plastiques	Métaux
Taux de collecte	1.487***	0.564***	0.725***	1.548***	2.118***
Taux de recyclage	1.924***	-0.588***	0.205*	-0.460***	0.056***
Taux de valorisation potentiel	1.371***	2.595***	-2.512***	0.846**	-0.006
Taux de recyclage potentiel	1.839***	0.779***	-0.543***	0.628***	2.923***

Légende : *** p<0.01, ** p<0.05 et * p<0.1

En comparant l'ensemble des coefficients du taux de collecte à ceux du taux de recyclage local, au tableau 4.1, on constate que la mise en place de la structure compétitive a été plus favorable pour le système de collecte. En effet, ce dernier a plus grandement gagné en performance que le recyclage local. La collecte ayant des coûts fixes plus bas que l'industrie du recyclage, il se peut que la performance de la collecte soit reliée à une concentration de marché plus élevée. Ceci dit, l'impact de la structure compétitive sur le recyclage local de l'ensemble des emballages (1.924%) n'est pas à négliger. Bien qu'il soit généralement moins performant que la collecte, la mise en

place d'un marché compétitif a eu un impact relativement important sur le taux de recyclage local.

Aussi, on remarque que le taux de recyclage local des emballages de papier et carton diminue de 0.585 %. On observe aussi une forte croissance du niveau d'exportation des déchets de papier et carton et une baisse de leurs importations. Néanmoins, le taux de collecte des emballages de papier et carton augmente de 0.564 %. Ceci nous laisse donc croire que les ORP compétitifs coordonnent de plus en plus la collecte des emballages de papier et carton, mais que leur recyclage est encore grandement organisé par les municipalités. Ceci concorde avec le résultat de *Dép.Env.XCompétition* concernant la collecte des emballages de papier et carton.

On retrouve un schème similaire à celui des emballages de papier et carton pour les emballages de plastiques. La structure compétitive a permis d'augmenter le taux de collecte des emballages de plastique de 1.548 %, tandis que son taux de recyclage local a diminué de 0.46 %. L'analyse du taux de valorisation potentiel et du taux de recyclage potentiel du plastique montre que le niveau d'exportation a grandement augmenté et inversement, le niveau d'importation a fortement diminué. Contrairement au papier et au carton, le niveau de recyclage du plastique est le plus bas parmi tous les matériaux (se référer à l'annexe H). D'ailleurs, rappelons que l'objectif de recyclage pour le plastique, mis en place par le Comité européen, est elle aussi le plus bas parmi tous les matériaux (22.5 % pour 2008). Comme mentionné précédemment, les emballages de plastique sont coûteux à recycler, étant donné les difficultés techniques lors du triage. Comme on a vu à la section 1.2.3, les ORP compétitifs ont tendance à faire une sélection choisie des matériaux (*« cherry picking »*). Le coefficient de *Dép.Env.XCompétition* sur le recyclage local des emballages de plastique concorde avec ces résultats. Suite à ces interprétations, un autre facteur important est à prendre en compte pour les emballages de papier et carton et de plastique, la popularité de l'incinération comme méthode de traitement (Eurostat, 2015).

La structure compétitive a permis de hausser le taux de recyclage local des emballages de verre de 0.205 %. Aussi, en faisant une analyse comparative du taux de recyclage local aux taux de valorisation et de recyclage potentiels, on remarque que le niveau d'exportation du verre a

grandement diminué et que le niveau d'importation s'est haussé. Le traitement des déchets d'emballages en verre semble être avantagé par la mise en place d'un marché compétitif. Il se peut que les ORP compétitifs aient profité du fait que le recyclage de verre soit moins performant pour développer leur avantage compétitif sur le marché.

Enfin, le taux de collecte des emballages métalliques est grandement stimulé (2.118 %) par la mise en place d'un marché compétitif. Comme mentionné avant, le système de consignation pour les cannettes peut être à l'origine de ce résultat. Néanmoins, le taux de recyclage local n'est pas vraiment impacté. En comparant le taux de recyclage local au taux de recyclage potentiel, on remarque que le niveau d'importation des déchets métalliques diminue grandement. Contrairement au verre, le traitement des emballages métalliques n'est pas favorisé par les ORP compétitifs, ceci peut être dû à la plus faible utilisation de ces emballages (voir annexe H).

CHAPITRE 6 CONCLUSION

Suite à l'interprétation des résultats, on reconnaît que l'implantation d'ORP compétitif a permis d'accroître la capacité des réseaux de collecte. En fait, la collecte est l'entité qui a le plus grandement profité de l'ouverture du marché aux ORP compétitifs. Il est possible que le départage des appels d'offres ait facilité l'entrée de nouvelles firmes de collecte. Aussi, tel qu'énoncé au premier chapitre, les entreprises compétitives ont tendance à s'établir, en premier lieu, dans la collecte des déchets. De plus, les ORP compétitifs semblent avoir ciblé les régions plus densément peuplées pour développer leur marché.

En revanche, le recyclage présente des résultats différents. Bien que le taux de recyclage de l'ensemble des emballages se soit accru de 1.924 % suite à l'introduction des ORP compétitifs, plusieurs matériaux sont tenus à l'écart de cette croissance. L'aisance avec lequel le matériau peut-être recyclé est un facteur de sélection. En effet, les contraintes techniques (technologies de triage et de recyclage), les coûts fixes et les risques financiers sont tous à l'origine de ce phénomène.[90] Il n'est donc pas surprenant de voir une hausse considérable du taux d'exportation des emballages en plastique et une diminution des taux de recyclage et d'importation des emballages de plastique. Même si les dépenses environnementales permettent aux ORP compétitifs de gagner des parts de marché dans la collecte des emballages de papier et carton, le recyclage s'avère à être encore grandement coordonnée par les municipalités. Aussi, sachant que le niveau de recyclage de ces emballages est relativement élevé (voir annexe H), la forte croissance du taux d'exportation nous indique qu'il y a peut-être un problème de surcapacité dans les centres de recyclage de papier et carton. L'analyse des flux commerciaux montre un fort accroissement du taux d'importation des déchets d'emballages en verre et une grande diminution du taux d'exportation. De plus, le verre a connu la plus forte croissance du taux de recyclage parmi tous les matériaux depuis l'arrivée des ORP compétitifs (0.205 %). De fait, le verre est

---

[90] Les prix des matières vierges et la demande mondiale en matières recyclées englobent une grande partie des risques financiers.

plus grandement valorisé que les autres matériaux. Inversement, le taux d'importation des déchets emballages en métal stagne tandis que le taux d'exportation hausse. Également, le taux de recyclage du métal ne fait que légèrement s'accroître alors que le taux de collecte connaît une plus forte croissance. Le système de consignation peut-être à l'origine de ce dernier phénomène. Finalement, les dépenses environnementales semblent s'intensifier sous les ORP compétitifs, ceci peut expliquer la hausse du taux de recyclage de l'ensemble des emballages (voir le coefficient *Dép. Env.XCompétition* dans la régression du taux de recyclage).

Dans un contexte de recherche exploratoire, le modèle développé ci-dessus nous permet de mieux comprendre l'efficience des ORP compétitifs dans la gestion des déchets. Cependant, le modèle n'explique que très peu les catalyseurs de performance de la gestion des déchets. Le système de financement des ORP ainsi que leur capacité de financement en fonction de leur responsabilité organisationnel serait un thème à explorer. La structure et le processus des appels d'offres pour la gestion des déchets d'emballages en seraient un autre. Aussi, la collecte et le recyclage des déchets sont des activités économiques qui dépendent majoritairement de facteurs régionaux. Le nombre de dépotoir, centre de transbordement et centre de recyclage dans une région donnée, la tarification incitative utilisée, le revenu provenant de cette tarification, le nombre d'entreprises de collecte, etc. sont tous des données qui expliquent le niveau de performance de la gestion des déchets à l'échelle locale. Pour ce faire, l'utilisation d'une base de données régionale complémenterait nos résultats.

BIBLIOGRAPHIE

Advisory Committee on Packaging (2008). *Packaging in Perspective* [Présentation Power-Point]. Tiré de http://incpen.org/docs/PackaginginPerspective.pdf

Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie (2004). *Étude du dispositif mis en place au Royaume-Uni pour la gestion des déchets d'emballages* (Rapport n° 04 02 C 0013). Tiré de http://ademe.fr/etude-dispositif-mis-place-royaume-uni-gestion-dechets-demballages

Agence De l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie (2014). *Économie circulaire : notions* (Rapport technique). Tiré de http://ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/fiche-technique-economie_circulaireoct_2014.pdf

Angrist, J. D., et Pischke, J. S. (2008). Nonstandard Error Issues. Dans Angrist, J. D., et Pischke, J. S. (Edit.), *Mostly Harmless Econometrics : An Empiricist's Companion* (1re Édition, p. 221-241). Princeton, New Jersey, United-States: Princeton University Press.

Alwaeli, M. (2010). The impact of product charges and EU directives on the level of packaging waste recycling in Poland. *Resources, Conservation and Recycling*, *54*(10), 609-614. Tiré de doi: 10.1016/j.resconrec.2009.11.011

Antoniloi, B., et Massarutto, A. (2012). The municipal waste management sector in Europe: shifting boundaries between public service and the market. *Annals of Public and Cooperative Economics, 83*(4), 505-532. Tiré de http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2167574

Baggs, J. (2009). International trade in hazardous waste. *Review of International Economics*, *17*(1), 1-16. doi: 10.1111/j.1467-9396.2008.00778

Bartelings, H., et Sterner, T. (1999). Household waste management in a Swedish municipality: determinants of waste disposal, recycling and composting. *Environmental and resource economics*, *13*(4), 473-491. doi: 10.1023/A:1008214417099

Baum, C. F. (2001). Residual diagnostics for cross-section time series regression models. *The Stata Journal*, *1*(1), 101-104. Tiré de http://stata-journal.com/sjpdf.html?articlenum=st0004

Bel, G., et Costas, A. (2006). Do public sector reforms get rusty? Local privatization in Spain. *The Journal of Policy Reform*, *9*(1), 1-24. doi: 10.1080/13841280500513084

Bel, G., et Mur, M. (2009). Intermunicipal cooperation, privatization and waste management costs: Evidence from rural municipalities. *Waste Management*, *29*(10), 2772-2778. doi :10.1016/j.wasman.2009.06.002

Berglund, C., et Söderholm, P. (2003). An econometric analysis of global waste paper recovery and utilization. *Environmental and Resource Economics*, *26*(3), 429-456.

doi: 10.1023/B:EARE.0000003595.60196.a9

Berglund, C., et Söderholm, P. (2003). Complementing empirical evidence on global recycling and trade of waste paper. *World Development*, *31*(4), 743-754. doi : 10.1016/S0305-750X(03)00007-X

Bickerstaffe, J. (2014). RECOUP Plastics Recycling Resource-efficient packaging [Présentation Power Point]. Tiré de http://incpen.org/docs/140925recoup.pdf

Butel-Bellini, B., et Janin, M. (1999). Écoconception: état de l'art des outils disponibles. *Techniques de l'Ingénieur, L'Entreprise Industrielle, 4*(G6010), 1-12. Tiré de http://cat.inist.fr/?aModele=afficheNetcpsidt=16028334

Callan, S. J., et Thomas, J. M. (1997). The impact of state and local policies on the recycling effort. *Eastern Economic Journal*, *23*(4), 411-423. Tiré de http://search.proquest.com/docview/198037651?accountid=40695

Calcott, P., et Walls, M. (2005). Waste, recycling, and, «Design for Environment»: Roles for markets and policy instruments. *Resource and Energy Economics, 27*(4), 287-305.

doi: 10.1016/j.reseneeco.2005.02.001

Cameron, A. C., et Trivedi P. K. (2009). Linear panel-data models: Basics. Dans Cameron, A. C., et Trivedi P. K. (Edit.), *Microeconometrics Using Stata* (p. 229). College Station, Texas, United States: Stata Press Publication.

Castillo, A. P. (2014). EU waste legislation: current situation and future developments. *HesaMag, 09*(1), 26-31. Tiré de https://etui.org/Topics/Health-Safety/HesaMag/Waste-and-recycling-workers-at-risk/EU-waste-legislation-current-situation-and-future-developments

Choe, C., et Fraser, I. (1999). An economic analysis of household waste management. *Journal of environmental economics and management*, *38*(2), 234-246. doi: 10.1006/jeem.1998.1079

Comité économique et social européen (2014). *Les mutations industrielles dans le secteur européen de l'emballage* (Rapport n° CCMI/122). Tiré de http://eesc.europa.eu/?i=portal.fr.ccmi-opinions.31182

Dasgupta, S., Laplante, B., Wang, H., & Wheeler, D. (2002). Confronting the environmental Kuznets curve. *The Journal of Economic Perspectives*, *16*(1), 147-168. Tiré de doi:10.1257/0895330027157

De Hoyos, R. E., et Sarafidis, V. (2006). Testing for cross-sectional dependence in panel-data models. *Stata Journal*, *6*(4), 482-496. Tiré de http://stata-journal.com/sjpdf.html?articlenum=st0113

De Jaeger, S., et Rogge, N. (2014). Cost-efficiency in packaging waste management: The case of Belgium. *Resources, Conservation and Recycling*, *85*, 106-115. doi : 10.1016/j.resconrec.2013.08.006

Dijkgraaf, E., et Gradus, R. (2007). Collusion in the Dutch waste collection market. *Local government studies*, *33*(4), 573-588. doi: 10.1080/03003930701417601

Dinan, T. M. (1993). Economic efficiency effects of alternative policies for reducing waste disposal. *Journal of environmental economics and management*, *25*(3), 242-256.

doi: 10.1006/jeem.1993.1046

Éco-Entreprises Québec (2014). *Fiche Technique Impacts des Emballages sur la Collecte Sélective et le Recyclage : Bouteille de PET avec étiquette-manchon de PVC* (Rapport final). Tiré de http://ecoentreprises.qc.ca/documents/pdf/applications/fiche1_tech_impact_emballage_fr.pdf

Eichner, T., et Pethig, R. (2001). Product Design and Efficient Management of Recycling and Waste Treatment. *Journal of Environmental Economics and Management, 41*(1), 109-134.

doi : 10.1006/jeem.2000.1126

Envirowise (2008). *Packaging design for the environment: Reducing costs and quantities* (Rapport n°GG369). Oxfordshire, England : Ecorys.

European Commission (2010). *Directorate General Competition Paper Concerning Issues of Competition in Waste Management Systems*. Tiré de http://ec.europa.eu/competition/sectors/energy/waste_management.pdf

European Commission (2014a). *Development of Guide on Extended Producer Responsibility (EPR)* (Rapport n° 07.0307/2012/63260/ETU/C2). Tiré de http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/target_review/Guidance%20on%20EPR%20-%20Final%20Report.pdf

European Commission (2014b). *Ex-post evaluation of Five Waste Stream Directives* (Rapport n° 52014SC0209). Tiré de http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/target_review/Final%20Report%20Ex-Post.pdf

European Court of Auditors (2012). *Is structural measures funding for municipal waste management infrastructure projects effective in helping member states achieve eu waste policy objectives?* (Rapport n° 20/2012). Tiré de http://eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR12_20/SR12_20_EN.PDF

European Environment Agency (2005a). *Effectiveness of packaging waste management systems in selected countries: an EEA pilot study* (Rapport n° 03/2005). Tiré de http://eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_3

European Environment Agency (2005b). *Household consumption and the environment* (Rapport n° 11/2005). Tiré de http://eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_11

European Environment Agency (2012). *Material Resources and Waste – The European Environment State and Outlook 2010* (Rapport n° 06/2012). Tiré de http://eea.europa.eu/publications/material-resources-and-waste-2014

Eurostat. (2015). Packaging Waste Statistics. Tiré de http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Packaging_waste_statistics

Extended Producer Responsibility Alliance (2015). *Facteurs de succès d'éco-organismes européens tirés de 20 années d'expérience en REP* [Présentation Power-Point]. Tiré de http://ecoentreprises.qc.ca/documents/pdf/Forum/EXPRA_facteurs_succes_eco_organismes.pdf

Ferrara, I. (2008). Waste Generation and Recycling. *OECD Journal : General Papers*, *2008*(10), 19-58. doi : 10.1787/1995283x

Ferrara, I., et Missios, P. (2014). Household waste management : waste generation, recycling, and waste prevention. Dans Kinnaman, T. C., et Takeuchi, K. (Edit.), *Handbook on waste management* (p.75-118). Cheltenham, England; Northampton, Massachusetts, États-Unis: Edward Elgar Publishing.

Fleckinger, P., et Glachant, M. (2010). The organization of extended producer responsibility in waste policy with product differentiation. *Journal of Environmental Economics and Management, 59*(1), 57-66. doi:10.1016/j.jeem.2009.06.002

Fullerton, D., et Kinnaman, T. C. (1995). Garbage, Recycling and Illicit Burning or Dumping. *Journal of Environmental Economics and Management, 29*, 78-91. doi: 10.1006/jeem.1995.1032

Fullerton, D., et Wu, W. (1998). Policies for Green Design. *Journal of environmental economics and management, 36*(2), 131-148. doi: 10.1006/jeem.1998.1044

Greene, W. H. (2012). *Econometric Analysis* (7ème edition). Boston, Massachusetts, United-States: Pearson.

González-Torre, P. L., et Adenso-Díaz, B. (2006). Reverse logistics practices in the glass sector in Spain and Belgium. *International Business Review*, *15*(5), 527-546. doi: 10.1016/j.ibursev.2006.05.010

González-Torre, P. L., Adenso-Díaz, B., et Artiba, H. (2004). Environmental and reverse logistics policies in European bottling and packaging firms. *International Journal of Production Economics*, *88*(1), 95-104. doi:10.1016/S0925-5273(03)00181-6

Hage, O., Sandberg, K., Söderholm, P., et Berglund, C. (2008). *Household plastic waste collection in Swedish municipalities: A spatial-econometric approach*. Communication présenté à European Association of Environmental and Resource Economists Annual Conference, Gothenburg, Suède. Tiré de http://webmeets.com/files/papers/EAERE/2008/83/Paper3-spatial-8.pdf

Irish Department of Environment, Community and Local Government (2014). *Review of the Producer Responsibility Initiative Model in Ireland* (Rapport n° MDR0918Rp0009). Tiré de https://esri.ie/pubs/BKMNEXT270.pdf

Jenkins, R. R., Martinez, S. A., Palmer, K., et 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*, *45*(2), 294-318.

doi: 10.1016/S0096-0696(02)00054-2

Kellenberg, D. (2012). Trading wastes. *Journal of Environmental Economics and Management*, *64*(1), 68-87. doi : 10.1016/j.jeem.2012.02.003

Kjaer, B., Fischer, C., Ryberg, M., Kiørboe, N., et Davidsen, C. (2012). *Effectiveness of economic instruments for packaging* (Rapport n° 04/2012). Tiré de http://rwsleefomgeving.nl/onderwerpen/afval/afval-nieuws/downloads/ets-scp-working/

Kinnaman, T. C., et Fullerton, D. (2000). Garbage and recycling with endogenous local policy. *Journal of Urban Economics*, *48*(3), 419-442. doi: 10.1007/BF03353959

Kohn, R. E. (1995). Convex combinations of recycling incentives. *Mathematical and computer modelling*, *21*(11), 13-21. doi : 10.1016/0895-7177(95)00075-D

Le Parlement Européen et le Conseil de l'Union Européenne (20 décembre 1994). Directive 94/62/CE du parlement européen et du conseil relative aux emballages et aux déchets d'emballages. *Journal Officiel de l'Union européenne, L365*(1), 10-23.

Le Parlement Européen et le Conseil de l'Union Européenne (11 février 2004). Directive 2004/12/CE du parlement européen et du conseil modifiant la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages. *Journal Officiel de l'Union européenne, L47*(1), 26-31.

Le Parlement Européen et le Conseil de l'Union Européenne (9 mars 2005). Règlement CE **n°** 219/2009 du parlement européen et du conseil portant adaptation à la décision 1999/468/CE du conseil de certains actes soumis à la procédure visée à l'article 251 du traité, en ce qui concerne la procédure de réglementation avec contrôle. *Journal Officiel de l'Union européenne, L87*(1), 109-154.

Le Parlement Européen et le Conse il de l'Union Européenne (11 mars 2009). Directive 2005/20/CE du parlement européen et du conseil modifiant la directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages. *Journal Officiel de l'Union européenne, L70*(1), 17-18.

Le Parlement Européen et le Conseil de l'Union Européenne (7 février 2013). Directive 2013/2/UE de la commision modifiant l'annexe I de la directive 94/62/CE du Parlement européen et du Conseil relative aux emballages et aux déchets d'emballages. *Journal Officiel de l'Union européenne, L37*(1), 10-12.

Lehmann, M. A. (1999). *Private Institutions in Waste Management Policy and Their Antitrust Implications The Case of Germany's Dual Management System* (Rapport n° 1999/13). Tiré de https://coll.mpg.de/pdf_dat/1999_13online.pdf

Lindhqvist, T. (2000). *Extended Producer Responsibility in Cleaner Production: Policy Principle to Promote Environmental Improvement of Product Systems*. (Thèse de Doctorat, Lund University, Lund, Suède). Tiré de https://lup.lub.lu.se/record/19692/file/1002025.pdf

Lombrano, A. (2009). Cost efficiency in the management of solid urban waste. *Resources, Conservation and Recycling*, *53*(11), 601-611. doi: 10.1016/j.resconrec.2009.04.017

Marsh, K., et Bugusu, B. (2007). Food packaging – roles, materials, and environmental issues. *Journal of food science*, *72*(3), R39-R55. doi: 10.1111/j.1750-3841.2007.00301.x

Massarutto, A. (2007). Municipal waste management as a local utility: Options for competition in an environmentally-regulated industry. *Utilities Policy*, *15*(1), 9-19. doi: 10.1016/j-jup.2006.09.003

Massarutto, A. (2014). The long and winding road to resource efficiency–An interdisciplinary perspective on extended producer responsibility. *Resources, Conservation and Recycling*, *85*, 11-21. doi: 10.1016/j.resconrec.2013.11.005

Matsueda, N., et Nagase, Y. (2012). An economic analysis of the packaging waste recovery note system in the UK. *Resource and Energy Economics*, *34*(4), 669-679.

doi: 10.1016/j.reseneeco.2012.06.001

Mayers, K., et Butler, S. (2013). Producer responsibility organizations development and operations. *Journal of Industrial Ecology*, *17*(2), 277-289. doi: 10.1111/jiec.12021

Mazzanti, M. (2008). Is waste generation de-linking from economic growth? Empirical evidence for Europe. *Applied Economics Letters*, *15*(4), 287-291. doi: 10.1080/13504850500407640

Mazzanti, M., et Zoboli, R. (2005). The drivers of environmental innovation in local manufacturing systems. *Economia politica*, *22*(3), 399-438. doi: 10.1428/21177

Mazzanti, M., et Zoboli, R. (2007). *Waste prevention, waste management and landfill policies effectiveness: A quantitative analysis on Delinking at European level* (Rapport n° 10/2008).

Tiré de http://siepweb.it/siep/oldDoc/wp/200720.pdf

Mazzanti, M., et Zoboli, R. (2008). Waste generation, waste disposal and policy effectiveness. Evidence on decoupling from the European Union. *Resources, Conservation and Recycling*, *52*, 1221-1234. doi: 10.1016/j.resconrec.2008.07.003

Monier, V., et coll. (2011). *Implementing EU Waste Legislation for Green Growth* (Rapport n° CEENVFWCSMR_1002). Tiré de http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/study%2012%20FINAL%20REPORT.pdf

Nicholson, W., et Snyder C. (2012). Monopoly. Dans J. W. Calhoun (Édit), *Microeconomic Theory Basic Principles and Extensions* (11ème édition, p.501). Mason, Ohio, United-States : South-Western.

Office of Fair Trading (2006). *More competition, less waste: public procurement and competition in the municipal waste management sector* (Rapport n° OFT841). Tiré de http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140402142426/http:/www.oft.gov.uk/shared_oft/reports/comp_policy/oft841.pdf

Organisation for Economic Co-Operation and Development (1999). *Competition in Local Services: Solid Waste Management* (Rapport n° DAFFE/CLP(2000)13). Tiré de http://oecd.org/competition/sectors/1920304.pdf

Organisation for Economic Co-Operation and Development (2014). *The State of Play on Extended Producer Responsibility (EPR): Opportunities and Challenges*. Communication présentée à Global Forum on Environment: Promoting Sustainable Materials Management through

Extended Producer Responsibility (EPR), Tokyo, Japon (p. 1 – 17). Tiré de https://oecd.org/environment/waste/Global%20Forum%20Tokyo%20Issues%20Paper%2030-5-2014.pdf

Palmer, K., Sigman, H., et Walls, M. (1997). The Cost of Reducing Municipal Solid Waste. *Journal of environmental economics and Management, 33*(2), 128-150. doi: 10.1006/jeem.1997.0986

Panayotou, T. (1997). Demystifying the environmental Kuznets curve: turning a black box into a policy tool. *Environment and development economics*, *2*(04), 465-484. doi : 10.1017/S1355770X97000259

Power, K., et Mont, O. (2009). *Understanding factors that shape consumption* (Rapport n° ETC/SCP 1/2013). Tiré de http://scp.eionet.europa.eu/publications/wp2013_1/wp/wp2013_1

PRO Europe (2006). *PRO EUROPE calls for the clarification of market rules in the packaging et packaging waste management sector* (Rapport n° 12-06). Tiré de http://pro-e.org/files/PRO%20EUROPE%20position%20paper%20on%20competition.pdf

PRO Europe (2014). *Producer Responsibility in Action* (Rapport n° 150811). Tiré de http://pro-e.org/files/PRO-EUROPE_Producer-Responsibility-in-Action_web-version_final_150811.pdf

Sevestre, P. (2002). Le modèle à effets inidividuels corrélés. Dans Sevestre, P. (Édit.), *Économétrie des données de panel* (p. 79). Paris, France: Dunod.

Simões, P., Cavalho, P., et Marques, R. C. (2013). The market structure of urban solid waste services: how different models lead to different results. *Local Government Studies*, *39*(3), 396-413.

Song, T., Zheng, T., et Tong, L. (2008). An empirical test of the environmental Kuznets curve in China: a panel cointegration approach. *China Economic Review*, *19*(3), 381-392. doi: 10.1016/j.chieco.2007.10.001

Spasova, B. (2014). *Competition among PROs and role of municipalities in an EPR system: Case study of EPR for household packaging in Belgium, Germany and Austria*. (Mémoire de maîtrise, Lund University, Lund, Suède). Tiré de http://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFileetrecordOId=4697056etfileOId=4697057

Stata (2011). *Stata Base Reference Manual Release 12* (12ème Édition). College Station, Texas, United-States: Stata Press Publication.

Symanski, S. (1996). The impact of compulsory competitive tendering on refuse collection services. *Fiscal Studies*, *17*(3), 1-19. doi: 10.1111/j.1475-5890.1996.tb00491.x

Toffel, M. W., Stein, A., et Lee, K. L. (2008). *Extending Producer Responsibility: An Evaluation Frameword for Product Take-Back Policies* (Rapport n°09-026). Tiré de http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1262335

Tojo, N. (2004). *Extended producer responsibility as a driver for design change-Utopia or reality?* (Thèse de doctorat, Lund University, Lund, Suède). Tiré de http://lup.lub.lu.se/record/21840/file/1967179.pdf

Van Beukering P. J. H. (2001). Theories of international trade in secondary materials. Dans Beukering P. J. H. (Edit.), *Recycling, International Trade and the Environment: An Empirical Analysis* (p. 13). Dordrecht, Pays-Bas: Kluwer Academic Publishers.

Vaudey, A. D., et Glachant, M. (2007). Les packaging recovery notes (PRN) sont-ils économiquement efficaces?. *Déchets, Revue francophone d'écologie industrielle*, (46), 24-29. Tiré de http://lodel.irevues.inist.fr/dechets-sciences-techniques/docannexe/file/1617/4_vaudey.pdf

Walls, M. (2003). *The Role of Economics in Extended Producer Responsibility: Making Policy Choices and Setting Policy Goals* (Rapport n° RFF 03-11). Tiré de http://rff.org/files/sharepoint/WorkImages/Download/RFF-DP-03-11.pdf

Walls, M. (2006). *Extended Producer Responsibility and Product Design* (Rapport n° RFF DP 06-08). Tiré de http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=901661

Wooldridge, J. M. (2002). *Econometric analysis of cross section and panel data* (1re Édition). Cambridge, Massachusetts, United-States : The MIT Press.

World Packaging Organisation (2008). *Market Statistics and Future Trends in Global Packaging* (Rapport n° WPO 7). Tiré de http://worldpackaging.org/i4a/doclibrary/getfile.cfm?doc_id=7

Zins, Beauchesnes et associés (2008). *Emballages alimentaires enjeux et opportunités* [Présentation Power-Point]. Tiré de https://agrireseau.net/Transformation-Alimentaire/documents/CTAC

ANNEXE A - EXIGENCES DES EMBALLAGES MISES EN PLACE PAR LA COMMISSION EUROPÉENNE

EXIGENCES ESSENTIELLES PORTANT SUR LA COMPOSITION ET LE CARACTÈRE RÉUTILISABLE ET VALORISABLE (NOTAMMENT RECYCLABLE) DES EMBALLAGES

1. Exigences portant sur la fabrication et la composition de l'emballage

— L'emballage sera fabriqué de manière à limiter son volume et son poids au minimum nécessaire pour assurer le niveau requis de sécurité, d'hygiène et d'acceptabilité aussi bien pour le produit emballé que pour le consommateur.

— L'emballage sera conçu, fabriqué et commercialisé de manière à permettre sa réutilisation ou sa valorisation, y compris son recyclage, et à réduire au minimum son incidence sur l'environnement lors de l'élimination des déchets d'emballages ou des résidus d'opérations de gestion des déchets d'emballages.

— L'emballage sera fabriqué en veillant à réduire au minimum la teneur en substances et matières nuisibles et autres substances dangereuses du matériau d'emballage et de ses éléments, en ce qui concerne leur présence dans les émissions, les cendres ou le lixiviat qui résultent de l'incinération ou de la mise en décharge des emballages ou des résidus d'opérations de gestion des déchets d'emballages.

2. Exigences portant sur le caractère réutilisable d'un emballage

L'emballage doit répondre simultanément aux exigences suivantes:

— ses propriétés physiques et ses caractéristiques lui permettent de supporter plusieurs trajets ou rotations dans les conditions d'utilisation normalement prévisibles,

— il est possible de traiter l'emballage utilisé pour satisfaire aux exigences en matière de santé et de sécurité des travailleurs,

— les exigences propres à l'emballage valorisable au moment où l'emballage cesse d'être réutilisé, devenant ainsi un déchet, sont respectées.

3. Exigences portant sur le caractère valorisable d'un emballage

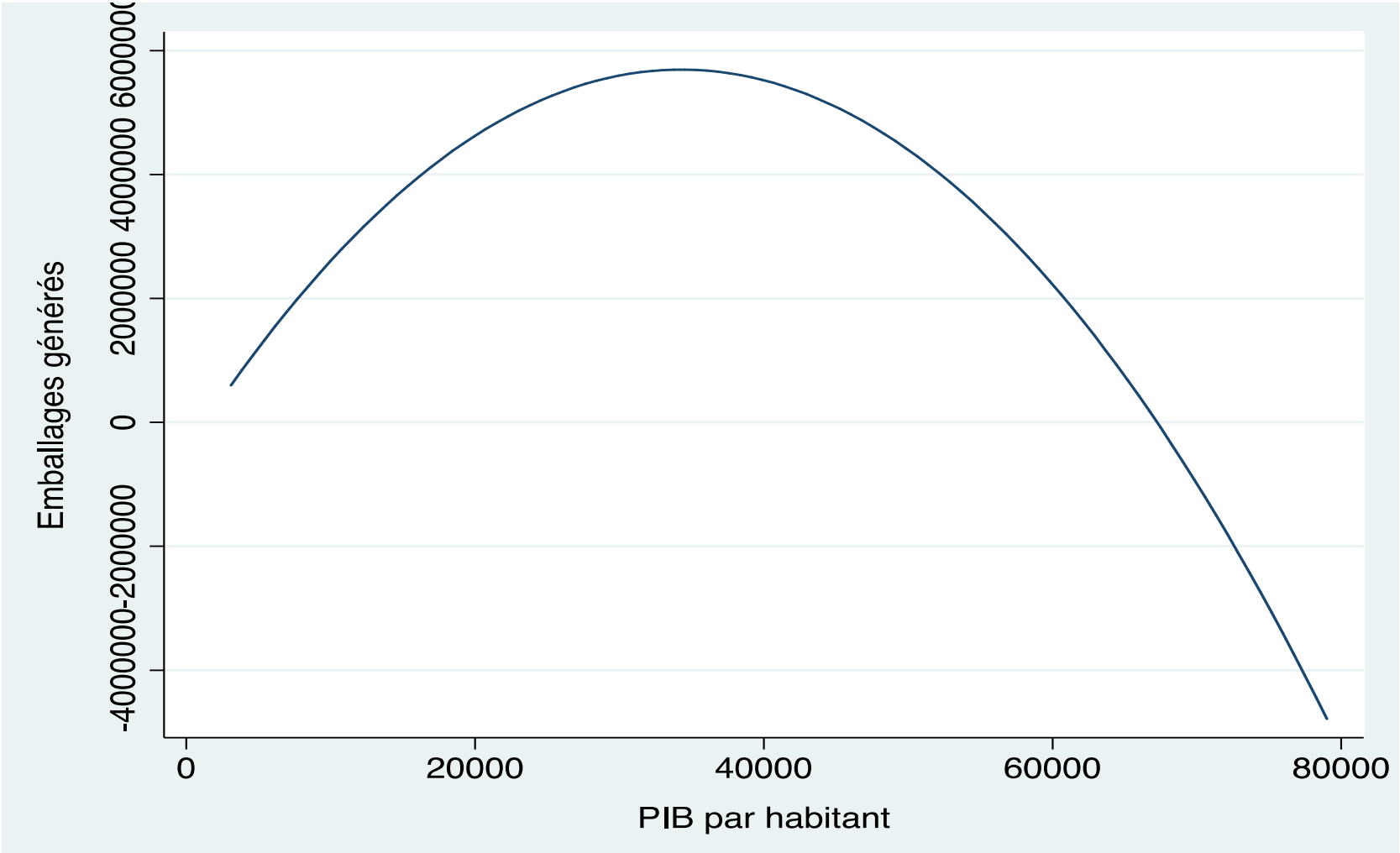
a) *Emballage valorisable par recyclage de matériaux*
L'emballage doit être fabriqué de manière à permettre qu'un certain pourcentage en poids des matériaux utilisés soit recyclé pour la production de biens commercialisables, dans le respect des normes en vigueur dans la Communauté. La fixation de ce pourcentage peut varier en fonction du type de matériau constituant l'emballage.

b) *Emballage valorisable par valorisation énergétique*
Les déchets d'emballages traités en vue de leur valorisation énergétique auront une valeur calorifique minimale inférieure permettant d'optimiser la récupération d'énergie.

c) *Emballage valorisable par compostage*
Les déchets d'emballages traités en vue du compostage doivent être suffisamment biodégradables pour ne pas faire obstacle à la collecte séparée ni au processus ou à l'activité de compostage dans lequel (laquelle) ils sont introduits.

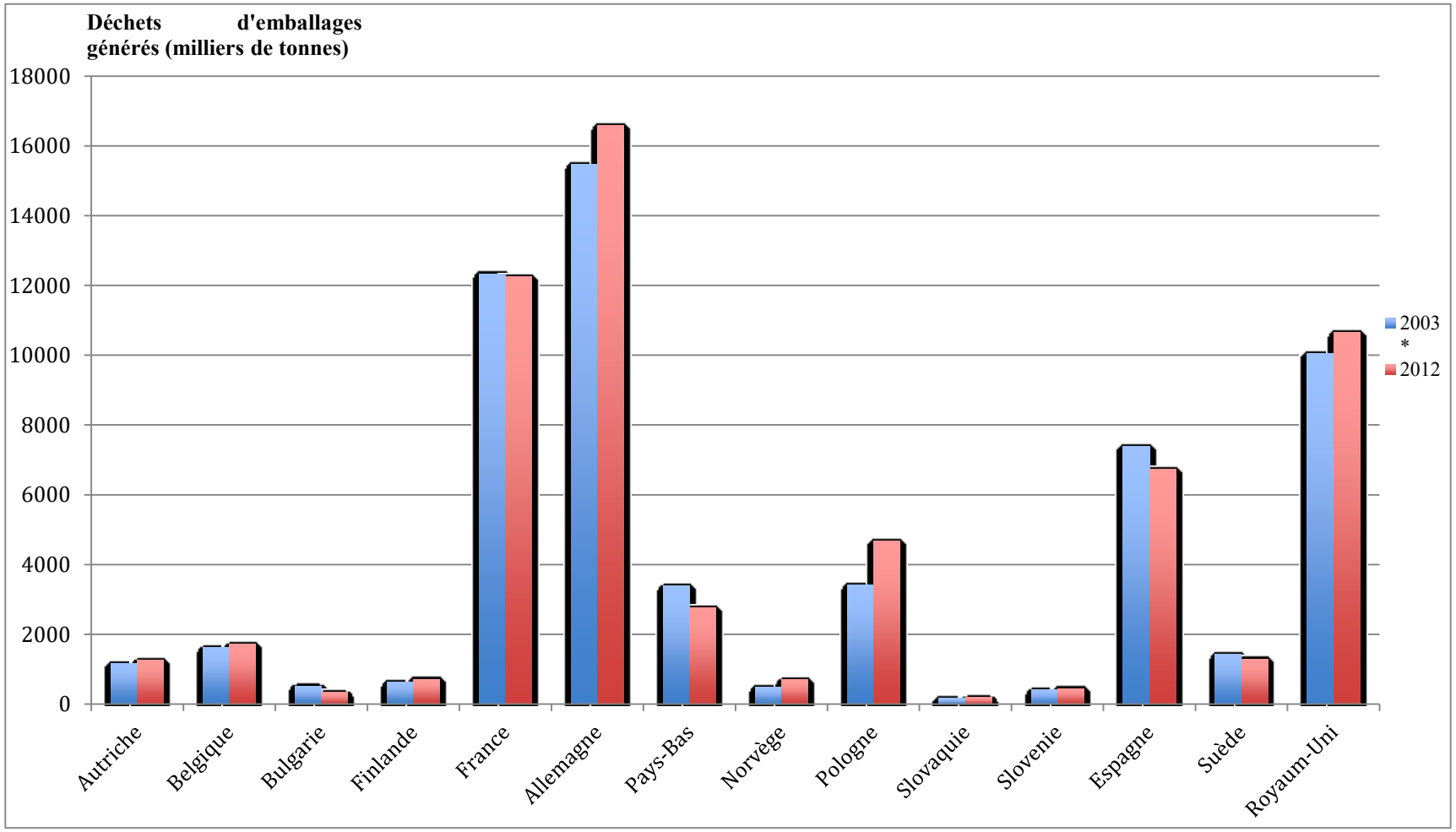
d) *Emballage biodégradable*
Les déchets d'emballages biodégradables doivent être de nature à pouvoir subir une décomposition physique, chimique, thermique ou biologique telle que la plus grande partie du compost obtenu se décompose finalement en dioxyde de carbone, en biomasse et en eau.

ANNEXE B - COURBE QUADRATIQUE ESTIMÉE DE LA GÉNÉRATION DES DÉCHETS D'EMBALLAGES EN FONCTION DU REVENU (PIB PAR HABITANT)



Source des données Eurostat (2015); les données ont été traitées sur STATA 12.

ANNEXE C - GÉNÉRATION DES DÉCHETS D'EMBALLAGES EN 2003 ET 2012 EN MILLIERS DE TONNES

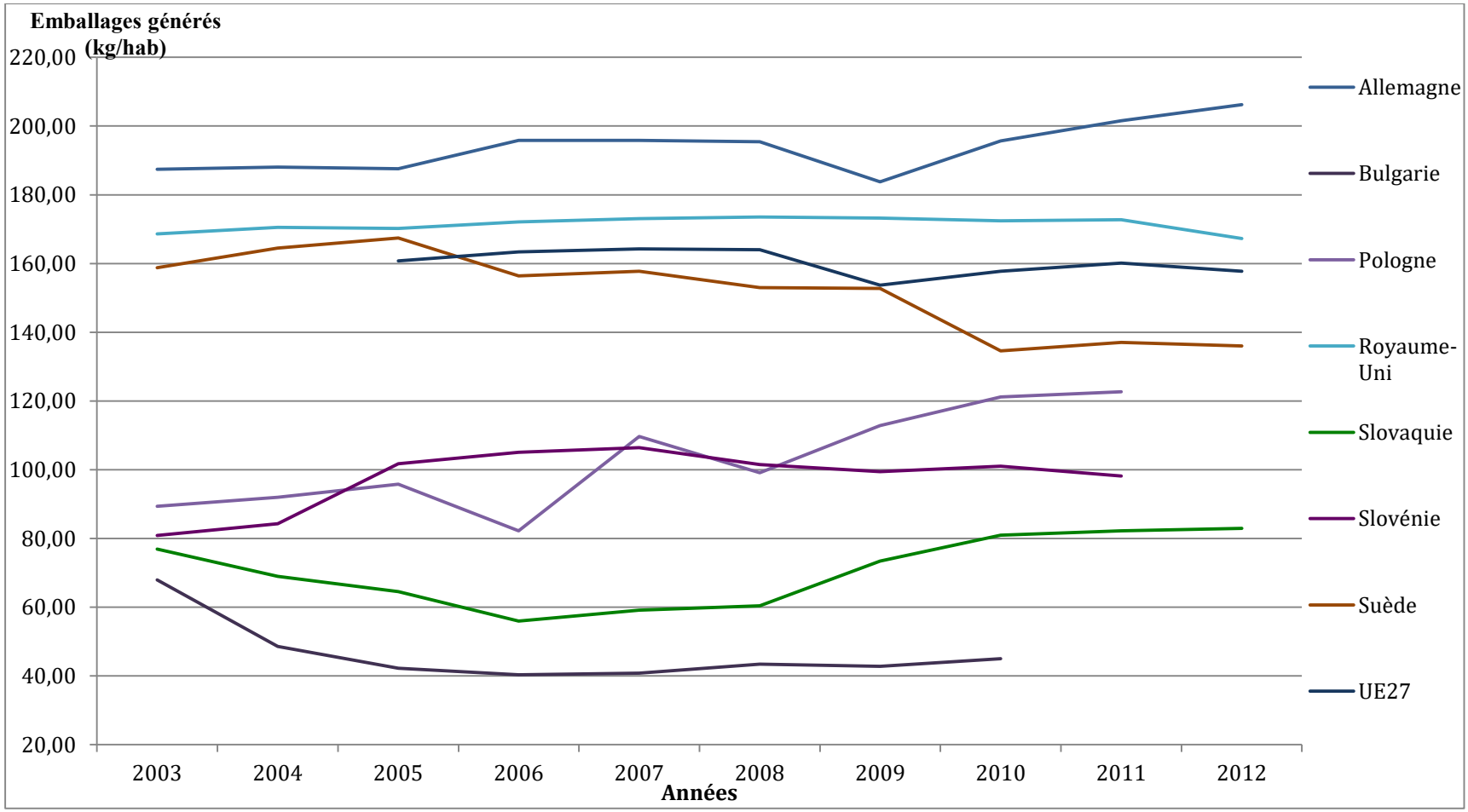


Source des données Eurostat (2015).

Données accessibles à partir de 2004 pour la Pologne et la Slovaquie, 2005 pour la Bulgarie et 2006 pour la Norvège;

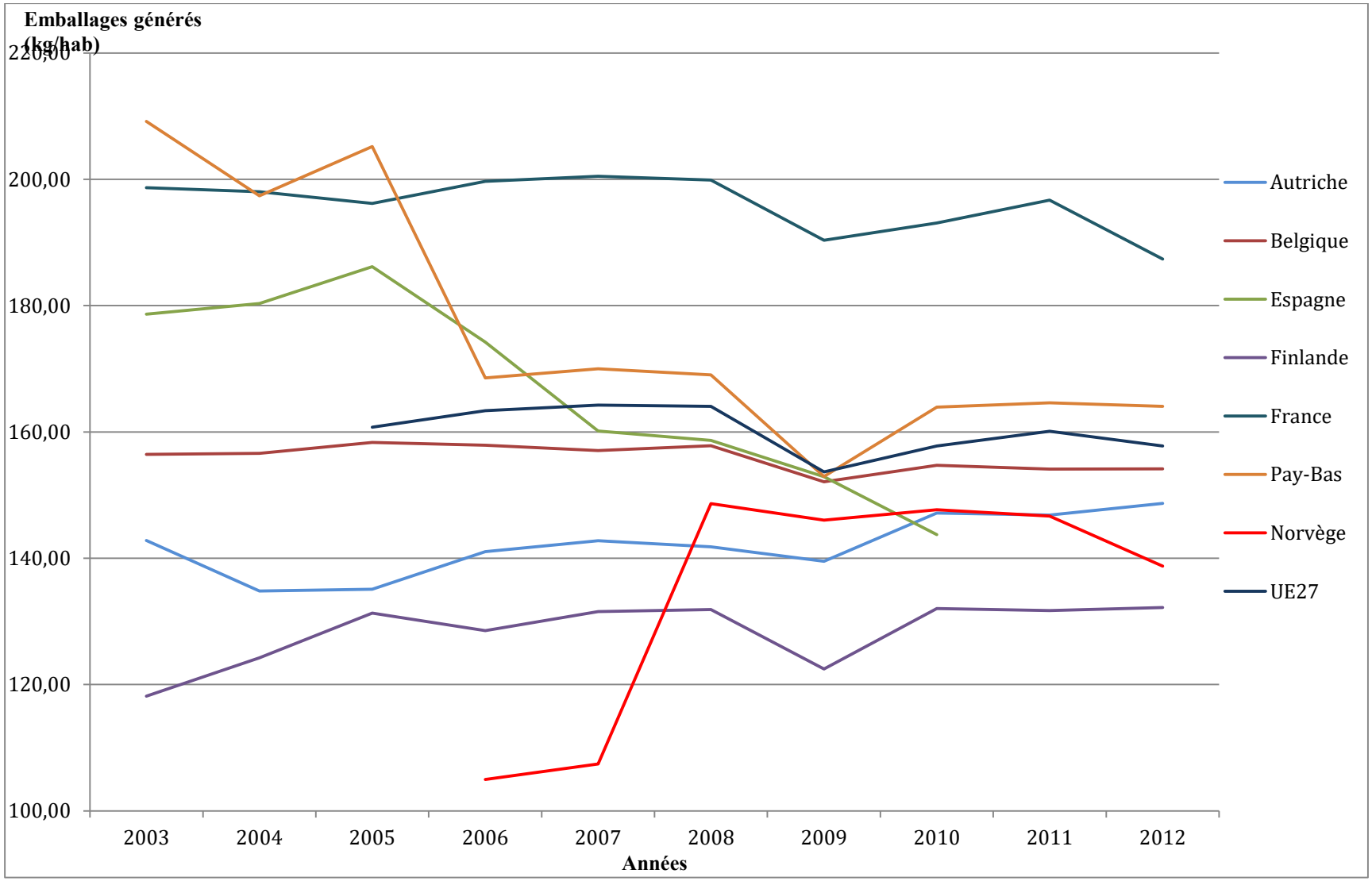
ANNEXE D - QUANTITÉ DE DÉCHETS D'EMBALLAGES GÉNÉRÉS PAR HABITANT (KG/CAPITA) ENTRE 2003 ET 2012

a) Pays appliquant un modèle compétitif



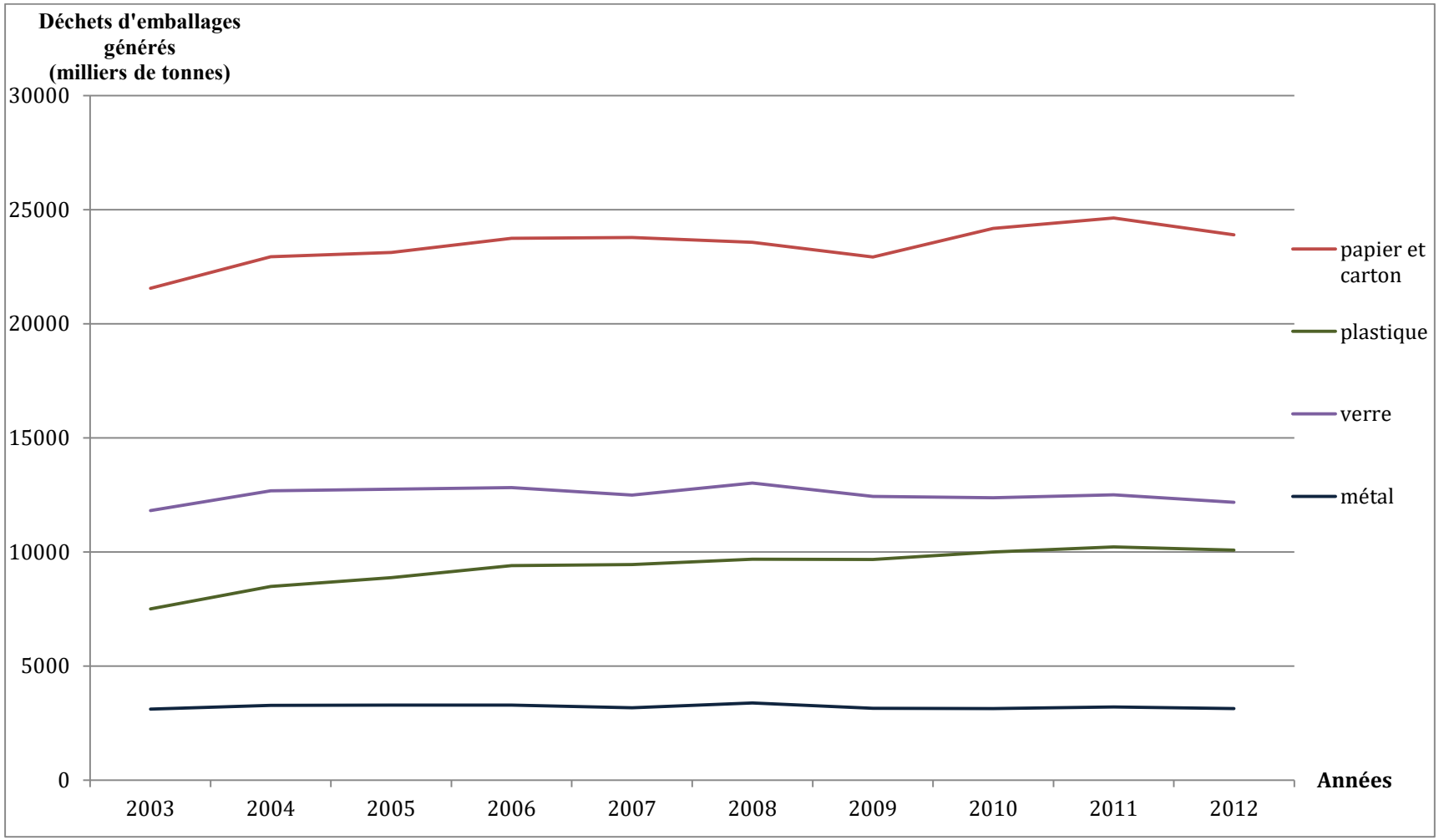
Source des données Eurostat (2015); UE 27 n'a aucune donnée disponible avant 2005.

b) Pays appliquant un modèle monopolistique



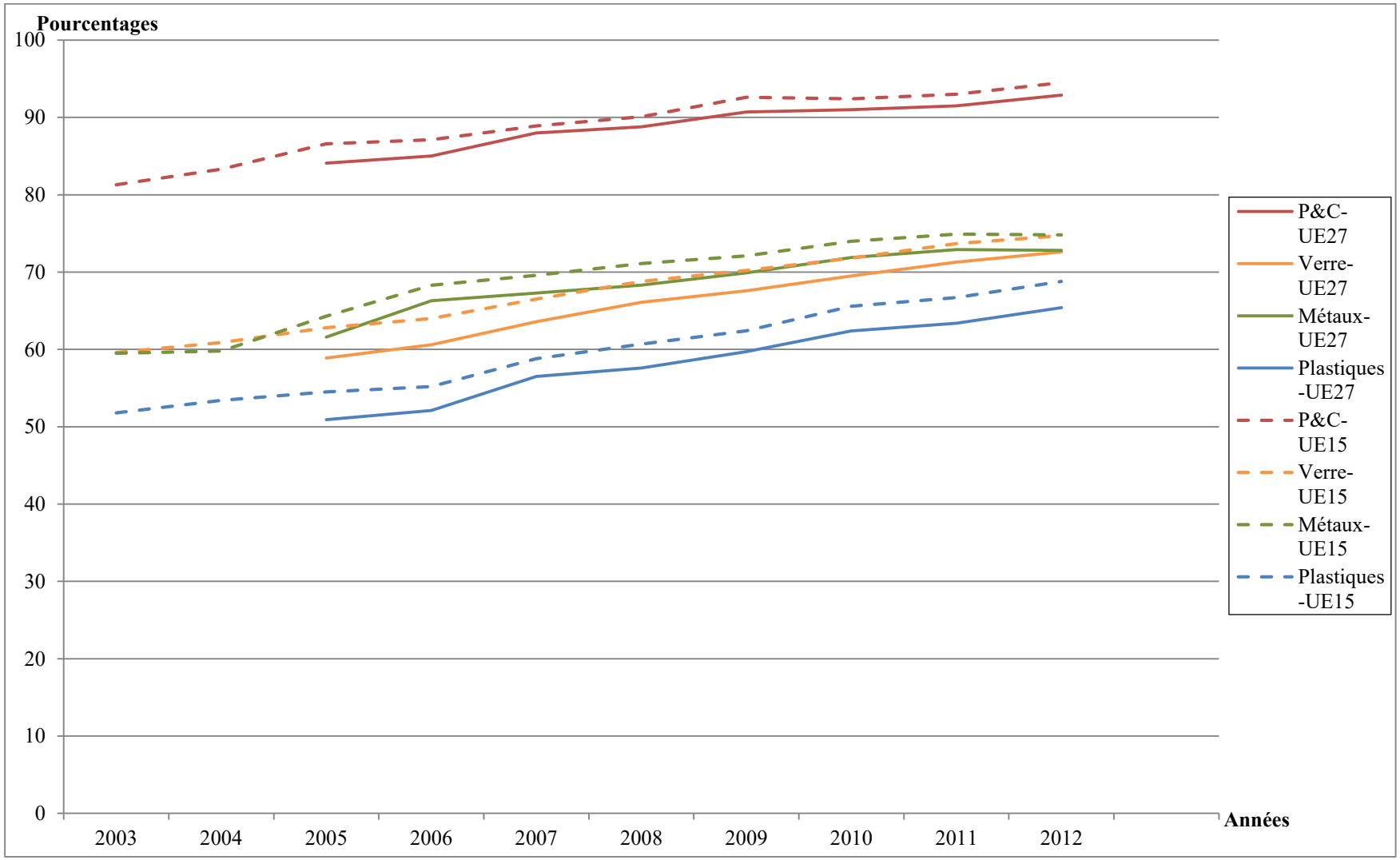
Source des données Eurostat (2015)*;* UE 27 n'a aucune donnée disponible avant 2005.

ANNEXE E – ÉVOLUTION DE LA COMPOSITION EN MATIÈRE DES DÉCHETS D'EMBALLAGES ENTRE 2003 ET 2012



Sources des données Eurostat (2015).

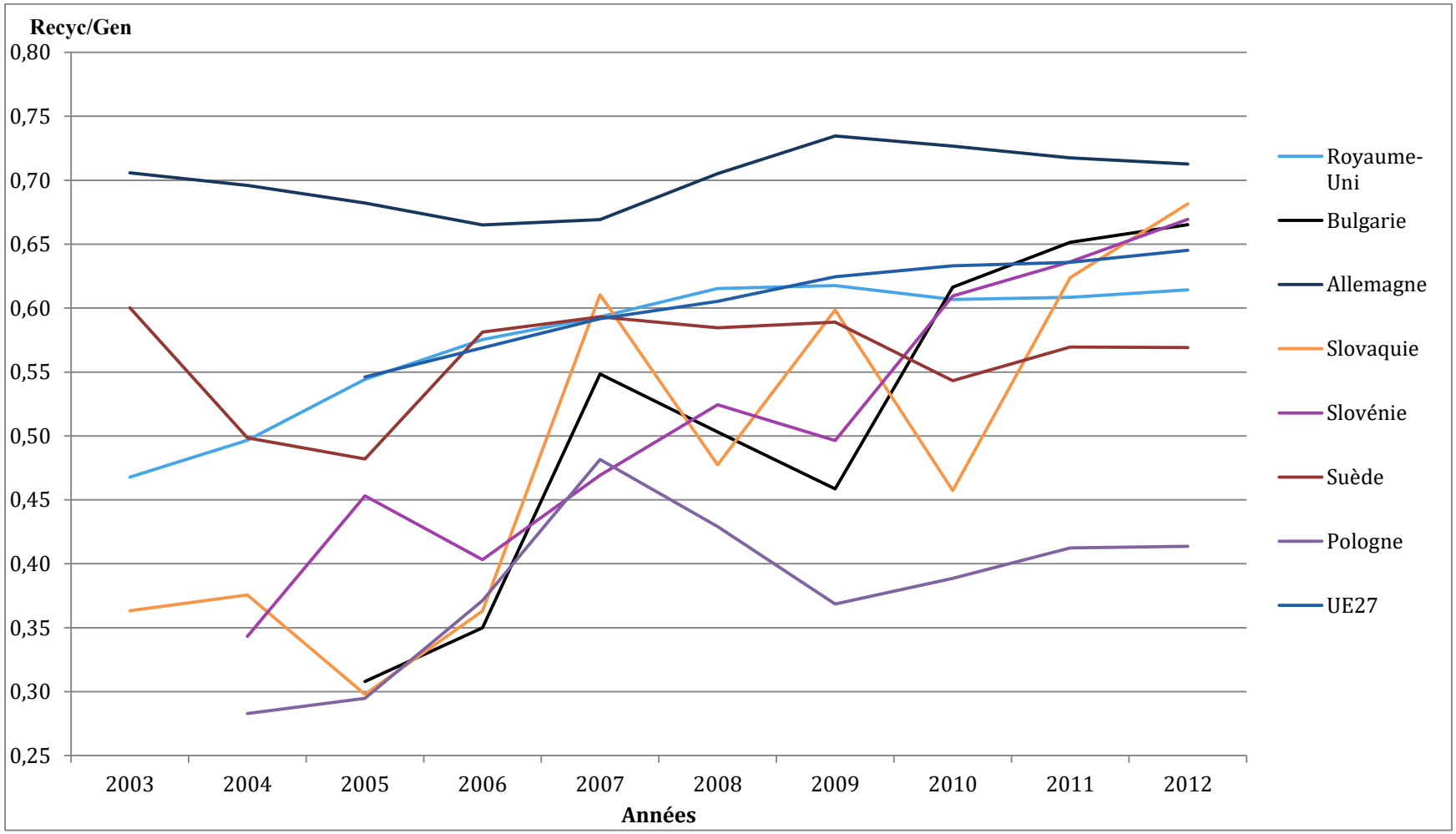
ANNEXE F – TAUX DE RÉCUPÉRATION PAR MATIÈRE DANS L'UNION EUROPÉENNE À 27 ET 15 PAYS ENTRE 2003 ET 2012



Source des données Eurostat (2015).

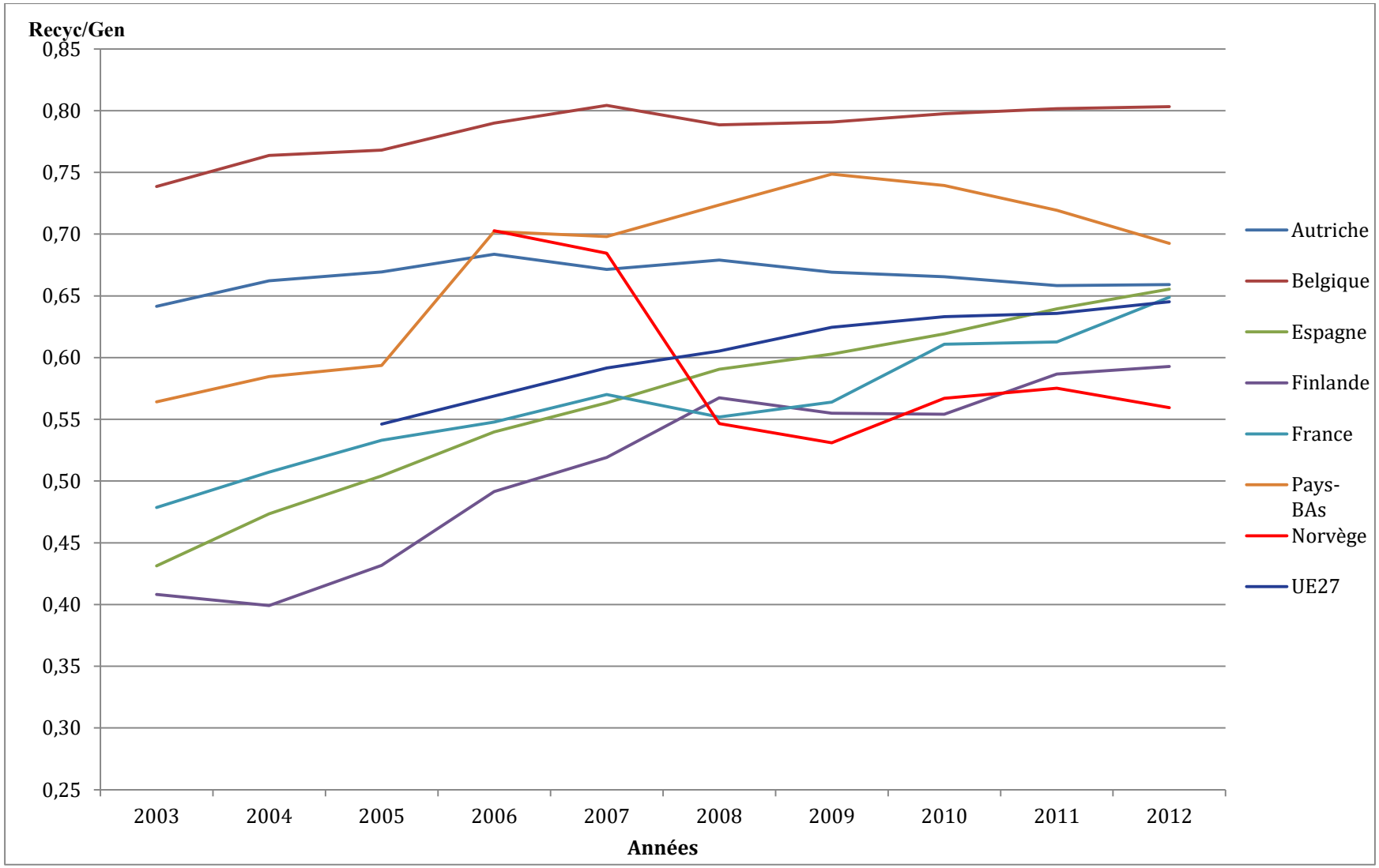
ANNEXE G – TAUX D'EMBALLAGES RECYCLÉS ENTRE 2003 ET 2012

a) Pays appliquant un modèle compétitif



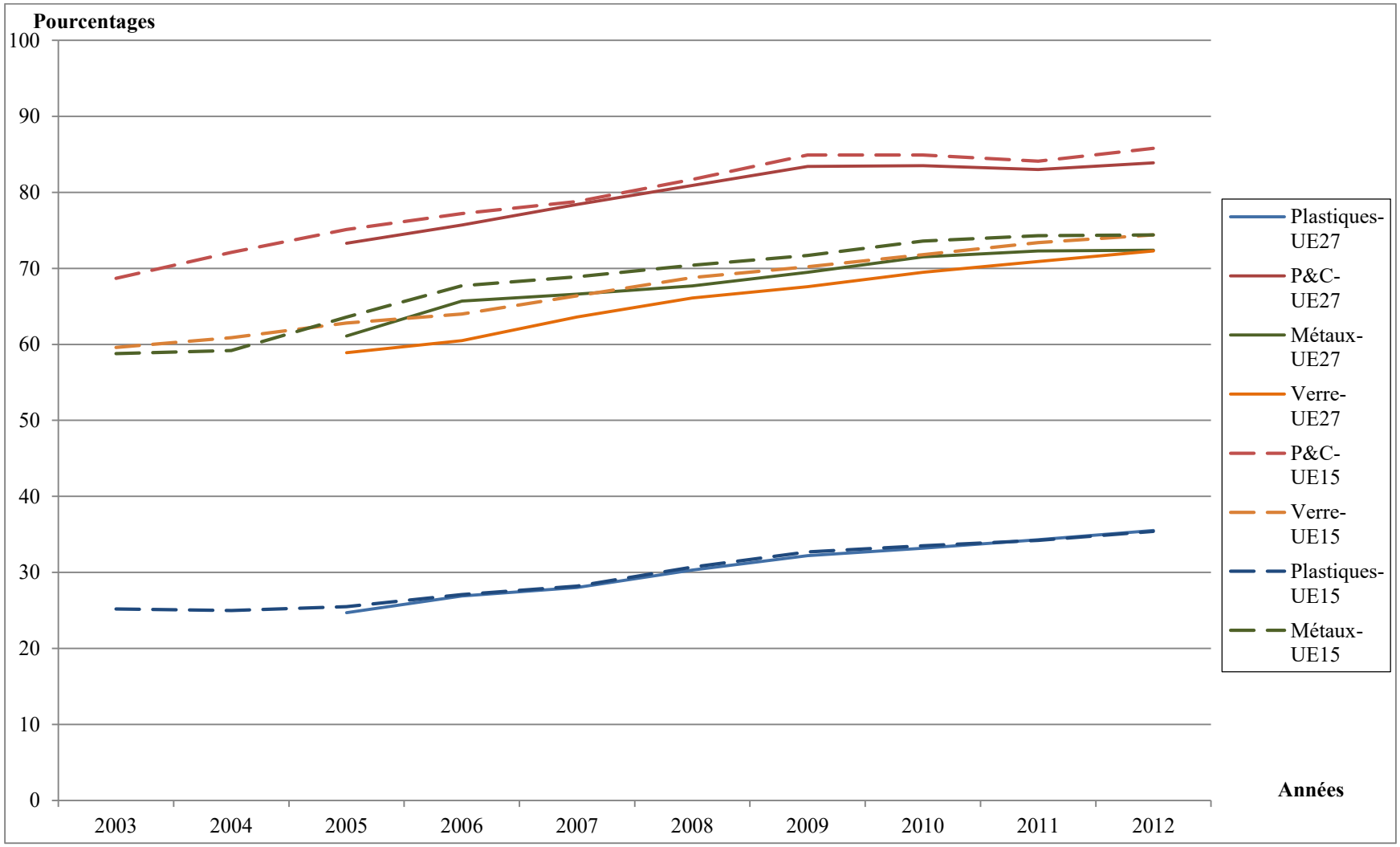
Source des données Eurostat (2015).

b) Pays appliquant un modèle monopolistique



Source des données Eurostat (2015).

ANNEXE H – TAUX DE RECYCLAGE PAR MATIÈRE DANS L'UNION EUROPÉENNE À 27 ET 15 PAYS ENTRE 2003 ET 2012



Source des données Eurostat (2015).

ANNEXE I –EFFETS ATTENDUS POUR CHAQUE VARIABLE INDÉPENDANTE

Tableau I.1 : Tableau récapitulatif des effets attendus pour chaque variable indépendante

VARIABLES	Taux génération	Taux collecte	Taux recyclage	Taux de valorisation potentiel des déchets locaux	Taux de recyclage potentiel	Taux valorisation total
PIB	–	+	+	+	–	?
POP65	–	–	–	–	?	?
APPART	+	–	–	–	?	?
DENSITE	+	–	–	–	?	?
EDUC	+	+	+	+	–	?
REV TAX ENV	–	+	+	–	–	?
DEP ENV	?	+	+	–	–	?
ECO MANAG	?	?	?	–	?	?
COMPETITION x DEP ENV	?	+	+	?	–	–
COMPETITION x ECO MANAG	+	?	+	?	?	?
COMPETITION x DENSITE	+	+	+	?	?	?

ANNEXE J – DESCRIPTION DES DONNÉES D'IMPORTATION ET D'EXPORTATION

PS_W_E : Déchets de polystyrène exportés (kilogramme); Code HS : 391520

PS_W_I : Déchets de polystyrène importés (kilogramme); Code HS : 391520

PE_W_E : Déchets de polymère d'éthylène exportés (kilogramme); Code HS : 391510

PE_W_I : Déchets de polymère d'éthylène importés (kilogramme); Code HS : 391510

PC_W_E : Déchets de papier et de carton kraft exportés (kilogramme); Code HS : 4707

PC_W_I : Déchets de papier et de carton kraft importés (kilogramme); Code HS : 4707

Alu_W_E : Déchets d'aluminium exportés (kilogramme); Code HS : 7602

Alu_W_I : Déchets d'aluminium importés (kilogramme); Code HS : 7602

Verre_W_E : Déchets de verre exportés (kilogramme); Code HS : 7001

Verre_W_I : Déchets de verre importés (kilogramme); Code HS : 7001

ANNEXE K – PARAMÈTRES POUR CHAQUE VARIABLE EXPLICATIVE

Tableau K.1 : Tableau des paramètres pour chaque variable explicative

Variables	Observations	Moyenne	Écart Type	Min	Max
PIB	140	695725.7	785919	18735.9	2754860
Pop65	140	16.10	1.94	11.5	20.7
Appart	122	38.32	24.72	12.9	262.7
Densité	139	148.32	133	14.9	496.9
Educ	139	17.8	1.43	15.1	20.6
Dep Env	109	0.83	0.63	0	2.58
Eco Manag	126	196	398.43	0	1619
Rev Tax Env	140	2.55	0.5	1.57	3.83
Competition	140	0.57	0.5	0	1
DepEnvXComp	109	0.25	0.32	0	1.18
DensiteXComp	139	66.5	84.49	0	262.7
EcoManagXComp	126	104.22	345.25	0	1619

ANNEXE L – RÉSULTATS DES TESTS D'HAUSMAN

Tableau L.1 : Résultats des tests d'Hausman

	Taux de génération	**Taux de collecte**	**Taux de recyclage local**	**Taux de valorisation potentiel des déchets locaux**	**Taux de recyclage potentiel**	**Taux de valorisation total**
Emballage	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 1	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0.029	Pr>chi2 = 0.025	Pr>chi2 = 0.031
Papier et Carton	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0.004	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0
Plastique	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0.016	Pr>chi2 = 0.24	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0.04
Verre	Pr>chi2 = 0.008	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0
Métal	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0.013	Pr>chi2 = 0.51	Pr>chi2 = 0.05	Pr>chi2 = 0.01	Pr>chi2 = 0

La commande suivante a été utilisée pour le test d'hausman : hausman fixed random, sigmamore. L'option sigmamore est utilisée, car sans elle la matrice différenciant les covariances du modèle à effet fixe à celle du modèle variable est définie non positive (c.-à-d. $\{v_{estimé}(\beta_{fe}) - v_{estimé}(\beta_{re})\}$)

(Cameron et Trivedi, p.260, 2009). Ceci se produit, car les variances sont estimées de manières différentes pour les modèles à effet fixe et à effet variable.[91] En appliquant l'option sigmamore, les variances, utilisées dans les matrices covariances respectives, proviennent de l'estimateur le plus efficace (Stata 12, p.707, 2011). En présence de corrélation entre l'effet non observé et les variables indépendantes, les estimateurs de l'effet fixe sont non-biaisées et convergents (Sevestre, p.91, 2002).

---

[91] Avar $(\beta_{FE}) = s_u^2 [E(X_{FE}'X_{FE})]^{-1}/N$ et Avar $(\beta_{RE}) = s_u^2 [E(X_{RE}'X_{RE})]^{-1}/N$;

tels que : $X_{FE} = (x_{it}$ - moyenne estimé $(x_i))$ et $X_{RE} = (x_{it} - \lambda(\text{moy. estimé } (x_i)))$ avec $\lambda = 1- (s_u^2 / (s_u^2 + T\, s_c^2))^{1/2}$. Lorsque λ tend vers 1 les estimateurs des modèles à effet fixe et variable sont proches (Wooldridge, p.287, 2002).

ANNEXE M – RÉSULTATS DES TESTS DE PESARAN

Tableau M.1 : Résultats des tests de Pesaran

	Taux de génération	**Taux de collecte**	**Taux de recyclage local**	**Taux de valorisa-tion potentiel des déchets locaux**	**Taux de recyclage potentiel**	**Taux de valorisa-tion total**
Emballage	Pr = 0.963 Abs = 0.417	Pr = 0 Abs = 0.902	Pr = 0.497 Abs = 0.367	N/A	N/A	N/A
Papier et Carton	Pr = 0.073 Abs = 0.437	Pr = 0.383 Abs = 0.368	Pr = 0.608 Abs = 0.395	Pr = 0.348 Abs = 0.402	Pr = 0.141 Abs = 0.420	Pr = 0.06 Abs = 0.391
Plastique	Pr = 0.105 Abs = 0.350	Pr = 0.275 Abs = 0.384	Pr = 0.429 Abs = 0.376	N/A	Pr = 0.206 Abs = 0.383	N/A
Verre	Pr = 0.08 Abs = 0.355	Pr = 0.789 Abs = 0.382	Pr = 0 Abs = 0.693	Pr = 0.367 Abs = 0.380	Pr = 0.198 Abs = 0.351	Pr = 0.922 Abs = 0.367
Métal	Pr = 0.818 Abs = 0.393	Pr = 0.657 Abs = 0.354	Pr = 0 Abs = 0.867	Pr = 0 Abs = 0.602	Pr = 0.239 Abs = 0.369	Pr = 0.005 Abs = 0.474

Pour appliquer le test de Pesaran on introduit la commande xtcsd, pesaran abs. L'option abs permet de calculer la valeur moyenne des éléments de la diagonale de la matrice des covariances.

Bien que la majorité des résultats ne peut rejeter l'hypothèse nul, les moyennes des éléments de la diagonale de la matrice des covariances sont élevées pour l'ensemble des régressions, on se base sur cet indicateur pour déterminer l'existence de corrélation entre les termes d'erreurs composés.[92]

[92] L'interaction entre les termes de corrélation positive et négative peuvent éviter le rejet de l'hypothèse nul bien qu'il y ait présence de corrélation entre les termes d'erreurs. Pour cette raison, on repose sur les moyennes des éléments de la diagonale de la matrice des covariances (De Hoyos et Sarafidis, 2006).

ANNEXE N – RÉSULTATS DES TESTS MODIFIÉS DE WALD

Tableau N.1 : Résultats des tests modifiés de Wald

	Taux de génération	**Taux de collecte**	**Taux de recyclage local**	**Taux de valorisa-tion potentiel des déchets locaux**	**Taux de recyclage potentiel**	**Taux de valorisa-tion total**
Emballage	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0
Papier et Carton	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0
Plastique	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0
Verre	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0
Métaux	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0	Pr>chi2 = 0

La commande xttest3 a été appliquée afin de déterminer si les termes d'erreurs sont homoscédastiques.[93]

[93] Asymptotiquement parlant, le test n'est pas valide pour les modèles à effet fixe avec une base de données ayant un très grand nombre d'observations et échelonné sur un laps de temps très court (Baum, 2001). Vu que notre base de données est considérée comme étant de petite taille, on considère que le test est consistant.

ANNEXE O – LA CORRÉLATION INTRA-CLASSE DU TERME D'ERREUR DE L'EFFET INDIVIDUEL FIXE

Tableau O.1 : Corrélation intra-classe du terme d'erreur de l'effet fixe individuel

	Taux de génération	**Taux de collecte**	**Taux de recyclage local**	**Taux de valorisa-tion potentiel des déchets locaux**	**Taux de recyclage potentiel**	**Taux de valorisa-tion total**
Emballages	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.999
Papier et Carton	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.998	Rho = 0.999	Rho = 0.998
Plastique	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.996
Verre	Rho = 0.999	Rho = 0.998	Rho = 0.995	Rho = 0.997	Rho = 0.998	Rho = 0.998
Métaux	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.986	Rho = 0.999	Rho = 0.999	Rho = 0.999

ANNEXE P – RÉSULTATS DES RÉGRESSIONS LINÉAIRES À EFFET FIXE

Légende **:** *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1 ;
Écart-type entre parenthèses ;
« P et C » – Papier et Carton.

Les tableaux de résultats pour la première régression se trouvent de la page 118 à 123.

Tableau P.1 : Résultats de la régression du taux de génération

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
PIB	5.27e-07	-3.21e-08	2.04e-07**	6.07e-08**	3.9e-08*
	(3.33e-07)	(9.09e-08)	(6.65e-08)	(4.12e-08)	(1.94e-08)
PIB²	-1.44e-13	2.2e-16	-5.8e-14***	-1.81e-	-1.09e-14*
	(8.91e-14)	(2.25e-14)	(1.54e-14)	(1.02e-14)	(5.6e-15)
Densité	-0.006*	-0.002*	-1.7e-04	-4.3e-04	-3.e-04**
	(0.003)	(0.001)	(4.5e-04)	(2.8e-04)	(1.1e-04)
Population 65+	-0.068	-0.033*	0.004	-0.003	-0.001
	(0.043)	(0.018)	(0.005)	(0.004)	(0.001)
Éducation	0.005	-4e-05	0.002*	0.001	6.4e-04
	(0.008)	(0.003)	(0.001)	(0.001)	(7.6e-04)
Appart	0.006*	0.002*	3.9e-04*	4e-04	3.2e-04**
	(0.003)	(0.001)	(2.1e-04)	(2.2e-04)	(1.4e-04)
Éco Management	-5.58e-05**	7.82e-06	-4.4e06	-7.12e-06**	-1.64e-06
	(2.45e-05)	(8.91e-06)	(4.68e-06)	(2.92e-06)	(1.36e-06)
Dépense Env.	-0.028	-0.017	-0.001	-0.007	-0.004***
	(0.037)	(0.018)	(0.003)	(0.006)	(0.001)
Rev. Taxe Env.	0.054	0.026	0.001	-0.008*	0.005*
	(0.042)	(0.016)	(0.004)	(0.004)	(0.003)
DensitéXCompét.	0.049***	0.019***	0.003*	0.004**	0.004***
	(0.012)	(0.006)	(0.001)	(0.001)	(0.001)
Éco ManagXCompét.	-5e-04*	-1.8e-04	-5e-05	-5e-05	-2e-05
	(2.7e-04)	(1.1e-04)	(4e-05)	(3e-05)	(1e-05)
Dép EnvXCompét.	0.025	-0.001	3.7e-04	0.009	0.005**
	(0.047)	(0.025)	(0.007)	(0.006)	(0.002)
Constante	-0.811	-0.134	-0.236**	-0.079	-0.168***
	(0.534)	(0.233)	(0.105)	(0.112)	(0.032)
Observations	90	90	90	90	90
R^2	0.667	0.675	0.463	0.524	0.696
Nombre de pays	12	12	12	12	12

Tableau P.2 : Résultats de la régression du taux de collecte

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
PIB	-7.78^{e}-07	8.91^{e}-07	6.67^{e}-09	-1.65^{e}-06***	-1.19^{e}-06
	(5.03^{e}-07)	(5.09^{e}-07)	(3.7^{e}-07)	(4.82^{e}-07)	(1.26^{e}-06)
PIB^2	9.61^{e}-14	-2.58^{e}-13**	-4.94^{e}-14	2.76^{e}-13**	2.21^{e}-13
	(9.66^{e}-14)	(1.12^{e}-13)	(8.87^{e}-14)	(9.21^{e}-14)	(2.48^{e}-13)
Densité	-0.009***	-0.003	-0.007**	-0.009	-0.004
	(0.002)	(0.003)	(0.002)	(0.005)	(0.005)
Population 65+	-0.030	0.044	-0.014	-0.055	0.038
	(0.026)	(0.042)	(0.021)	(0.064)	(0.051)
Éducation	-0.010	0.015	-0.012	-0.028*	0.002
	(0.009)	(0.020)	(0.021)	(0.014)	(0.021)
Appart	0.003	-0.006	-0.003	0.015**	0.005
	(0.003)	(0.004)	(0.003)	(0.006)	(0.008)
Éco Management	7e-05**	-6e-05**	1e-05	3e-05	4e-05
	(3e-05)	(3e-05)	(3e-05)	(5e-05)	(7e-05)
Dépense Env.	-0.050*	-0.090*	-0.041	-0.077	-0.196*
	(0.025)	(0.045)	(0.061)	(0.045)	(0.105)
Rev. Taxe Env.	-0.016	-0.026	0.157**	0.030	0.057
	(0.038)	(0.069)	(0.052)	(0.063)	(0.062)
DensitéXCompét.	0.018	0.045	0.032	0.070***	-0.066
	(0.020)	(0.033)	(0.023)	(0.021)	(0.060)
Éco ManagXCompét	-2.9^{e}-04	-0.001	7e-05	-7.2^{e}-04	0.001
	(3.3^{e}-04)	(4.9^{e}-04)	(4e-04)	(4.5^{e}-04)	(0.001)
Dep EnvXCompét.	0.185	0.422*	-0.072	0.083	0.520*
	(0.109)	(0.231)	(0.216)	(0.146)	(0.282)
Constante	1.912	-2.033	0.099	-0.365	4.103
	(1.269)	(1.653)	(1.442)	(1.531)	(3.560)
Observations	90	90	90	90	90
R^2	0.744	0.471	0.433	0.761	0.555
Nombre de pays	12	12	12	12	12

Tableau P.3 : Résultats de la régression du taux de recyclage local

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
PIB	-1.66^{e}-06	-7.14^{e}-07	1.55^{e}-07	2.13^{e}-07	-6.71^{e}-08
	(1.05^{e}-06)	(6.22^{e}-07)	(3.98^{e}-07)	(9.59^{e}-07)	(9.86^{e}-08)
PIB^2	2.55^{e}-13	-1.88^{e}-13	-4.77^{e}-14	-1.22^{e}-14	1.39^{e}-14
	(1.96^{e}-13)	(1.52^{e}-13)	(1.07^{e}-13)	(1.52^{e}-13)	(2.02^{e}-14)
Densité	-0.010	0.005	4e-04	-4e-04	-3.5^{e}-04
	(0.006)	(0.004)	(0.002)	(0.007)	(4.9^{e}-04)
Population 65+	-0.086	0.026	-0.003	-0.022	-0.007
	(0.072)	(0.062)	(0.022)	(0.092)	(0.009)
Éducation	-0.038	0.003	0.010	0.008	-0.004
	(0.025)	(0.012)	(0.016)	(0.030)	(0.004)
Appart	-4.6^{e}-04	-0.006	-0.001	-0.002	-4.1^{e}-04
	(0.004)	(0.008)	(0.003)	(0.007)	(0.001)
Éco Management	3e-05	1e-04*	-0.001***	1.1^{e}-04*	-1.5^{e}-06
	(8e-05)	(5e-05)	(4e-05)	(6e-05)	(4.43^{e}-06)
Dépense Env.	-0.038	0.074	-0.024	0.080	0.006
	(0.060)	(0.112)	(0.019)	(0.089)	(0.006)
Rev. Taxe Env.	-0.197	0.091*	0.001	-0.048	-0.012
	(0.171)	(0.047)	(0.014)	(0.096)	(0.016)
DensitéXCompét.	0.035	0.052*	0.003	-0.041	0.003
	(0.061)	(0.028)	(0.008)	(0.024)	(0.006)
Éco ManagXCompét	-0.001	-0.001	0.001***	3.6^{e}-04	-5e-05
	(0.001)	(3.8^{e}-04)	(2.4^{e}-04)	(3.9^{e}-04)	(6e-05)
Dep EnvXCompét.	0.326*	-0.053	0.047	-0.333*	0.014
	(0.175)	(0.112)	(0.055)	(0.169)	(0.018)
Constante	3.313	-2.762	1.163**	3.037	1.132***
	(1.881)	(2.296)	(0.515)	(2.237)	(0.198)
Observations	90	90	90	90	90
R^2	0.578	0.374	0.705	0.276	0.117
Nombre de pays	12	12	12	12	12

Tableau P.4 : Résultats de la régression du taux de valorisation potentiel des déchets locaux

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
PIB	-8.31^{e}-07	-4.64^{e}-06	2.81^{e}-06	2.16^{e}-06	0.00126
	(-2.36^{e}-06)	(3.47^{e}-06)	(1.92^{e}-06)	(2.53^{e}-06)	(0.00097)
PIB^2	1.33^{e}-13	1.07^{e}-12	-6.21^{e}-13	-2.49^{e}-13	-2.09^{e}-10
	(-3.94^{e}-13)	(6.44^{e}-13)	(4.61^{e}-13)	(4.44^{e}-13)	(2.1^{e}-10)
Densité	-0.005	-0.020	0.023	-0.011	4.943
	(0.019)	(0.027)	(0.013)	(0.014)	(5.524)
Population 65+	0.073	0.003	0.397*	0.090	12.568
	(0.185)	(0.360)	(0.197)	(0.205)	(56.333)
Éducation	-0.028	0.021	-0.019	0.023	35.959
	(0.054)	(0.104)	(0.059)	(0.073)	(39.111)
Appart	-0.011	0.005	-0.002	-0.001	-13.875
	(0.014)	(0.028)	(0.015)	(0.018)	(11.233)
Éco Management	-3.1^{e}-06	0.001***	-0.001***	2e-04**	0.052
	(1e-04)	(1e-04)	(1e-04)	(9e-05)	(0.084)
Dépense Env.	0.214	0.718	-0.224	0.064	155.257
	(0.234)	(0.512)	(0.237)	(0.220)	(144.024)
Rev. Taxe Env.	-0.420	0.256	-0.188	0.182	-78.594
	(0.424)	(0.228)	(0.157)	(0.126)	(86.786)
DensitéXCompét.	0.125	-0.147**	0.008	0.072	138.176*
	(0.153)	(0.056)	(0.060)	(0.066)	(66.879)
Éco ManagXCompét	-4e-04	0.002	0.002*	0.001	-1.810
	(0.001)	(0.002)	(0.001)	(0.001)	(1.205)
Dep EnvXCompét.	0.139	-0.866	0.326	-0.501**	-192.402
	(0.415)	(0.562)	(0.405)	(0.180)	(148.767)
Constante	-3.949	11.741	-7.796*	-4.522	-8418.934**
	(8.546)	(9.872)	(3.586)	(9.358)	(3574.627)
Observations	76	90	87	79	90
R^2	0.560	0.311	0.395	0.329	0.284
Nombre de pays	12	12	12	12	12

Tableau P.5 : Résultats de la régression du taux de recyclage local potentiel

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
PIB	-1.43^{e}-06	-2.3^{e}-06	1.01^{e}-06**	-3.35^{e}-07	-2e-06
	(1.10^{e}-06)	(1.37^{e}-06)	(4.11^{e}-07)	(9.89^{e}-07)	(1.4^{e}-06)
PIB^2	2.22^{e}-13	5.54^{e}-13	-2.31^{e}-13***	7.3^{e}-14	2.88^{e}-13
	(1.96^{e}-13)	(3.11^{e}-13)	(6.95^{e}-14)	(1.72^{e}-13)	(3.09^{e}-13)
Densité	-0.009*	3.1^{e}-04	0.006	-0.006	-0.010*
	(0.005)	(0.007)	(0.004)	(0.006)	(0.005)
Population 65+	-0.044	-0.008	0.033	-0.047	-0.009
	(0.065)	(0.041)	(0.064)	(0.064)	(0.029)
Éducation	-0.052*	-0.054*	-0.035**	-0.019	-0.041*
	(0.024)	(0.026)	(0.015)	(0.029)	(0.021)
Appart	0.001	0.008	-0.004	0.001	0.013
	(0.004)	(0.008)	(0.008)	(0.005)	(0.009)
Éco Management	6e-05	8e-05	-0.001***	1.1^{e}-04*	-1e-04
	(7e-05)	(1.1^{e}-04)	(4e-05)	(6e-05)	(1e-04)
Dépense Env.	-0.070*	0.019	-0.122*	0.069	-0.169
	(0.034)	(0.068)	(0.066)	(0.087)	(0.130)
Rev. Taxe Env.	-0.114	0.007	0.053	0.053	0.052
	(0.120)	(0.082)	(0.064)	(0.097)	(0.063)
DensitéXCompét.	0.012	0.044	-0.018	-0.109**	-0.064
	(0.041)	(0.045)	(0.030)	(0.037)	(0.061)
Éco ManagXCompét	-7e-05	1.3^{e}-04	0.002***	0.001	0.001
	(0.001)	(0.001)	(4.9^{e}-04)	(0.001)	(0.001)
Dep EnvXCompét.	0.252**	0.093	-0.085	-0.301**	0.476
	(0.111)	(0.182)	(0.123)	(0.125)	(0.297)
Constante	3.562**	-0.231	1.114	7.874***	6.323*
	(1.540)	(3.074)	(2.333)	(2.438)	(3.344)
Observations	86	90	88	88	90
R^2	0.610	0.350	0.875	0.303	0.511
Nombre de pays	12	12	12	12	12

Tableau P.6 : Résultats de la régression du taux de valorisation total

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
PIB	-6.33^{e}-07	-7.27^{e}-06**	2.27^{e}-06**	2.22^{e}-06	2.84^{e}-05*
	(2.25^{e}-06)	(2.83^{e}-06)	(1.03^{e}-06)	(2.16^{e}-06)	(1.47^{e}-05)
PIB^2	1.34^{e}-13	1.66^{e}-12***	-5.8^{e}-13*	-2.49^{e}-13	-4.89^{e}-12
	(3.99^{e}-13)	(5.24^{e}-13)	(2.94^{e}-13)	(3.88^{e}-13)	(2.93^{e}-12)
Densité	-0.006*	-0.033	0.018*	-0.016	0.121**
	(0.003)	(0.020)	(0.009)	(0.010)	(0.053)
Population 65+	-0.068	-0.204	0.327	0.083	1.036
	(0.043)	(0.275)	(0.216)	(0.138)	(0.614)
Éducation	0.005	-0.146	-0.088	-0.024	0.074
	(0.008)	(0.084)	(0.075)	(0.064)	(0.250)
Appart	0.006*	0.033	-0.010	2e-04	-0.138
	(0.003)	(0.020)	(0.015)	(0.011)	(0.097)
Éco Management	1.1^{e}-04	0.001***	-0.001***	2.4^{e}-04***	-1e-04
	(1.5^{e}-04)	(1.7^{e}-04)	(8e-05)	(7e-05)	(0.001)
Dépense Env.	-0.028	0.352	-0.360	0.133	1.291
	(0.037)	(0.240)	(0.271)	(0.163)	(0.909)
Rev. Taxe Env.	0.054	-0.062	-0.064	0.078	-4.567***
	(0.042)	(0.253)	(0.105)	(0.105)	(0.931)
DensitéXCompét.	0.049***	0.042	-0.035	0.012	2.590***
	(0.012)	(0.090)	(0.076)	(0.052)	(0.801)
Éco ManagXCompét	-4.5^{e}-04	0.001	0.003**	0.001	-0.024**
	(0.001)	(0.002)	(0.001)	(4.3^{e}-04)	(0.010)
Dep EnvXCompét.	0.025	0.134	0.037	-0.426**	-2.112*
	(0.047)	(0.408)	(0.205)	(0.180)	(1.150)
Constante	-0.811	10.386	-2.875	0.336	-160.762**
	(0.534)	(7.002)	(5.598)	(6.935)	(55.221)
Observations	90	90	87	78	90
R^2	0.667	0.361	0.592	0.332	0.672
Nombre de pays	12	12	12	12	12

ANNEXE Q – EFFETS TEMPORELS

Les variables d2 à d10, représentant respectivement les années 2004 à 2012, sont des variables *dummy* prenant la valeur 1 lorsque les observations sont comptabilisées dans l'année représentée et 0 sinon.

Tableau Q.1 : Effets temporels du taux de génération

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
d2	-0.027	-0.008	-0.008*	0.001	-0.004**
	(0.021)	(0.011)	(0.004)	(0.002)	(0.001)
d3	-0.014	-0.001	-0.008*	0.002	-0.004**
	(0.030)	(0.015)	(0.004)	(0.002)	(0.001)
d4	-0.018	0.008	-0.017***	0.002	-0.004**
	(0.035)	(0.017)	(0.005)	(0.004)	(0.001)
d5	-0.003	0.015	-0.021***	0.000	-0.004*
	(0.044)	(0.022)	(0.007)	(0.005)	(0.002)
d6	0.018	0.025	-0.021**	0.002	-0.002
	(0.049)	(0.024)	(0.008)	(0.006)	(0.002)
d7	0.025	0.028	-0.023***	0.003	-0.003
	(0.054)	(0.026)	(0.007)	(0.006)	(0.002)
d8	0.055	0.043	-0.023**	0.006	-0.001
	(0.062)	(0.027)	(0.008)	(0.007)	(0.003)
d9	0.076	0.056	-0.024**	0.008	-0.001
	(0.079)	(0.036)	(0.010)	(0.008)	(0.002)
d10	0.109	0.072	-0.024*	0.011	-0.001
	(0.096)	(0.043)	(0.012)	(0.010)	(0.002)

Tableau Q.2 : Effets temporels du taux de collecte

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
d2	-0.002	-0.017	0.036	-0.008	-0.096
	(0.030)	(0.054)	(0.040)	(0.053)	(0.083)
d3	0.049	0.021	0.007	0.015	-0.040
	(0.031)	(0.058)	(0.037)	(0.039)	(0.059)
d4	0.122***	-0.001	0.122	0.105**	0.011
	(0.039)	(0.063)	(0.075)	(0.047)	(0.083)
d5	0.220***	0.103	0.172**	0.227**	0.078
	(0.058)	(0.081)	(0.067)	(0.075)	(0.106)
d6	0.221***	0.035	0.202**	0.274**	0.139
	(0.057)	(0.083)	(0.076)	(0.097)	(0.128)
d7	0.227***	0.053	0.151**	0.279***	0.143
	(0.053)	(0.085)	(0.060)	(0.075)	(0.119)
d8	0.265***	0.033	0.211**	0.338**	0.170
	(0.068)	(0.093)	(0.072)	(0.110)	(0.135)
d9	0.329***	0.068	0.267**	0.389**	0.231
	(0.073)	(0.108)	(0.087)	(0.130)	(0.160)
d10	0.367***	0.066	0.291**	0.453**	0.247
	(0.081)	(0.115)	(0.094)	(0.160)	(0.177)

Tableau Q.3 : Effets temporels du taux de recyclage local

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
d2	0.065	0.060	-0.056	-0.032	0.012
	(0.081)	(0.064)	(0.049)	(0.054)	(0.013)
d3	0.089	0.043	-0.022	0.060	0.005
	(0.072)	(0.053)	(0.032)	(0.051)	(0.009)
d4	0.186**	0.108*	-0.035	0.089	0.024
	(0.084)	(0.058)	(0.040)	(0.079)	(0.027)
d5	0.281**	0.103*	0.011	0.021	0.012
	(0.123)	(0.056)	(0.043)	(0.133)	(0.016)
d6	0.288**	0.110	-0.022	0.054	0.010
	(0.114)	(0.062)	(0.035)	(0.159)	(0.016)
d7	0.316*	0.091	-0.060	0.063	0.011
	(0.147)	(0.066)	(0.065)	(0.157)	(0.017)
d8	0.368**	0.070	-0.027	0.063	0.023
	(0.150)	(0.070)	(0.039)	(0.191)	(0.027)
d9	0.470**	0.074	-0.012	0.081	0.033
	(0.200)	(0.077)	(0.041)	(0.214)	(0.038)
d10	0.524**	0.047	-0.011	0.048	0.016
	(0.228)	(0.091)	(0.045)	(0.261)	(0.022)

Tableau Q.4 : Effets temporels du taux de valorisation potentiel des déchets locaux

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
d2	0.296	0.517*	-0.593***	-0.133	92.023
	(0.172)	(0.265)	(0.181)	(0.112)	(120.282)
d3	0.272*	0.560*	-0.549**	0.038	95.705
	(0.125)	(0.288)	(0.201)	(0.137)	(134.405)
d4	0.367**	0.786**	-0.631**	0.009	-53.881
	(0.151)	(0.309)	(0.233)	(0.168)	(109.076)
d5	0.414*	0.986*	-0.621**	-0.129	16.854
	(0.215)	(0.513)	(0.240)	(0.314)	(184.756)
d6	0.373	1.039*	-0.788**	-0.158	-118.056
	(0.280)	(0.565)	(0.289)	(0.356)	(141.398)
d7	0.384	0.895*	-0.714**	-0.014	-111.081
	(0.268)	(0.465)	(0.277)	(0.367)	(139.983)
d8	0.356	0.887	-0.845**	-0.103	-165.697
	(0.346)	(0.586)	(0.305)	(0.461)	(149.842)
d9	0.532	1.039	-0.914**	-0.167	-178.140
	(0.411)	(0.691)	(0.350)	(0.529)	(165.840)
d10	0.499	0.882	-1.112**	-0.105	-195.518
	(0.529)	(0.846)	(0.370)	(0.577)	(179.127)

Tableau Q.5 : Effets temporels du taux de recyclage potentiel

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
d2	-0.019	-0.102	-0.006	-0.065	-0.141
	(0.074)	(0.098)	(0.094)	(0.068)	(0.123)
d3	-0.002	-0.059	-0.099	0.043	-0.090
	(0.061)	(0.084)	(0.077)	(0.059)	(0.092)
d4	0.090	0.031	-0.086	0.110	0.021
	(0.081)	(0.076)	(0.074)	(0.076)	(0.095)
d5	0.171	0.048	-0.124	0.078	0.019
	(0.117)	(0.079)	(0.078)	(0.123)	(0.104)
d6	0.190	0.050	-0.081	0.111	0.154
	(0.132)	(0.091)	(0.091)	(0.132)	(0.106)
d7	0.170	0.072	-0.126	0.081	0.180
	(0.123)	(0.114)	(0.094)	(0.107)	(0.115)
d8	0.245	0.073	-0.119	0.125	0.190
	(0.157)	(0.134)	(0.112)	(0.154)	(0.115)
d9	0.312	0.097	-0.157	0.180	0.222*
	(0.192)	(0.132)	(0.115)	(0.187)	(0.123)
d10	0.351	0.121	-0.176	0.180	0.244*
	(0.216)	(0.153)	(0.130)	(0.209)	(0.135)

Tableau Q.6 : Effets temporels du taux de valorisation total

VARIABLES	Emballages	P et C	Verre	Plastiques	Métaux
d2	-0.027	-0.096	-0.328	-0.159	1.071
	(0.021)	(0.268)	(0.234)	(0.116)	(0.991)
d3	-0.014	0.093	-0.398*	0.016	0.295
	(0.030)	(0.305)	(0.201)	(0.136)	(0.720)
d4	-0.018	0.303	-0.406*	-0.030	-1.749*
	(0.035)	(0.344)	(0.209)	(0.156)	(0.954)
d5	-0.003	0.499	-0.474**	-0.174	-2.825**
	(0.044)	(0.465)	(0.214)	(0.283)	(1.122)
d6	0.018	0.557	-0.482**	-0.245	-3.891**
	(0.049)	(0.498)	(0.205)	(0.309)	(1.654)
d7	0.025	0.617	-0.481**	-0.189	-3.583**
	(0.054)	(0.472)	(0.199)	(0.280)	(1.597)
d8	0.055	0.649	-0.531**	-0.208	-4.724**
	(0.062)	(0.576)	(0.200)	(0.367)	(2.066)
d9	0.076	0.864	-0.626**	-0.213	-5.115**
	(0.079)	(0.659)	(0.250)	(0.432)	(2.198)
d10	0.109	0.939	-0.763**	-0.164	-5.468**
	(0.096)	(0.760)	(0.290)	(0.462)	(2.237)

ANNEXE R – RÉSULTATS DES RÉGRESSIONS LINÉAIRES DES EFFETS FIXES ESTIMÉS SUR LA VARIABLE COMPÉTITION

Légende **:** *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Tableau R.1 : Effet fixe estimé du taux de génération

VARIABLES	**C_i_Emb**	**C_i_PetC**	**C_i_Verre**	**C_i_Plastiques**	**C_i_Métaux**
Compétition	0.484***	0.250***	-0.057***	0.029***	0.025***
	(0.11)	(0.038)	(0.013)	(0.008)	(0.005)
Constante	0.027	-0.022	0.085***	0.031***	0.003
	(0.104)	(0.032)	(0.009)	(0.007)	(0.005)
Observations	91	91	91	91	91
R^2	0.193	0.331	0.184	0.137	0.207

Tableau R.2 : Effet fixe estimé du taux de collecte

VARIABLES	**C_i_Emb**	**C_i_PetC**	**C_i_Verre**	**C_i_Plastiques**	**C_i_Métaux**
Compétition	1.487***	0.564***	0.725***	1.548***	2.118***
	(0.277)	(0.159)	(0.13)	(0.234)	(0.405)
Constante	-0.059	0.503***	0.272**	-0.233	-0.482
	(0.23)	(0.141)	(0.107)	(0.162)	(0.338)
Observations	91	91	91	91	91
R^2	0.253	0.133	0.265	0.326	0.244

Tableau R.3 : Effet fixe estimé du taux de recyclage local

VARIABLES	C_i_Emb	C_i_PetC	C_i_Verre	C_i_Plastiques	C_i_Métaux
Compétition	1.924***	-0.588***	0.205*	-0.460***	0.056***
	(0.356)	(0.22)	(0.112)	(0.22)	(0.11)
Constante	-0.394	1.223***	1.233***	0.858***	0.974***
	(0.266)	(0.212)	(0.048)	(0.212)	(0.007)
Observations	91	91	91	91	91
R^2	0.248	0.084	0.033	0.242	0.207

Tableau R.4 : Effet fixe estimé du taux de valorisation potentiel des déchets locaux

VARIABLES	C_i_Emb	C_i_PetC	C_i_Verre	C_i_Plastiques	C_i_Métaux
Compétition	1.371***	2.595***	-2.512***	0.846**	-0.006
	(0.3)	(0.512)	(0.369)	(0.334)	(0.531)
Constante	0.636***	0.806*	3.152***	0.560*	1.656***
	(0.22)	(0.458)	(0.316)	(0.318)	(0.433)
Observations	91	91	91	91	91
R^2	0.190	0.239	0.357	0.075	0.000

Tableau R.5 : Effet fixe estimé du taux de recyclage potentiel

VARIABLES	C_i_Emb	C_i_PetC	C_i_Verre	C_i_Plastiques	C_i_Métaux
Compétition	1.839***	0.779***	-0.543***	0.628***	2.923***
	(0.344)	(0.162)	(0.135)	(0.187)	(0.556)
Constante	-0.545**	0.157	1.201***	0.190	-1.026**
	(0.272)	(0.144)	(0.124)	(0.182)	(0.445)
Observations	91	91	91	91	91
R^2	0.248	0.203	0.167	0.127	0.243

Tableau R.6 : Effet fixe estimé du taux de valorisation total

VARIABLES	**C_i_Emb**	**C_i_PetC**	**C_i_Verre**	**C_i_Plastiques**	**C_i_Métaux**
Compétition	2.685***	5.908***	-1.878***	0.793*	-38.314***
	(0.554)	(1.04)	(0.295)	(0.465)	(7.251)
Constante	-0.349	-1.911**	2.218***	0.412	21.760***
	(0.476)	(0.849)	(0.282)	(0.445)	(6.034)
Observations	91	91	91	91	91
R^2	0.219	0.275	0.339	0.036	0.248