



HAL
open science

L'économie politique des marchés de permis d'émission négociables

Julien Hanoteau

► **To cite this version:**

Julien Hanoteau. L'économie politique des marchés de permis d'émission négociables. Economies et finances. Institut d'études politiques de paris - Sciences Po, 2004. Français. NNT : . tel-00006617v2

HAL Id: tel-00006617

<https://theses.hal.science/tel-00006617v2>

Submitted on 16 Aug 2004

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

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

FONDATION NATIONALE DES SCIENCES POLITIQUES
INSTITUT D'ÉTUDES POLITIQUES

Année | _ | _ | _ | _ |

N° attribué par la bibliothèque
| _ | _ | _ | _ | _ | _ | _ | _ | _ |

THÈSE

pour obtenir le grade de
DOCTEUR DE L'INSTITUT D'ÉTUDES POLITIQUES

Discipline : Sciences Économiques

présentée et soutenue publiquement par

Julien HANOTEAU

Le 23 juin 2004

Titre :

**L'économie politique
des marchés de permis d'émission négociables**

Directeur de thèse :

Monsieur Patrick A. Messerlin, Professeur à l'Institut d'Études Politiques de Paris,
Groupe d'Économie Mondiale

Membres du Jury :

M. Olivier Cadot, Professeur à HEC – Lausanne, CEPR – rapporteur
M. Per Fredriksson, Professeur à l'Université Southern Methodist – Dallas
M. Olivier Godard, Directeur de recherche au CNRS, Professeur à l'École Polytechnique
M. Gilles Rotillon, Professeur à l'Université Paris X – Nanterre – rapporteur

L'INSTITUT D'ÉTUDES POLITIQUES n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans la thèse ; ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

Cette thèse a bénéficié de la participation financière du Ministère de l'Éducation Nationale.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tous ceux qui, à leur manière, ont contribué à l'achèvement de cette thèse.

Je remercie en premier lieu mon directeur de thèse Patrick A. MESSERLIN pour la confiance qu'il a bien voulu m'accorder en acceptant de diriger mes recherches. Les conseils avisés qu'il a su me prodiguer, qu'ils concernent directement l'orientation de mes recherches ou, plus largement, les choix auxquels un jeune chercheur se trouve confronté, ont toujours constitué une référence. Qu'il trouve ici l'expression de mon respect, de ma reconnaissance, de mon amitié.

Je remercie Messieurs Olivier CADOT, Per FREDRIKSSON, Olivier GODARD et Gilles ROTILLON pour l'intérêt qu'ils ont manifesté à l'égard de mes recherches. Je suis très honoré qu'ils aient accepté de participer au jury de cette thèse.

Je remercie Graciela Chichilnisky de m'avoir chaleureusement invité pendant une année au sein du programme P.I.R. de l'Université Columbia. Je remercie Geoffrey Heal, Yun Lin et l'équipe de l'Earth Institute pour leur accueil.

Sans l'accueil du département d'économie de l'Université de Princeton et le libre accès donné aux ressources et enseignements, une partie de notre recherche n'aurait pas été possible.

Je remercie Patrick MESSERLIN et Francis VERILLAUD, Directeur des Relations avec l'Étranger à l'Institut d'Études Politiques, de m'avoir offert l'opportunité de partir un an à l'Université de Princeton.

Je tiens à remercier Tania BOUGLET, Laurette CHEVREAU, Stéphanie MONJON et Florent PRATLONG qui ont accepté très gentiment de relire certaines parties de cette thèse.

Je remercie également mes collègues du GEM pour leur enthousiasme et leur sens de l'amitié : Tania BOUGLET, Emmanuel COCQ, Paolo GIORDANO, Philippe KHOLER, Jean-Christophe MAUR, Sébastien MIROUDOT, Ben SHEPHERD, Jorge URIBE. Je remercie à titre individuel tous ceux qui, par les services qu'ils ont accepté de me rendre, m'ont facilité la tâche ces derniers mois.

Je remercie ma grand mère et mes parents, ma mère, mon père et Christiane, de leur confiance et de leur soutien constants. Je les remercie de m'avoir offert un environnement chaleureux et propice à l'épanouissement.

Enfin, mes pensées vont vers Anne pour sa patience et sa confiance durant cette recherche. Je la remercie pour son soutien et nous nous souviendrons de ces années surtout comme des années de bonheur. Cette thèse lui doit beaucoup.

à Anne

à Paul

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE 1 : L'ALLOCATION INITIALE DES PERMIS D'EMISSION NEGOCIABLES	11
INTRODUCTION.	13
SECTION 1 POLITIQUES DE CONTROLE DES EXTERNALITES NEGATIVES ET SYSTEMES DE PERMIS NEGOCIABLES.....	14
1.1. Niveau optimal de pollution et théorème du moindre coût.....	15
1.1.1. Équilibre sans contrôle de l'externalité négative	16
1.1.2. Internalisation des effets externes, niveau optimal de pollution et efficience économique d'une politique environnementale	17
1.1.3. La notion de taxe pigouvienne	18
1.2. Les systèmes de permis d'émission négociables	20
1.2.1. Principe et fonctionnement	20
1.2.2. Efficacité-coût du système	20
1.3. Modes d'allocation initiale des permis	23
1.3.1. La vente aux enchères	23
1.3.2. La méthode du droit acquis historique (grandfathering).....	25
1.3.3. Le critère de performance (benchmarking).....	26
1.3.4. L'équité entre les entreprises	27
SECTION 2 NEUTRALITE DE L'ALLOCATION INITIALE DES PERMIS.....	28
2.1. Analyse en équilibre partiel	29
2.2. Distribution d'une rente de rareté «écologique»	31
2.3. Analyse en équilibre général.....	34
2.4. Caractère régressif des permis négociables.....	35
SECTION 3 NON-NEUTRALITE EN PRESENCE DE DISTORSIONS ECONOMIQUES	37
3.1. Concurrence imparfaite sur le marché des permis	38
3.1.1. Pouvoirs de marché.....	38
3.1.2. Aspects empiriques	39
3.2. Coûts de transactions à l'échange de permis.....	40
3.2.1. Aspects théoriques	41
3.2.2. Aspects empiriques	42
3.3. Marchés financiers imparfaits, distribution asymétrique de la rente écologique et prédation par les prix.....	43

SECTION 4 ALLOCATION DES PERMIS ET DOUBLE DIVIDENDE D'UNE REFORME FISCALE ECOLOGIQUE	46
4.1. L'urgence du débat sur le double dividende dans le contexte européen	47
4.2. L'hypothèse d'un double dividende emploi.....	50
4.2.1. Réfutation de l'existence d'un second dividende emploi dans le cas général 50	
4.2.2. Conditions d'existence d'un second dividende emploi.....	52
4.2.1.2 Transfert du coût de la rente sur les revenus non-salariaux	52
4.2.2.2 Marché du travail imparfait.....	52
4.3. Le double dividende faible.....	54
4.3.3. Non-neutralité du mode d'allocation initiale des permis dans une analyse de second rang.....	54
4.3.4. Aspects empiriques	57
4.4. Acceptabilité politique versus réforme fiscale écologique	60
CONCLUSION.....	66
CHAPITRE 2 : L'ÉCONOMIE POLITIQUE DE LA RÉGLEMENTATION ENVIRONNEMENTALE.....	68
INTRODUCTION.....	69
SECTION 1 LA MISE EN ŒUVRE DES MARCHES DE PERMIS : « COMMENT LE PATIENT A-T-IL SUIVI LES PRESCRIPTIONS DU DOCTEUR ? »	71
1.1. Le niveau de la contrainte environnementale.....	71
1.2. Des entraves à l'échange de permis	73
1.3. Vente des permis et réformes fiscales écologiques en Europe	73
SECTION 2 LE MARCHÉ POLITIQUE IMPARFAIT.....	76
2.1. La notion de défaillance politique.....	76
2.2. La représentation du marché politique.....	78
SECTION 3 L'APPROCHE PAR L'ÉLECTEUR MÉDIAN.....	80
SECTION 4 LES MODÈLES DE GROUPES D'INTÉRÊT	82
4.1. La fonction de support politique	83
4.2. Les modèles de recherche de la rente.....	85
4.2.1. Préférences des groupes d'intérêt pour les instruments	86
4.2.2. Les modèles de compétition pour la rente.....	89
4.2.3. Les modèles de contributions de campagne.....	91
4.2.4. Les modèles de contribution politique	93
SECTION 5 L'INCIDENCE DES STRUCTURES INSTITUTIONNELLES.....	99
CONCLUSION.....	101

CHAPITRE 3 : LOBBYING POUR LES PERMIS D'ÉMISSION : L'ÉCONOMIE POLITIQUE DU PROGRAMME AMÉRICAIN « PLUIES ACIDES »	103
INTRODUCTION.....	104
SECTION 1 L'ALLOCATION DES PERMIS D'ÉMISSION DE SO ₂	107
1.1. Les discussions parlementaires du projet de loi.....	107
1.2. L'allocation pour la première phase.....	109
1.3. L'allocation pour la seconde phase.....	111
SECTION 2 LE MOTIF DE LOBBYING.....	112
2.1. L'intérêt des actionnaires du secteur de l'électricité.....	112
2.2. Incertitude réglementaire sur le traitement comptable des permis.....	114
SECTION 3 LE MODELE.....	116
3.1. Un jeu non-coopératif pour la distribution des permis.....	116
3.2. Tests économétriques.....	118
3.2.1. Variables.....	118
3.2.2. Résultats.....	119
CONCLUSION.....	122
CHAPITRE 4 : LOBBYING POUR LES PERMIS NEGOCIABLES ET NON-NEUTRALITE DU MODE D'ALLOCATION	124
INTRODUCTION.....	125
SECTION 1 LE MODELE ECONOMIQUE.....	128
1.1. Production, gouvernement et population.....	128
1.2. Effet en bien-être d'un changement du plafond des émissions.....	130
1.3. Effet d'un changement de la proportion de permis vendus.....	131
1.4. L'optimum de second rang sans distorsion politique.....	132
SECTION 2 LE MODELE POLITIQUE.....	133
2.1. Le modèle d'agence commune de politique (Grossman et Helpman [1994]) ..	133
2.1.1. Un jeu d'enchères à la carte pour l'influence politique.....	134
2.1.2. L'équilibre politique.....	135
2.1.1.2 Conditions d'équilibre.....	135
2.1.2.2 Caractérisation de l'équilibre.....	137
2.2. Cas d'un unique lobby.....	139
CONCLUSION.....	143
APPENDICE.....	145

CHAPITRE 5 : JEU PARTIELLEMENT COOPERATIF D'INFLUENCE POUR LES PERMIS.....	146
INTRODUCTION.....	147
SECTION 1 LE MODELE ECONOMIQUE	149
SECTION 2 LE MODELE POLITIQUE	152
2.1. Allocation gratuite des permis et collecte efficiente des contributions.....	152
2.2. Distribution de la rente.....	155
CONCLUSION.....	160
CHAPITRE 6 : LOBBYING ET PARTICIPATION DES ECOLOGISTES AUX MARCHES DE PERMIS.....	164
INTRODUCTION.....	163
SECTION 1 LA FORMATION DES GROUPES DE PRESSION ECOLOGISTES.....	165
1.1. Le problème de l'action collective.....	165
1.2. Des motifs « sélectifs » de participation	166
SECTION 2 LE MODELE	167
SECTION 3 NIVEAU ENDOGENE DES EMISSIONS.....	169
SECTION 4 LOBBYING DES ECOLOGISTES	174
SECTION 5 COMPARAISON DES COUTS DES STRATEGIES DE LOBBYING ET D'ACHAT DE PERMIS	175
5.1. Coût lorsque les écologistes achètent des permis	175
5.2. Coût lorsque les écologistes font seulement du lobbying	176
CONCLUSION.....	179
APPENDICE.....	180
CONCLUSION GENERALE.....	181
BIBLIOGRAPHIE GENERALE.....	185

TABLE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1.1 : L'équilibre sur le marché des permis.....	22
Figure 1.2 : Partage de la rente écologique.....	32
Figure 2.1 : Le paradigme de l'économie politique.....	79
Figure 4.1 : Valeur totale de la rente écologique.....	141
Figure 6.1 : Équilibre sur le marché des permis avec un niveau des émissions endogène.....	172
Tableau 1.1 : Offre de permis, acceptabilité politique et efficience économique.....	64
Tableau 2.1 : Réformes fiscales écologiques en Europe.....	75
Tableau 3.1 : Répartition des permis par État pour la phase I.....	110
Tableau 3.2: Déviations entre la règle de référence et l'allocation finale pour la phase II.....	111
Tableau 3.3 : Résultats des tests économétriques.....	121

INTRODUCTION GENERALE

Depuis trois décennies, la « protection de l'environnement » est devenue un sujet de préoccupation des sociétés industrialisées, comme le montrent les sondages d'opinion¹. Avec l'élévation de leur niveau de vie, la prise de conscience des effets des pollutions sur la santé et des catastrophes écologiques médiatisées², les citoyens des pays industrialisés ont demandé une protection accrue de l'environnement et des ressources naturelles. Pour y répondre, les gouvernements ont commencé par privilégier l'emploi d'instruments de contrôle direct (normes et standards). Aujourd'hui, ils recourent davantage aux instruments de marché³. C'est ce que recommandaient depuis longtemps les économistes de l'environnement. Ils ont montré empiriquement et théoriquement qu'en matière de lutte contre des pollutions comme les émissions de gaz à effet de serre (GES), l'emploi d'instruments économiques s'avère moins coûteux (Baumol et Oates [1988]). Les deux principaux sont les taxes et les permis d'émission négociables. En théorie, dans un monde parfait, ils sont aussi efficaces l'un que l'autre. En pratique, ils posent des problèmes complètement différents.

¹ En France, les sondages révèlent cependant l'existence d'un décalage entre l'opinion du public et celle des politiciens. Ces derniers accordent semble-t-il relativement moins d'importance à la protection de l'environnement dans l'échelle des sujets prioritaires (emploi, santé, éducation, sécurité, environnement...). Voir Boy, D. [2003], « les parlementaires et l'environnement », *cahiers du PROSES*, n° 7, septembre/octobre.

² La destruction de la couche d'ozone par les émissions de gaz CFC et la marée noire de l'Exxon Valdez en mars 1989, en Alaska, ont eu un fort impact sur l'opinion publique.

³ L'Agence européenne pour l'environnement a par exemple constaté une accélération de l'emploi des écotaxes par les États membres au cours de la décennie 1990 (AEE [2000]).

Les systèmes de permis d'émission négociables sont utilisés aux États-Unis depuis les années 80, avec des résultats fructueux en terme d'efficacité économique et d'efficacité environnementale (Tietenberg [1985]). Forts des expériences américaines, les Européens organisent à leur tour des systèmes de permis négociables. Au premier janvier 2005, les 25 États membres européens devraient ainsi avoir mis en place un vaste marché de droits d'émission de GES et appliqué pour les entreprises de six secteurs industriels. Ce programme s'insère dans la politique européenne de lutte contre le changement climatique.

Le marché américain pour l'échange de droits d'émission de dioxyde de soufre (SO₂) est aujourd'hui encore l'expérience la plus sophistiquée dans ce domaine. Elle sert de référence pour la mise en œuvre de cet instrument aux niveaux nationaux et internationaux. Nous l'étudions comme tel dans cette thèse consacrée aux marchés de permis d'émission.

Deux variables sont centrales dans la mise en œuvre de cet instrument. La première est le niveau de la contrainte collective, c'est-à-dire la quantité globale de permis créés. La seconde est le choix du mode d'attribution des droits d'émission entre les entreprises concernées. Il existe deux méthodes principales d'allocation : la vente (aux enchères) et la distribution gratuite.

L'économie de l'environnement a beaucoup de choses à dire au sujet des décisions sur ces deux variables (Tietenberg [1985]). Elle suggère d'atteindre un niveau de pollution socialement optimal, défini par la comparaison des coûts et des bénéfices de la dépollution. Ce critère est cependant difficilement applicable et comme nous le verrons, on lui préfère un objectif socialement acceptable pour les parties concernées.

La répartition initiale des droits d'émission détermine l'affectation d'une « rente écologique » égale à la valeur marchande des permis. Suivant le théorème établi par Coase [1960], la théorie énonce que sous des conditions très restrictives, le choix du mode d'allocation est neutre (Montgomery [1972]). Dans une analyse en équilibre partiel, avec des prix exogènes, il a seulement des effets distributifs, sans incidence sur l'efficacité économique. En réalité, les conditions de concurrence pure et parfaite ne sont pas garanties et cette neutralité disparaît aisément. C'est le cas lorsque l'on autorise dans l'analyse une incidence des effets distributifs sur les phénomènes allocatifs. C'est

également le cas lorsque l'on prend en compte des considérations d'équité ou bien en présence de distorsions sur les marchés.

Les gouvernements impliqués dans l'élaboration du marché européen de permis d'émission de GES, devraient se soucier des conséquences d'un haut niveau de prélèvements obligatoires. Les économistes montrent en effet qu'en présence de distorsions fiscales sur les marchés de facteurs, l'affectation de la « rente écologique » importe pour l'efficacité économique de la politique environnementale. Ils suggèrent de vendre les permis et de recycler la recette dans la baisse d'autres impôts. Cette « réforme fiscale écologique » est la condition pour minimiser les coûts d'une politique de réduction des émissions. L'argumentation, empruntée à la théorie de la taxation optimale (Sandmo [1975]), repose sur une propriété de la rente écologique : elle s'apparente en définitive à une taxe implicite qui réduit l'efficacité du système fiscal.

En examinant la pratique des politiques environnementales, on constate que la mise en œuvre des instruments économiques diffère des recommandations des économistes. Le niveau de la contrainte est faible (Hahn [1989]) et les permis négociables sont distribués gratuitement pour l'essentiel. Le marché européen, tel qu'il a été défini jusqu'en 2012, n'échappe pas à la règle.

La réalité des politiques environnementales contredit les prescriptions de l'analyse économique. Comment expliquer ces « défaillances politiques » pour reprendre une expression utilisée par Dixit [1996] ? C'est l'objet de cette thèse : nous nous interrogerons sur les raisons du faible niveau de la contrainte environnementale et de l'offre gratuite des permis, en dépit des recommandations des économistes.

Interrogée pendant les discussions pour l'élaboration du système européen, le Commissaire pour l'environnement Margot Wallström a déclaré : « Any amount of auctioning, however small, will make it even harder for businesses to accept emissions trading, [...] the method of (allocating allowances) will not change the environmental benefits of trading »⁴. Cette déclaration témoigne du souci des décideurs européens de ménager certains intérêts particuliers (industriels et écologistes). Elle caractérise bien le thème de notre travail.

⁴ *Environment Daily* du 16 octobre 2002.

Les marchés de permis d'émission sont efficaces d'après l'analyse économique et, pourtant, leur mise en œuvre rencontre de nombreux obstacles. Le facteur politique apparaît très important. La réduction réglementaire des émissions impose des coûts aux industries polluantes et va susciter leur opposition. Cette hostilité est exacerbée par l'emploi d'instruments financiers (taxes et permis vendus) qui entraînent des paiements par les pollueurs pouvant être importants comparativement aux dépenses de dépollution. Elle est plus faible avec des permis négociables offerts gratuitement. Ils génèrent en effet des transferts au bénéfice des pollueurs, réduisant ainsi leur résistance, comparativement à une politique fondée sur des quotas vendus ou bien sur une taxe.

Dans un monde imparfait, l'affectation de la rente écologique a des implications importantes pour l'efficacité économique de la politique environnementale. Elle en a également pour son acceptabilité politique en raison des transferts de richesse importants qu'elle suscite. Il est donc nécessaire d'envisager l'élaboration d'un système de droits négociables comme un ensemble de décisions politiques, dans une perspective de « public choice » (l'économie politique).

Notre travail doit débiter par l'analyse normative des marchés de permis. Celle-ci fournit le référentiel indispensable pour mener l'analyse positive des politiques. Pour expliquer le décalage entre le « dire » des économistes et le « faire » des politiciens, nous pourrions supposer une incompréhension des premiers par les seconds. Nous pourrions aussi douter de la validité des résultats de l'analyse économique s'ils reposent sur des hypothèses irréalistes. Nous admettrons, dans le cadre de cette étude, qu'en dehors du strict point de vue de la firme, le choix entre offre gratuite et vente des permis n'est pas neutre et qu'il importe pour l'efficacité de la réglementation environnementale. Il faut un dénominateur commun pour évaluer les choix politiques et les comparer entre eux. Nous utiliserons le bien-être. Nous définirons l'efficacité économique d'une politique comme le minimum de coût, en terme de bien-être abandonné, pour atteindre un objectif environnemental donné.

L'analyse normative adopte une représentation particulière du processus de décisions publiques. Elle fait l'hypothèse irréaliste qu'un « dictateur bienveillant » (Mueller [1989 : 4]) prend les décisions optimales pour la société. Il est nécessaire de caractériser ce processus d'une manière plus réaliste pour prétendre comprendre les choix publics. C'est l'objet de l'économie politique. L'approche la plus pertinente pour l'analyse positive de la réglementation environnementale, consiste à envisager le comportement des groupes d'intérêt et leurs interactions dans un cadre politique donné (Oates et Portney [2003]). Nous allons donc étudier les modalités d'application des marchés de permis comme des décisions influencées par des groupes d'intérêt. Deux questions doivent alors retenir notre attention :

1. Quelles sont les préférences des groupes d'intérêt à l'égard des systèmes de permis d'émission et des modalités de leur mise en œuvre ?
2. Compte tenu de ces préférences et de l'avis des économistes, comment expliquer le faible niveau de la contrainte environnementale et l'offre gratuite des permis ?

La première question a déjà reçu la plus grande attention des économistes. Il existe de nombreuses études sur l'attitude des actionnaires et des salariés des industries polluantes, des écologistes et de la bureaucratie à l'égard des marchés de permis. Certaines traitent plus spécifiquement de l'affectation de la rente écologique (Brendt et Svendsen [2004], Markussen, Svendsen et Vesterdal [2002] et Svendsen [2002]). L'existence de groupes d'intérêt opposés à la vente des droits est une condition nécessaire pour expliquer l'offre gratuite, cependant, elle n'est pas suffisante. Il convient de s'intéresser au mécanisme par lequel les préférences de certains agents se matérialisent dans les compromis politiques. C'est le thème de la seconde question. L'analyse positive de la réglementation environnementale et du choix des instruments fait maintenant l'objet d'une littérature abondante. Il n'y a en revanche pas à notre connaissance de travaux qui étudient formellement, dans cette perspective, l'élaboration des marchés (domestiques) de permis négociables et l'affectation de la rente écologique. L'étude empirique de Joskow et Schmalensee [1998] est une exception mais ses auteurs ne formalisent pas le processus politique et ne prennent pas en compte l'existence de groupes d'intérêt.

Cette thèse propose donc un apport original en étudiant formellement l'incidence des facteurs politiques sur le choix du mode d'allocation des permis d'émission négociables aux entreprises polluantes. Nous allons notamment expliquer pourquoi les permis sont offerts gratuitement quand l'analyse économique suggère d'en vendre la majorité.

Nous montrons tout d'abord empiriquement que les permis gratuits, parce qu'ils sont un gain « tombé du ciel », motivent un comportement de recherche de la rente. C'est ce que Bhagwati [1982] nomme des comportements « DUP (Directly unproductive profit seeking) », source d'un gaspillage de ressources pour la société. Ce résultat ne permet pas de conclure à la supériorité de la vente aux enchères comme mode d'allocation initiale car d'autres facteurs doivent être pris en compte. Cependant, il confirme l'hypothèse (Cramton et Kerr [1998]) selon laquelle l'offre gratuite induit un contentieux politique au sujet de la répartition des droits.

Notre seconde contribution est théorique. Nous formalisons l'interaction « politique » qui existe entre la décision sur le niveau de la contrainte environnementale et le choix du mode d'allocation des permis. Ces deux variables suscitent chacune l'intérêt (pour la rente) des actionnaires des industries polluantes. Nous montrons qu'une décision sur l'une modifie la « désirabilité » d'une faveur politique sur l'autre. Nous concluons que le choix entre vente et offre gratuite des permis n'est pas neutre car il affecte le niveau effectif de pollution par l'intermédiaire du processus, biaisé, de choix publics.

Notre troisième apport, théorique lui aussi, propose une réponse à la question que nous nous sommes posée. Dans le processus politique que nous avons formalisé, le gouvernement « corrompu » fait un arbitrage entre les deux variables : les décisions sur la quantité globale de permis et sur la manière de les allouer. Il choisit en priorité d'offrir gratuitement les droits pour avoir une plus grande liberté de choix du niveau légal des émissions. En d'autres termes, il donne (tous) les permis pour ne pas devoir trop relâcher la contrainte environnementale par rapport à l'objectif socialement optimal.

Notre dernière contribution à la théorie positive des marchés de permis rend compte de l'interaction politique possible entre les comportements de mouvements écologistes et ceux de groupes de pression industriels. Les groupes écologistes peuvent acheter des droits d'émission pour les retirer définitivement et obtenir ainsi davantage de dépollution. Cette stratégie peut néanmoins s'avérer contre-productive en terme du niveau de la contrainte environnementale. Elle est de plus certainement moins efficace qu'un lobbying des écologistes.

Organisation de la thèse

Nous consacrons le **premier chapitre** de la thèse à la littérature sur l'analyse normative des systèmes de permis négociables. Une première section propose un bref rappel des conditions d'efficacité et d'efficience économique d'une politique environnementale. Nous présentons les marchés de permis d'émission et les principales méthodes d'allocation initiale des droits. Dans une seconde section, nous étudions la propriété de neutralité de la répartition initiale. Elle est à l'origine de l'intérêt de l'instrument en terme d'efficience économique, mais sa validité dépend de conditions restrictives. Des travaux ont montré que la neutralité disparaît en présence notamment d'imperfections des marchés. Nous examinons la pertinence empirique de ces situations, dans la perspective de l'instauration du marché européen des permis d'émission de GES. L'effet de distorsions fiscales en place retient notre attention, des États membres étant particulièrement concernés par cette question. Nous présentons le principe et les mécanismes d'une « réforme fiscale écologique » et nous expliquerons la notion de « double dividende faible ». Elle justifie la vente des permis et le recyclage approprié de la rente, condition pour minimiser les coûts économiques d'une politique de réduction des émissions.

Nous achevons ce chapitre avec un argument justifiant l'offre gratuite d'une partie des permis, même en présence de distorsions fiscales. L'objectif serait de compenser la perte de profit des industries polluantes et d'obtenir ainsi l'acceptabilité politique de la contrainte environnementale. Des économistes (Bovenberg et Goulder [2001]) ont montré que cette mesure n'aurait qu'une incidence faible sur l'efficience économique de

la politique environnementale. Malgré cet argument, on constate que les permis sont offerts gratuitement dans leur quasi-totalité. Il faut donc chercher une explication autre que ce critère d'acceptabilité politique. C'est ce que nous faisons dans cette thèse en plaçant l'influence politique pour la recherche d'une rente au centre de notre analyse.

Le **second chapitre** concerne l'économie politique des marchés de permis. Dans une première section, nous examinons les politiques environnementales et la mise en œuvre des instruments économiques, pour constater l'existence d'une « défaillance politique ». Nous définissons ce concept à partir notamment d'une représentation du marché politique.

Le terme d'économie politique a pendant longtemps désigné l'ensemble de la discipline *économie*. Aujourd'hui, il correspond au champ plus restreint de l'étude des processus collectifs et politiques de prise des décisions publiques. Dans une seconde section, nous présentons les différentes approches de l'analyse positive de la réglementation environnementale et des permis négociables, et en particulier celle par les groupes d'intérêt. Les modèles de compétition pour la rente apparaissent comme les plus adéquats pour mener notre analyse. Le modèle d'agence commune de politique (Grossman et Helpman [1994]) est l'un des plus complets au sens du paradigme de l'économie politique (Rodrik [1995]). Ce cadre spécifie en effet le processus de décisions publiques et intègre des fondements microéconomiques pour expliquer le comportement des groupes d'intérêt. Parce que nous plaçons la rente au centre de notre analyse de l'influence politique, nous devons d'abord démontrer que les permis d'émission négociables suscitent un lobbying pour leur obtention.

Dans le **chapitre 3**, nous exposons une étude empirique montrant que l'offre gratuite des permis d'émission négociables motive des comportements de recherche d'une rente. Elle porte sur le marché américain pour l'échange de droits de rejet de SO₂, lancé en 1993 dans le cadre du programme de lutte contre les pluies acides. Il a été organisé entre les producteurs d'électricité et reste à ce jour l'expérience la plus sophistiquée en la matière. La règle d'allocation des permis a été fixée à la suite de discussions au Congrès américain. Nous la formalisons comme une règle endogène de partage d'une rente. Pour tester cette relation, nous mesurons l'effort de lobbying des actionnaires de l'industrie électrique à l'aide de leurs contributions politiques

(monétaires). Les résultats confirment l'influence de cette variable sur le choix des parlementaires américains. Au moment des discussions de la loi, les actionnaires pouvaient espérer capturer une part de la rente écologique malgré la réglementation des prix et des profits du secteur et en raison d'un climat d'incertitude réglementaire.

Dans les trois chapitres suivants, nous analysons de manière théorique, l'élaboration d'un marché de permis d'émission. Un régulateur soumis à l'influence politique doit encore fixer le niveau de la contrainte collective sur les émissions d'un groupe d'industries polluantes et choisir la méthode d'allocation des droits. Ce cadre, dans lequel l'instrument est choisi avant le niveau de la contrainte, correspond au cas européen. Nous formalisons ce processus de décisions dans le cadre d'un modèle d'agence commune de politique. Nous pouvons ainsi caractériser une décision publique comme un arbitrage entre l'effet sur le bien-être social de faveurs politiques accordées à des intérêts particuliers et les bénéfices privés attendus en échange.

Dans le **chapitre 4**, nous montrons que le choix d'une méthode d'allocation initiale de permis d'émission négociables n'est pas neutre en présence d'une imperfection du marché politique (le lobbying). La décision d'un gouvernement « corrompu » de vendre les droits ou de les offrir gratuitement influence l'incitation des actionnaires d'une industrie polluante à faire pression pour ou contre la réduction des émissions. Les valeurs d'équilibre des variables sur le marché des permis sont alors modifiées par le biais du processus politique « imparfait ». Nous supposons l'existence d'un unique lobby qui représente les intérêts des pollueurs et il parvient à capturer complètement les décisions du régulateur.

Le **chapitre 5** envisage cette relation d'influence politique mais cette fois en présence de plusieurs lobbies industriels. Ils jouent à un jeu partiellement non-coopératif pour la distribution des permis. Les groupes de pression ont en commun de souhaiter que le gouvernement crée un maximum de quotas et qu'il les offre gratuitement (plutôt que les vendre). Leurs intérêts sont en revanche diamétralement opposés au sujet de la répartition des permis gratuits et ils jouent un jeu d'influence à somme nulle. Nous appliquons la « théorie générale de l'agence commune » (Dixit, Grossman et Helpman [1997]) à ce cadre et nous analysons en particulier les caractéristiques d'efficience et de distribution du compromis politique.

Nous montrons que pour satisfaire les groupes de pression, le régulateur choisit en priorité d'offrir gratuitement les permis, avant de manipuler la contrainte environnementale. La première solution détermine un transfert forfaitaire, moins distordant que la seconde solution qui modifie le coût marginal de la dépollution. Nous retrouvons un résultat standard de l'analyse normative de la théorie des transferts optimaux (Diamond et Mirrlees [1971]) mais appliqué au cadre d'un marché politique imparfait. Ce résultat répond à notre question en offrant une explication au constat de l'offre gratuite des permis.

Malgré les apparences d'efficacité, cette situation est collectivement la pire pour les lobbies confrontés à un « dilemme du prisonnier ». En offrant les permis, le gouvernement divise les actionnaires et il peut ainsi collecter toute la rente écologique. Ce résultat repose sur une caractéristique du modèle d'agence commune. La compétition entre groupes de pression y est formalisée comme une guerre par les prix à la « Bertrand ». L'industrie n'a pas le monopole du lobbying en matière de réglementation environnementale et elle doit tenir compte du (contre) pouvoir des organisations écologistes.

Le **chapitre 6** a pour objet d'étudier l'interaction entre des lobbies industriels et des mouvements écologistes. Nous supposons que ces derniers peuvent acheter des permis pour les retirer définitivement du marché et obtenir ainsi davantage de dépollution. Ce phénomène se produit sur le marché américain, avec certes une ampleur modeste. Nous montrons que ce comportement peut être contre-productif. Il exacerbe le lobbying de l'industrie polluante qui obtient que la réglementation environnementale soit fixée à un niveau encore moins contraignant. Dans une seconde étape, les écologistes font du lobbying auprès du régulateur pour qu'il abaisse le plafond légal sur les émissions. Cette stratégie apparaît toujours moins onéreuse que d'acheter des permis pour obtenir le même niveau de dépollution, toutes choses égales par ailleurs. Ce résultat s'appuie sur ceux d'études empiriques récentes (Riddell [2003]) montrant qu'aux États-Unis, les contributions politiques monétaires offertes par les mouvements écologistes sont plus « productives » que celles données par d'autres groupes d'intérêt.

Nous concluons sur la nécessité de prendre en compte le facteur politique lors de l'élaboration d'un système de permis négociables et sur les implications pour le choix du mode d'allocation. Nos résultats paraissent d'autant plus importants que la mise en œuvre du marché européen des droits d'émission de GES témoigne actuellement de l'existence d'interaction politiques complexes entre les entreprises et leur gouvernement au sujet de la distribution des quotas. Des directions nouvelles de recherche seront proposées.

Chapitre 1
L'ALLOCATION INITIALE DES PERMIS D'EMISSION
NEGOCIABLES

INTRODUCTION

Pour contrôler des pollutions industrielles, comme les émissions de gaz à effet de serre, les économistes recommandent depuis longtemps l'emploi d'instruments économiques de régulation. Ils ont montré qu'en appliquant une écotaxe ou un système de permis d'émission négociables, un objectif quantitatif de dépollution, quel qu'il soit, peut être atteint au coût le plus faible (Baumol et Oates [1988]). Dans une première section de ce chapitre, nous exposons les conditions d'efficacité économique d'une politique environnementale. Nous présentons ensuite le principe d'un système de permis négociable et les méthodes d'allocation initiale des droits.

L'avantage des permis négociables, par rapport aux écotaxes notamment, est qu'ils permettent de contourner le problème posé par le manque d'information du régulateur sur la technologie et les coûts de dépollution des entreprises. Cette propriété repose sur la flexibilité accordée aux pollueurs, *ceteris paribus*. Quelle que soit l'allocation initiale de l'effort de dépollution, les mécanismes décentralisés du marché garantissent, sous certaines conditions, que la répartition finale est socialement optimale. Nous consacrons la seconde section à la présentation de cette propriété de neutralité de la distribution initiale et des conditions de sa validité, en équilibre partiel et en équilibre général.

L'analyse économique envisage un certain nombre de situations pour lesquelles il n'y a plus neutralité. Il s'agit de l'existence de distorsions sur le marché des quotas, comme une position dominante ou des coûts de transaction et sur les marchés financiers. Dans une troisième section, nous expliquons en quoi ces imperfections économiques ont une incidence sur le choix du mode de distribution des quotas. Nous en présentons les évidences empiriques et nous nous interrogeons sur leur pertinence dans le cadre du marché européen. Nous étudions par ailleurs l'impact du choix du mode de répartition du point de vue de l'incitation à l'innovation.

Dans la quatrième section, nous examinons une autre condition d'invalidité, l'existence d'une distorsion fiscale préexistante. Il y a un consensus parmi les économistes pour dire que la rente écologique (la valeur marchande des permis) doit

être utilisée pour réduire d'autres impôts en place et minimiser ainsi les coûts économiques de la politique environnementale. C'est particulièrement le cas dans le contexte européen de forts prélèvements obligatoires. Il est donc nécessaire de vendre les permis. Nous présentons également l'argument selon lequel l'offre gratuite d'une partie des permis, suffisante pour obtenir « l'acceptabilité politique » de la réglementation environnementale, serait néanmoins compatible avec un niveau d'efficacité économique proche de celui optimal de second rang.

Section 1 POLITIQUES DE CONTROLE DES EXTERNALITES NEGATIVES ET SYSTEMES DE PERMIS NEGOCIABLES

Dans un ouvrage fameux, Alfred Pigou [1920] suggère qu'en présence d'externalités négatives, les mécanismes de marché sont incapables de réaliser l'allocation des ressources, optimale au sens de Pareto⁵. Le régulateur public doit alors intervenir pour forcer les pollueurs à « internaliser » l'ensemble des coûts externes de leurs activités dans leur processus de décision. L'outil de régulation privilégié doit être un instrument économique et plus particulièrement une « taxe pigouvienne ». Cette recommandation repose sur l'analyse néoclassique des politiques publiques dont l'objectif est de maximiser le bien-être social. Leur élaboration doit résulter d'une comparaison entre leurs coûts et leurs bénéfices. Cela suppose en théorie de réaliser une analyse « coût avantage »⁶ de la dépollution qui permet de définir un « optimum de pollution » qui sera l'objectif de la politique.

Dans un article aussi célèbre, Ronald Coase [1960] critique l'intervention publique prônée par Pigou. Les mécanismes du marché suffisent selon lui pour garantir

⁵ Un équilibre est optimal au sens de Pareto lorsqu'il n'existe pas parmi l'ensemble des faisables, une autre allocation des ressources caractérisée par des vecteurs de prix et de quantités, qui soit meilleure. Le critère de Pareto énonce qu'à l'équilibre, il n'est pas possible de modifier l'allocation des dotations pour améliorer la situation d'un individu sans détériorer celle d'au moins un autre. Voir Beaumais et Assouline [2001] pour une présentation de la notion d'optimum de Pareto et des deux théorèmes de l'économie du bien-être

⁶ Arrow et al. [1996] préconisent la généralisation du critère d'analyse « coût avantage » aux choix publics en matière de protection de l'environnement, de mesures sanitaires et de politique de la santé.

l'optimum, même en présence d'externalités négatives et indépendamment de l'allocation initiale des richesses. Cette analyse est à l'origine du concept de système de permis d'émission négociables qui est une alternative à la « taxe pigouvienne ». Ces deux instruments sont en théorie équivalents dans un monde « idéalement parfait ». Ils ont cependant des propriétés différentes en présence d'imperfections sur les marchés, d'asymétrie d'information et de coûts de transaction.

Nous consacrons cette première section au contrôle d'une externalité négative à l'aide d'instruments économiques. Nous examinons les conditions d'optimalité d'une telle politique et la notion de taxe pigouvienne. Nous présentons ensuite les systèmes de permis d'émission négociables et nous terminons par un exposé des principales méthodes pour l'allocation initiale des quotas.

1.1. NIVEAU OPTIMAL DE POLLUTION ET THEOREME DU MOINDRE COUT

Nous envisageons un modèle d'externalités multilatérales (Baumol et Oates [1988]) dans lequel des firmes rejettent un polluant, par exemple du CO₂, en marge de leur activité. Le cumul de ces émissions génère des dommages comme l'atteinte à la santé publique et la dégradation de l'environnement. Cette pollution est diffuse et elle affecte de la même manière chaque individu. Ses effets ne faisant pas l'objet de rivalité ou d'exclusion, elle peut être traitée comme un « mal public ».

Dans un marché en concurrence pure et parfaite, n entreprises notées i ($i = 1, \dots, n$) produisent chacune une quantité X^i du bien en rejetant un niveau d'émissions $E^i = eX^i$. Le coefficient e est l'intensité en émissions de la production et nous le supposons constant. E^i désigne le niveau des émissions d'une firme en l'absence de réglementation environnementale. La somme des émissions non-contraintes (notée E° ci après) est telle que $E^\circ = \sum_{i=1}^n E^i$. Pour réduire ses émissions d'un volume A^i , chaque pollueur i peut installer une technologie d'abattement, par exemple des filtres « en sortie de cheminée ». Il supporte pour cela un coût $C(A^i)$ tel que $C_A > 0$ et $C_{AA} > 0$ (les indices

désignent des dérivées premières et secondes partielles)⁷. $E^i - A^i$ est le niveau effectif des émissions d'une firme i . La technologie de production est caractérisée par une fonction de coût $C^i(X^i)$ telle que $C_X > 0$ et $C_{XX} > 0$.

Il y a N ménages notés j ($j = 1, \dots, N$) et leur fonction d'utilité individuelle dépend de leur consommation X^j du bien X et du niveau global $E = \sum_i^n (E^i - A^i)$ des émissions.

Elle est « additivement séparable »⁸ et a pour forme :

$$u^j = u(x^j, E) \quad (1)$$

Elle est quasi concave pour le bien non-environnemental, $u_x > 0$ et $u_{xx} \leq 0$, et faiblement convexe pour la pollution, $u_E < 0$. u_E est le dommage environnemental marginal individuel (noté DEM ci-après) provoqué par les émissions polluantes.

1.1.1. Équilibre sans contrôle de l'externalité négative

En l'absence de réglementation environnementale, les firmes rejettent librement leurs émissions et ne s'en soucient pas. Elles ont pour objectif de maximiser leur profit et elles ont pour programme de décision :

$$\text{Max}_X [pX^i - C(X^i)] \quad (2)$$

p désigne le prix du bien X et la solution X^{i*} de ce programme est telle que $C_X^i = p$.

L'ensemble des firmes rejette une quantité d'émissions $E^o = \sum_{i=1}^n eX^{i*}$ et la population

des ménages subit un désagrément $U^o = \sum_{j=1}^N u^j(E)$. Cet équilibre est sous-optimal s'il

existe une autre allocation des ressources, supérieure au sens de Pareto (Cropper et Oates [1992]). Il résulte d'une défaillance des mécanismes du marché incapables de produire un signal de prix valide, qui reflète tous les effets de l'externalité négative⁹. Le problème des externalités négatives vient de ce qu'elles ne font pas l'objet de

⁷ $C_A = \partial C(A)/\partial A$ et $C_{AA} = \partial^2 C(A)/\partial A^2$

⁸ Sous cette hypothèse, le niveau de pollution n'affecte pas les décisions de consommation et l'arbitrage des individus entre travail et loisir. Elle simplifie l'analyse mais Bovenberg [1998] et Goulder et al. [1997] expliquent que la réalité pourrait nous inciter à faire l'hypothèse inverse.

⁹ Cf. note 5.

transactions marchandes et ne sont donc pas évaluées par le marché¹⁰. L'absence de prix est une cause d'information incomplète et les firmes n'internalisent pas dans leur processus de décision l'ensemble des coûts sociaux de leur activité. Leurs prix ne reflètent pas les dommages externes qu'elles provoquent et leurs choix, bien que rationnels, sont socialement sous-optimaux.

1.1.2. Internalisation des effets externes, niveau optimal de pollution et efficience économique d'une politique environnementale

Dans la théorie néoclassique, les décisions politiques sont prises par un planificateur central dont l'objectif est de maximiser la somme des utilités des ménages et des profits des actionnaires. Pour cela, et pour un niveau donné de production du bien X, le régulateur contraint chaque firme à réduire ses émissions d'un montant A^i . Ce niveau est tel que le vecteur $A = (A^1, \dots, A^n)$ est solution du programme¹¹ :

$$\text{Max}_{A^i} \left[\sum_{j=1}^N u^j (E^o - A) - \sum_{i=1}^n C^i(A^i) \right] \quad (3)$$

avec $A = \sum_{i=1}^n A^i$ le montant total de la dépollution imposée à l'industrie. Les conditions de premier ordre pour les A^i sont :

$$\sum_{j=1}^N u_E^j (E^o - A^*) = -C_A^i(A^{i*}) \quad \text{pour tout } i = 1, \dots, n \quad (4)$$

Le terme de gauche de la relation (4) est le dommage social environnemental de la pollution. Il est égal à la somme verticale des dommages marginaux individuels. Le niveau de pollution ($E^o - A^*$) est « Pareto optimal » car à la marge, le dommage social de la pollution est égal au coût de réduction des émissions pour la société¹². Il y a par ailleurs une égalisation des coûts marginaux de dépollution entre tous les pollueurs.

¹⁰ Voir Baumol et Oates [1988].

¹¹ Les firmes ne choisissent jamais de réduire leur output pour diminuer leurs émissions. Si elles le faisaient, elles supporteraient un coût d'opportunité correspondant au profit perdu. Nous supposons implicitement que ce coût d'opportunité est toujours plus grand que le coût d'installation de la technologie d'abattement pour obtenir la même dépollution. Cette hypothèse simplifie notre présentation sans en modifier la portée.

¹² Dans notre cadre d'analyse en équilibre partiel, ce coût social correspond au coût privé de la dépollution.

Cette seconde condition garantit « l'efficacité-coût », ou efficacité économique, de la politique environnementale. Tietenberg [1985] définit cette efficacité comme le vecteur $A^* = (A^{1*}, \dots, A^{n*})$ de répartition de l'effort de dépollution entre les pollueurs qui permet d'atteindre l'objectif A^* au coût global le plus faible. En d'autres termes, elle garantit que la réduction d'un montant donné des émissions est effectuée au moindre coût pour la société. Un gouvernement peut reproduire cette allocation optimale au moyen de normes de pollution différenciées. Pour cela, il autorise chaque firme à rejeter une quantité $E^i - A^{i*}$ de polluants et telle que $A^* = \sum_{i=1}^n A^{i*}$. Cette mesure est difficilement applicable en raison de ses coûts administratifs prohibitifs et parce que la plupart du temps, le gouvernement ignore les fonctions de coût de dépollution des firmes (Jaffe et al. [1995])¹³. Dans ce cas, l'analyse économique recommande d'utiliser des instruments économiques comme des taxes ou des permis d'émission négociables car ils sont supérieurs aux normes¹⁴.

1.1.3. La notion de taxe pigouvienne

Une écotaxe est un instrument de contrôle par les prix qui produit une incitation distordante (affecte un comportement) en modifiant la valeur des pollutions. Soit t^E le taux d'une taxe uniforme sur les émissions. Pour un niveau donné de production, une firme i choisit maintenant le niveau de dépollution qui minimise ses coûts :

$$\underset{A^i}{\text{Min}} [C^i(A^i) + t^E(E^i - A^i)] \quad (5)$$

La solution de ce programme est donnée par la condition de premier ordre suivante :

$$C_A^i - t^E = 0 \quad (6)$$

Chaque pollueur réduit ses émissions jusqu'à égaliser son coût marginal de dépollution avec le taux de l'écotaxe. À l'équilibre, les coûts marginaux de dépollution des entreprises sont tous égaux au taux de la taxe. Cette politique satisfait donc à la condition de coût-efficacité. Pour obtenir le niveau optimal de dépollution $E^\circ - A^*$, le

¹³ Si régulateur possède au contraire plus d'information que les firmes sur l'état de la technologie, le choix d'appliquer des normes de pollution et de procédé peut être approprié (Godard et Henry [1998]).

¹⁴ Voir Baumol et Oates [1988] pour une analyse de la supériorité des instruments économiques pour la protection de l'environnement.

gouvernement choisit un taux de taxe égal au bénéfice marginal agrégé de la dépollution. C'est la définition de la taxe "pigouvienne" qui permet en théorie d'atteindre le niveau de pollution optimal avec un coût minimum pour la société¹⁵.

L'application des principes de taxe pigouvienne et de niveau optimal de pollution rencontrent un obstacle majeur en présence d'information incomplète sur les bénéfices et sur les coûts de la dépollution. En ce qui concerne les bénéfices, il reste très difficile d'avoir une évaluation marchande des biens et des services environnementaux et ce malgré les efforts pour constituer une comptabilité nationale « verte ». Une solution consiste à définir, sur la base d'informations fournies par les sciences de la nature, un niveau de pollution socialement acceptable. Avec un objectif de pollution qui est une donnée exogène, le choix de la politique environnementale procède alors d'une analyse coût-efficacité¹⁶. Nous plaçons toute notre analyse dans cette perspective.

En présence d'incertitude sur les fonctions de coût de dépollution des firmes, l'emploi d'une écotaxe garantit encore l'efficacité économique de la politique. Elle permet de contrôler le coût marginal de la réduction des émissions mais pas le niveau effectif de la dépollution. Pour contourner cet inconvénient et atteindre l'objectif de pollution désiré, le régulateur peut procéder à des ajustements successifs du taux de taxe. Ce processus de tâtonnement peut s'avérer être long et coûteux, en particulier si en cours de route la réduction des émissions obtenue est trop importante. L'emploi d'un système de permis d'émission négociables offre moins de contrôle sur les coûts marginaux de la dépollution mais il garantit, *ex ante*, le niveau effectif de la pollution. Weitzman [1974] explique que cet instrument paraît préférable à une écotaxe si, malgré l'incertitude, on anticipe que les coûts marginaux sont relativement plus faibles que les bénéfices marginaux¹⁷.

¹⁵ Lorsque les émissions des pollueurs sont homogènes, le taux de la taxe est uniforme. Si ce n'est pas le cas pour des raisons géographiques ou d'hétérogénéité des polluants, la taxe pigouvienne doit être différenciée (Beaumais et Chiroleu-Assouline [1999]).

¹⁶ Le cadre du protocole de Kyoto impose ce type d'approche coût-efficacité puisque les objectifs de réduction d'émission ont été négociés entre États, d'abord dans l'esprit de ce qui apparaissait à un moment acceptable, mais sur des bases scientifiques et économiques floues (Criqui, Vielle, Viguier [2003]).

¹⁷ Weitzman [1974] énonce qu'en présence d'incertitude sur les coûts, le choix entre taxe et permis négociables repose sur la comparaison des pentes des courbes agrégées de bénéfices et de coûts marginaux de la dépollution. Si on sait que la pente de la courbe des bénéfices est supérieure à celle des coûts, on doit privilégier la contrainte quantitative. On préférera une contrainte sur les prix (taxe) si c'est l'inverse.

1.2. LES SYSTEMES DE PERMIS D'EMISSION NEGOCIABLES

On doit à Crocker [1966] et Dales [1968] l'idée de répartir entre pollueurs l'effort de dépollution et de créer un marché de droits d'émission transférables. Certaines entreprises vont trouver plus rentable de retraiter leurs déchets et pour cela, elles vont acheter moins de permis (ou en vendre) que les autres qui font le calcul opposé. Montgomery [1972] a démontré qu'un système de permis négociables a les mêmes propriétés d'efficience économique qu'une taxe sur les émissions. Cette idée d'un marché de permis d'émission correspond à une relecture et une sophistication du théorème de Coase [1960] selon lequel la mise en place de droits de propriété peut conduire à l'optimum social en l'absence de planificateur. Nous présentons brièvement cette propriété puis nous l'illustrons avec l'exemple d'un marché organisé pour deux pollueurs.

1.2.1. Principe et fonctionnement

Le régulateur doit au préalable fixer un plafond global sur les émissions du groupe de pollueurs soumis à la réglementation. Il définit ensuite un permis comme l'unité d'échange sur le marché. C'est le droit de rejeter une quantité (ou un taux) d'émissions au cours d'une période donnée. La contrainte quantitative est alors divisée en quotas unitaires alloués aux pollueurs selon des modalités que nous présentons à la section suivante. Selon leurs besoins et leurs excédents, les pollueurs vont s'échanger cet actif sur le marché et en fin de période, le régulateur s'assure que chacun dispose d'assez de permis pour couvrir ses émissions.

1.2.2. Efficacité-coût du système

Nous reprenons les notations précédentes et nous appelons z le prix d'équilibre des permis, Q la quantité légale d'émissions et q_0^i la dotation initiale de la firme i et telle que $Q = \sum_{i=1}^n q_0^i$. Chaque firme dispose désormais de deux alternatives pour respecter la réglementation environnementale. Elle peut réduire ses émissions en s'équipant de technologies d'abattement ou bien utiliser des permis. Nous raisonnons toujours pour un

niveau donné d'offre du bien X. L'entreprise choisit le niveau d'abattement qui minimise ses coûts :

$$\text{Min}_{A^i} [C^i(A^i) + z(E^i - A^i - q_0^i)] \quad (7)$$

La condition de premier ordre est :

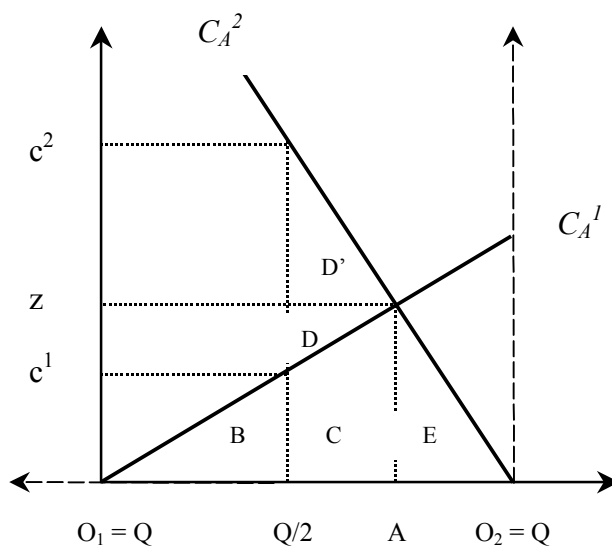
$$C_A^i - z = 0 \quad (8)$$

Elle est identique pour tout $i \in n$. Chaque firme réduit ses émissions jusqu'au point d'égalité entre son coût marginal d'abattement et le prix des permis. L'équilibre est caractérisé par l'égalité entre tous les pollueurs et c'est la garantie d'efficience de cette situation (section 1.1). Montgomery [1972] énonce que ce résultat est possible à condition que le marché fonctionne en situation de concurrence pure et parfaite.

Nous allons illustrer ceci avec l'exemple d'un marché de permis organisé pour deux firmes polluées notées 1 et 2. En l'absence de réglementation, chacune rejette une quantité Q de polluants. Le total des émissions est égal à 2Q et le régulateur souhaite le réduire de moitié. Sur la figure 1 (Tietenberg [1985 : 20]), nous avons représenté les fonctions C_A^1 et C_A^2 de coûts marginaux d'abattement des deux firmes. Nous avons reporté les montants d'abattement sur l'axe des abscisses, mais avec des sens opposés et de telle sorte que l'origine de C_A^1 est à gauche du graphique et celle de C_A^2 est à droite. Les points compris entre O_1 et O_2 correspondent aux différentes répartitions possibles de Q entre les deux firmes. En O_2 , la firme 1 réalise tout l'abattement tandis qu'en O_1 , elle ne fait rien.

Supposons que par souci d'équité, le régulateur donne à chacune une quantité Q/2 et que pour le moment, il n'y a pas d'échange. Pour réduire ses émissions de moitié, la première entreprise supporte un coût total correspondant à la surface B sur la figure, et la seconde supporte un coût $C + D + D' + E$. Le coût agrégé de dépollution est égal à $B + C + D + D' + E$. On montre aisément qu'il existe une répartition des permis plus efficiente. C'est celle correspondant au point A d'égalité des coûts marginaux de dépollution (section 1.1). Le coût pour la société de limiter les émissions à Q n'est alors plus que de $B + C + E$.

Figure 1.1 : L'équilibre sur le marché des permis



Si le régulateur ne connaît pas exactement l'allure des fonctions de coûts marginaux d'abattement des firmes, il ne connaît pas non plus A et il est incapable de répliquer seul la répartition optimale de l'effort de dépollution. Une solution à ce problème consiste à organiser un marché pour l'échange des quotas. Avec une allocation initiale uniforme $Q/2$, les firmes ont des coûts marginaux c^2 et c^1 différents et pour cette raison, elles ont intérêt à l'échange. La firme 2 ayant un coût c^2 supérieur à c^1 , est disposée à acheter des permis à un prix supérieur à c^1 et inférieur à c^2 . Elle pourra ainsi réaliser une économie sur ses coûts de dépollution. La firme 1 fait le calcul inverse et elle espère réaliser un profit en offrant des permis. Partant d'une allocation initiale, les courbes C_A^1 et C_A^2 correspondent respectivement à des fonctions d'offre et de demande de permis. Leur intersection détermine un prix d'équilibre z pour lequel l'échange a lieu. La firme 2 achète une quantité $Q/2 - A$ et réalise une économie nette représentée par la surface D' . La firme 1 vend la même quantité et réalise un profit D .

Le point de coordonnées (A, z) est un équilibre stable du marché et aucune firme n'est incitée à s'en écarter. Si la firme 1 réduit davantage ses émissions pour vendre des permis, elle réalise une perte nette. Partant d'une répartition sous-optimale $Q/2$ de l'effort de dépollution, l'échange de permis d'émission négociables garantit la meilleure allocation finale (O_1A, O_2A) et l'économie a réalisé un gain d'efficacité $D + D'$.

1.3. MODES D'ALLOCATION INITIALE DES PERMIS

Au départ, les permis peuvent être vendus ou offerts gratuitement ou bien distribués selon une méthode qui combine les deux précédentes. Pour la vente, le régulateur peut choisir un prix fixé administrativement ou bien une procédure d'enchères. La seconde technique est généralement préférée¹⁸. Il y a également deux méthodes principales pour l'offre gratuite. Les permis peuvent être alloués selon un « droit acquis » et suivant la littérature anglo-saxonne, on parle de « grandfathering ». Avec ce critère exogène, les permis sont définis en termes absolus. Ils peuvent être distribués en fonction de critères de performance et on parle de « benchmarking ». Ils sont alors définis en termes relatifs.

1.3.1. La vente aux enchères

Le marché américain pour l'échange de permis d'émission de SO_2 est l'un des rares exemples dans lequel des permis sont vendus¹⁹. La vente est organisée chaque année par le *Chicago Board of Trade* (CBOT) pour le compte de l'Agence américaine de l'environnement (EPA) et selon un mécanisme d'enchères sous plis scellés et discriminante (Gastaldo [2001]). Le CBOT centralise les offres (indiquant des quantités proposées à un prix de réserve minimum) et les demandes (précisant des quantités désirées à un prix de réserve maximum). Les demandes, ordonnées par prix de réserve

¹⁸ En théorie, le résultat d'une vente aux enchères est efficace car il reproduit les conditions d'équilibre sur le marché en concurrence pure et parfaite. En effet, au cours de la procédure, les participants révèlent leurs préférences au travers de leurs enchères. Voir Klemperer [1999] pour une revue détaillée de la littérature sur les mécanismes d'enchères.

¹⁹ La proportion est très faible puisque seuls 2,8 pour cent des permis sont vendus. Dans le cadre du système néo-zélandais de quotas de pêche individuels transférables, le gouvernement vend aux enchères des quotas. Là aussi la proportion est résiduelle (Kerr, Newell et Sanchirico, [2003]).

décroissant, sont servies au prix demandé, jusqu'à ce que l'offre, ordonnée en prix croissant soit épuisée. L'intersection entre ces fonctions d'offre et de demande « reconstituées » permet, en théorie, d'offrir aux intervenants sur le marché secondaire (lieu d'échange par opposition au marché primaire, lieu d'introduction), un signal valide sur le prix d'équilibre des permis²⁰. Cette enchère étant ouverte à tous, des organisations écologistes et des écoles y participent régulièrement et achètent des permis, dans des quantités relativement modestes²¹. Les recettes des ventes sont reversées aux firmes régulées au *pro rata* des quantités de permis qui leur ont été allouées par la règle initiale, définie dans le texte de loi.

La plupart des mécanismes d'enchères standards sont applicables au cas des permis d'émission. Néanmoins, celui « d'enchères ascendantes à la pendule » semble le plus approprié (Cramton et Kerr [1998]). On distingue deux types d'enchères : celles sous plis scellés et celles ascendantes²². Les premières ont pour inconvénient d'autoriser des comportements stratégiques qui pourraient biaiser la « révélation sincère » des préférences²³. Ce risque est minimisé avec un mécanisme d'enchères ascendantes, qui renforce le degré de compétition. Pendant la durée de la vente, les participants ont la possibilité de réévaluer leurs enchères, mais obligatoirement pour un prix supérieur. L'enchère est encore plus efficace si elle est organisée à la pendule, c'est-à-dire avec l'affichage du prix courant ce qui permet aux participants d'ajuster au mieux leurs offres et leurs demandes et ainsi de révéler leurs préférences. Le processus s'arrête quand la quantité demandée est inférieure à l'offre et l'allocation est réalisée au prix précédent.

²⁰ Cette propriété des mécanismes d'enchères et l'une des raisons invoquées par l'administration américaine pour qu'une partie des permis soit vendue (Hausker [1992] et chapitre 3, section 2). Le marché américain pourrait néanmoins s'affranchir de ce signal étant donné le niveau d'activité et l'information diffusée par les brokers et les institutions financières qui interviennent dans les transactions de permis (Gastaldo [2001]). Une autre justification de la vente des permis sur le marché américain est de garantir la disponibilité des permis aux éventuels nouveaux entrants dans les secteurs soumis à la contrainte réglementaire sur les émissions de SO₂ (section 2.1).

²¹ L'EPA révèle l'identité des participants aux enchères sur son site Internet à l'adresse <http://www.epa.gov/airmarkets/auctions/index.html>

²² Voir Sunnevag [2003] pour une comparaison entre ces deux méthodes à l'aide de simulation.

²³ Cf. note 13.

L'organisation d'une vente aux enchères ascendantes à la pendule aurait été lourde et difficile il y a quelques années seulement. C'est aujourd'hui beaucoup plus simple grâce aux nouvelles technologies de communication et l'Internet en particulier²⁴.

Pour que l'enchère soit efficiente, elle doit avoir lieu dans des conditions de concurrence pure et parfaite entre les intervenants. La présence d'un pouvoir de marché risquerait de biaiser le prix d'équilibre et cette éventualité dépend du type de polluant et de la population des pollueurs concernés par la réglementation. Le futur marché européen pour l'échange quotas d'émission de gaz à effet de serre ne semble pas menacé par cette éventualité et il en serait de même pour un système similaire organisé aux États-Unis (section 2.1).

1.3.2. La méthode du droit acquis historique (grandfathering)

La méthode du droit acquis consiste à distribuer gratuitement les permis en fonction d'un critère de référence historique, comme le niveau des émissions au cours d'une période passée. Elle peut être modulée par l'adjonction d'autres critères pour récompenser des pratiques vertueuses ou l'introduction de technologies propres²⁵. L'avantage de cette règle repose sur la disponibilité de l'information nécessaire. Dans le cas des gaz SO₂ et CO₂, si le régulateur ne dispose pas de mesures directes des émissions passées, il peut reconstruire cette information à l'aide de données sur les consommations d'énergie fossiles, à condition qu'il soit possible d'estimer un taux d'émissions stable. C'est la méthodologie choisie au départ par l'administration Bush

²⁴ Au printemps 2002, le Royaume-Uni a démarré un marché de permis d'émission de gaz CO₂ et il a été l'un des premiers pays européens à le faire. Les permis ont initialement été alloués gratuitement mais le gouvernement britannique a cependant mis en oeuvre un mécanisme symétrique de celui que nous venons de présenter. Il a utilisé une procédure de vente aux « enchères descendantes à la pendule » pour distribuer une incitation financière à la réduction supplémentaire des émissions. Il a consacré 215 millions de livres (£) pour « racheter » des permis sur la période 2002 – 2006 ce qui correspond à une subvention annuelle de 30 millions nets d'impôts. La « vente » a eu lieu les 11 et 12 mars 2002 selon le mécanisme compétitif suivant (DEFRA [2001]). Un commissaire priseur annonce un prix par tonne de CO₂ et chaque entreprise participante propose la quantité de permis qu'elle était prête à abattre (en plus de son obligation légale) chaque année pendant cinq ans en échange de cette subvention. Le commissaire priseur diminue le prix d'enchères jusqu'à ce que la quantité de permis offerte, multipliée par ce prix, soit égale à la totalité de la subvention.

²⁵ Cette option a été envisagée par des États membres européens dans le cadre de l'allocation des permis de CO₂, de manière à récompenser la production combinée d'électricité et de chaleur, l'introduction précoce de technologies de dépollution ou encore l'utilisation par l'entreprise de la meilleure technologie disponible (Mullins et Karas [2003]).

(senior) dans son projet d'amendement de 1989 de la loi sur l'air²⁶. Chaque producteur d'électricité devait recevoir un nombre de permis d'émission de SO₂ fonction de sa consommation d'énergies fossiles au cours de la période 1985 – 1987 et d'un coefficient technique (chapitre 3, section 1.1).

Le choix de la période de référence est un point sensible car le « *grandfathering* » favorise les installations ayant réalisé un effort de dépollution après cette date, au détriment de celles l'ayant fait avant²⁷. Cette méthode pénalise également les nouveaux entrants dans les secteurs régulés par rapport aux firmes en place. Ce sera le cas en présence de marchés financiers imparfaits (section 2.3) ou bien si les firmes en place parviennent à assécher l'offre de permis (sections 2.1). Pour éviter ce problème, le régulateur peut réserver une partie des permis pour les nouveaux arrivants et la vendre aux enchères²⁸. Une autre solution consiste à réallouer périodiquement la totalité des quotas mais cela inciterait les entreprises en place à ne pas réduire leurs émissions pour obtenir davantage de permis à la période suivante.

1.3.3. Le critère de performance (benchmarking)

Le « benchmarking » est une distribution gratuite des permis selon un critère de performance présente ou future, comme les niveaux de production ou d'émission. Comparativement au « *grandfathering* », cette méthode est plus favorable aux firmes ayant déjà effectué un effort de dépollution, en croissance et nouvel arrivant sur le marché²⁹. Un inconvénient est qu'elle agit comme une subvention à la production et donc aux émissions. On peut pour cela lui adjoindre un critère technique, par exemple le taux d'émission correspondant à la meilleure technologie disponible dans un secteur. Un « benchmarking » des permis révisé périodiquement et assorti d'un tel critère, reproduit les effets d'une subvention à la production la plus propre (Edwards et Hutton [2001]).

²⁶ Cette règle simple a ensuite été modifiée par une série d'amendements adoptés lors des discussions parlementaires du projet de loi (chapitre 3, section 2).

²⁷ Ce problème est apparu dans le cadre du marché américain de sulfure et avec une opposition d'intérêt entre firmes de l'industrie de production d'électricité (chapitre 3, section 3.1).

²⁸ Cf. section 2.1

²⁹ Il est par ailleurs possible d'ajuster la formule pour prendre en compte le niveau des émissions passées (Mullins et Karas [2003]).

Cette méthode est beaucoup plus compliquée et moins fiable que le principe d'un droit acquis (Godard [2003 : 15]). Elle suppose un traitement différencié entre chaque industrie ce qui peut-être politiquement délicat. L'adjonction d'un critère technique suppose un engagement significatif de la bureaucratie, qui doit s'informer sur les technologies de dépollution et statuer sur leur efficacité. Les bureaucrates peuvent rencontrer des difficultés pour obtenir cette information (Jaffe et al. [1995]) et être manipulés par les industriels pollueurs. Dans ce cas, la gestion de l'allocation devient coûteuse et la règle moins efficace.

Un autre inconvénient de cette méthode est qu'elle offre moins de contrôle au régulateur sur le niveau final des émissions et sur le coût de la politique, en particulier si il y a un problème d'asymétrie d'information et que le gouvernement sous-estime, ex ante, le niveau d'output des industries concernées par le système (Quirion [2003]).

1.3.4. L'équité entre les entreprises

D'un point de vue strictement distributif, le choix entre «*grandfathering*» et «*benchmarking*» des permis n'est pas neutre. La première méthode favorise les firmes ayant réalisé peu d'effort de dépollution et avec d'importants gisements de dépollution à faibles coûts. L'annonce de cette méthode peut à l'extrême avoir des effets distordants en incitant les entreprises à maximiser, *ex ante*, le niveau de leurs émissions. La seconde méthode est relativement plus favorable aux firmes ayant fait un effort ou qui anticipent une augmentation importante de leurs émissions en raison du développement de leur activité. Pour éviter un problème d'incitation à la pollution, il faut lui adjoindre un critère technique dont la gestion dans le temps peut induire des coûts de transaction significatifs. Enfin, en présence d'information incomplète sur la technologie et les perspectives d'activités des firmes, le régulateur a moins de contrôle sur le niveau effectif de pollution avec des quotas définis en termes relatifs qu'avec ceux définis en termes absolus.

Un troisième alternative qui a la préférence des économistes consiste organiser une vente aux enchères transversale aux différents secteurs industriels concernés par la réglementation (Godard [2003 : 15]). Cette méthode pose moins de problème d'équité

entre les firmes³⁰. Si elle est organisée de manière ouverte et transparente, elle ne pénalise pas certains secteurs par rapport à d'autres ni les nouvelles installations par rapport à celles existantes (Hausker [1992]).

Section 2 NEUTRALITE DE L'ALLOCATION INITIALE DES PERMIS

À la suite de Montgomery [1972], de nombreux auteurs évoquent la neutralité du mode d'allocation initiale des permis. En présence d'asymétrie d'information sur les coûts de dépollution des firmes³¹, cette propriété justifie la supériorité d'un système de quotas négociables, *ceteris paribus*.

La règle de distribution répartit entre agents un actif de valeur et elle a donc des effets distributifs. Prétendre qu'elle est neutre sur l'allocation finale des ressources suppose que ces effets distributifs sont sans incidence sur les décisions des agents (production, consommation...). Dans l'analyse néoclassique, cela signifie que le vecteur des prix qui caractérise l'équilibre final, est indépendant des dotations de départ.

Il convient d'être prudent avec le postulat de neutralité car sa validité dépend en fait de l'horizon d'analyse que l'on adopte (Beaumais et Chiroleu-Assouline [2001 : 122]). Dans une analyse d'équilibre partiel, en supposant des conditions de concurrence pure et parfaite et en ayant pour horizon le court terme si bien que les choix de production et de technologies sont exogènes, le vecteur des prix d'équilibre est une donnée qui s'impose aux firmes. Dans ce cas et dans la tradition de Coase [1960], on admet la neutralité de l'allocation initiale, du point de vue de la firme. Dans une perspective d'équilibre général, quand on autorise l'interaction entre les effets distributifs et les effets allocatifs, la neutralité n'est plus garantie.

³⁰ C'est une raison invoquée dans le rapport Marshall [1998] qui préconisait la vente aux enchères pour le programme britannique d'échange de permis d'émission de gaz carbonique.

³¹ Cf. note 17.

2.1. ANALYSE EN EQUILIBRE PARTIEL

En équilibre partiel, on ne s'intéresse qu'aux firmes pollueuses, aux marchés des biens qu'elles produisent et à celui de la pollution. On ne tient pas compte des consommateurs et des effets induits sur les marchés des facteurs et des autres biens.

Coase [1960] estime que pour corriger les effets des externalités négatives, l'intervention publique, préconisée par l'analyse pigouvienne, n'est pas nécessaire³². La négociation bilatérale entre le pollueur et la victime de la pollution suffit pour garantir une internalisation optimale des coûts externes, mais à condition que les droits de propriété sur les biens soient correctement spécifiés, qu'il y ait une information complète, pas de coûts de transaction et que les marchés fonctionnent en concurrence pure et parfaite. Cette analyse a la valeur d'un théorème qui énonce que lorsque ces conditions restrictives sont satisfaites, les mécanismes décentralisés du marché garantissent toujours l'allocation «Pareto optimale» des ressources dans la société, même en présence d'externalité négative. Et l'obtention de ce résultat efficient est indépendante de la répartition initiale des droits de propriété entre les agents. C'est la définition de la neutralité de l'allocation initiale des droits.

On doit à Montgomery [1972] d'avoir démontré que le théorème de Coase [1960] reste valable dans le cas d'un marché de permis d'émission. Pour un niveau donné de la contrainte environnementale, les mécanismes décentralisés du marché garantissent la répartition optimale de l'effort de dépollution entre les firmes (section 1.1.2), indépendamment de la répartition initiale, pourvu que les firmes soient *price-taker* sur le marché des permis et que ceux-ci soient librement transférables d'une région à une autre.

Dans ces conditions, le choix de vendre les permis ou de les donner n'a pas d'incidence sur les décisions opérationnelles de la firme. Le manager rationnel³³ considère toujours le même coût d'opportunité à les utiliser pour couvrir les émissions

³² Voir Demsetz [1998] pour une discussion du désaccord entre les approches « pigouviennes » et « coasienne » du contrôle des externalités négatives.

³³ Godard [1997] envisage le cas de rationalité limitée des managers de l'entreprise. En raison d'une contrainte de temps, ils ont une capacité d'attention limitée et ne peuvent pas instantanément appréhender correctement tous les problèmes de l'entreprise. Si les permis sont offerts gratuitement, ils pourraient ne pas percevoir le coût d'opportunité de leur utilisation. Dans ce cas, le choix légal entre vente et offre n'est plus neutre. L'existence d'un lobbying pour obtenir les permis gratuits (chapitre 3) constitue néanmoins une preuve de rationalité à leur égard.

car il pourrait alternativement les revendre sur le marché. Ce coût d'opportunité est égal à la valeur de revente du permis sur le marché (Koutstaal [1997 : 5]).

Plus formellement, l'optimum « néoclassique » de la firme est caractérisé par des demandes pour les facteurs qui dépendent de leurs productivités marginales, des prix, exogènes, mais pas des dotations initiales. Les quotas d'émission transférables, que l'on peut considérer comme un intrant³⁴, n'échappent pas à la règle. La manière de les allouer n'a pas d'incidence sur les décisions de l'entreprise ni sur son profit économique, qui sont déterminés par les conditions exogènes d'équilibre sur les marchés.

Le choix du mode de distribution entraîne un ajustement intervenant par le biais d'une variation du profit exceptionnel, dans la partie « hors exploitation » du bilan. Il n'y a en revanche pas d'incidence sur les éléments d'exploitation. Les permis sont en effet enregistrés dans le compte d'exploitation pour leur valeur marchande, le coût d'utilisation de l'input. L'offre gratuite augmente le résultat exceptionnel et donc le résultat financier (Godard [2003 : 9]) qui, après impôts, est à la discrétion des actionnaires pour payer des dividendes ou pour l'autofinancement de l'entreprise. L'offre gratuite des permis constitue donc un transfert forfaitaire au bénéfice des actionnaires (Dijkstra [1999 : 35]). Tout se passe comme s'ils héritaient du droit de propriété sur cet actif et qu'ils soient ensuite normalement rémunérés pour son utilisation. Ce transfert a les caractéristiques d'une subvention non-liée et peut poser problème dans le cadre des réglementations internationales de l'OMC ou de l'Union européenne (Godard [2003 : 9])³⁵.

³⁴ Voir Beaumais et Chiroleu-Assouline [2001 : 124] pour une illustration analytique utilisant une fonction de production CES.

³⁵ Il y a eu un débat en Europe pour savoir si l'offre gratuite des permis constitue une aide d'Etat, en théorie réglementée par le traité. En 2000, la Commission européenne s'était prononcée en ce sens, en ajoutant qu'une absence d'harmonisation sur les modes d'allocation pourrait entraîner des traitements inéquitables entre firmes européennes (Woerdman [2001 : 25]). La directive européenne [COM 2003/87/CE] impose une quasi-harmonisation, les États membres devant offrir gratuitement au moins 95 pour cent des permis jusqu'en 2005 et au moins 90 pour cent sur la période allant jusqu'en 2008-12. La Commission a néanmoins clarifié sa position dans une lettre envoyée aux États membres en mars 2004 (*Point Carbon*, 8 avril 2004). La réglementation sur les aides publiques sera appliquée si un Etat offre gratuitement plus de 95 pour cent des permis au cours de la première période, si un secteur reçoit plus de quotas qu'il n'en a réellement besoin pour couvrir ses émissions de référence et enfin si un pays offre des permis qu'il aurait achetés au niveau international par le biais des « mécanismes flexibles » prévus par le protocole de Kyoto (CCNUCC [1997]).

2.2. DISTRIBUTION D'UNE RENTE DE RARETE «ECOLOGIQUE»

La réduction administrative des émissions a pour effet de créer une rente de rareté (Fullerton et Metcalf [2001]). Á la marge, sa valeur est celle d'un permis d'émission. C'est ce que la firme est disposée à payer pour pouvoir rejeter une unité supplémentaire d'un polluant. En l'absence de contrainte environnementale, ce droit est gratuit et illimité et ceux qui l'utilisent n'y attachent pas de valeur. La rente née avec le rationnement de l'input «droit d'émission» et sa taille dépend des conditions d'offre et de demande du bien produit par le secteur réglementé. Son allocation est déterminée, dans le cadre de notre analyse, par le mode d'allocation initiale des permis.

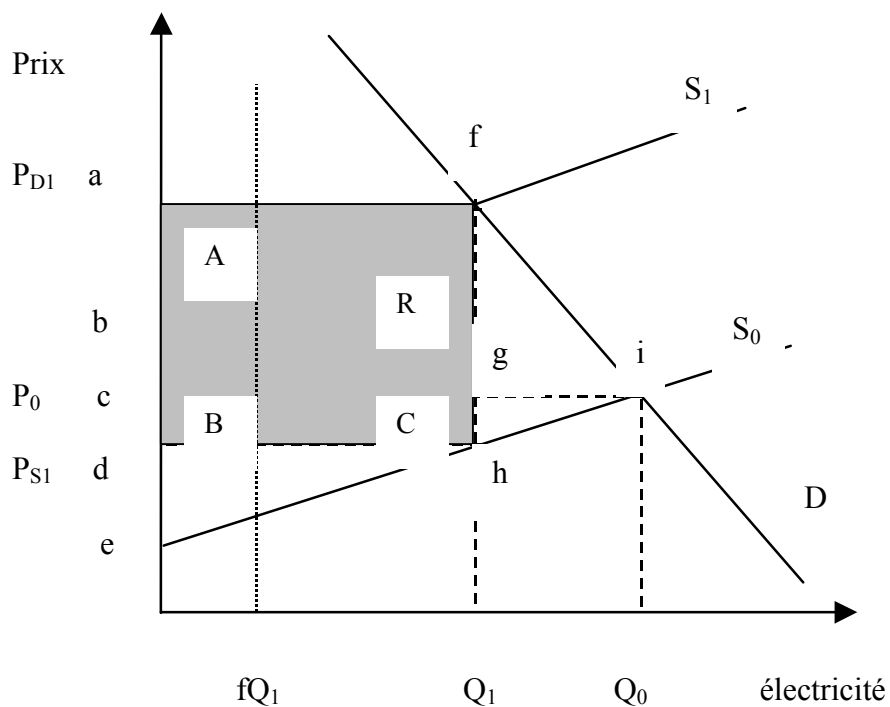
La figure 2 représente les conditions d'équilibre sur le marché compétitif de l'électricité d'un pays. La production de courant repose uniquement sur la combustion d'énergies fossiles (charbon, gaz, pétrole) et elle rejette des gaz polluants (SO_2 , CO_2). L'équilibre initial est caractérisé par le point i d'intersection entre la demande des consommateurs (notée D ci-après) et l'offre S_0 . L'industrie produit une quantité Q_0 et au prix P_0 , elle réalise un profit *cie* que l'on peut considérer comme normal. C'est le profit économique qui rémunère le stock de capital et avec un rendement comparable à ce que l'actionnaire aurait obtenu en plaçant son argent sur le marché monétaire³⁶.

Le gouvernement réduit le niveau légal des émissions de l'économie et organise un marché de permis négociables qui fonctionne en concurrence pure et parfaite. L'industrie n'ayant pas anticipé la réglementation environnementale, elle dispose à court terme de deux alternatives pour s'y adapter. Elle diminue son output pour réduire ses émissions ou bien elle utilise des permis négociables et supporte pour cela un coût d'opportunité égal à leur prix marchand (mesuré par la distance fh sur la figure 2). Ce prix augmente les coûts marginaux de production et cela se traduit par une translation vers le haut de la courbe d'offre, de S_0 en S_1 . Le nouvel équilibre du marché est caractérisé par le point f . L'offre des producteurs et leur recette, nette des coûts environnementaux, ont diminué. Les surplus des consommateurs et des producteurs ont baissé de montants équivalents aux surfaces $afic$ et $cihd$, respectivement. La somme de

³⁶ L'existence de ce profit est compatible avec l'hypothèse d'un environnement compétitif. On suppose que le stock de capital est fixe à court terme alors qu'à moyen et long terme, il est mobile et l'offre est parfaitement élastique (Bovenberg et Goulder [2001]).

ces deux variations correspondent aux coûts bruts induits par la réglementation environnementale. En raison du rationnement, l'utilisation d'une quantité OQ_1 de l'input « permis d'émission » a un coût représenté par la surface hachurée $afhd$ (égale aussi à $ehfd$). Et c'est ce que les consommateurs et les producteurs d'électricité sont disposés à payer.

Figure 1.2 : Partage de la rente écologique



Une partie $afgc$ de ce coût est transmise aux consommateurs par le biais d'une hausse du prix et l'autre partie, $cghd$, est supportée par les propriétaires du facteur fixe. Il apparaît clairement sur la figure 2 que la taille de la «rente écologique» et son financement dépendent des pentes des courbes d'offre et de demande et donc des valeurs des élasticités prix d'offre et de demande d'électricité (Bovenberg et Goulder [2001]).

La valeur de la rente est plus petite lorsque l'offre est moins élastique et les actionnaires en financent une proportion plus grande. Une offre peu élastique signifie qu'il y a dans l'industrie beaucoup de capital spécifique, immobile à court terme, et son rendement représente une grande part du coût marginal de production, *ceteris paribus*. Dans ce cas, le rationnement de l'offre induit par la réglementation environnementale a un coût d'opportunité (perte de profit économique) important pour les actionnaires.

La valeur de la rente est plus grande avec une élasticité prix de la demande plus faible et les consommateurs en supportent une part plus importante. Dans ce cas, l'industrie dispose d'un fort pouvoir de marché qui lui permet de transférer facilement aux consommateurs les coûts supplémentaires de production induits par la réglementation.

Dans une analyse d'équilibre partiel, la valeur de la rente écologique et sa répercussion sur les surplus des consommateurs et des producteurs sont indépendantes de l'allocation initiale. Celle-ci détermine, dans un second temps, la rétribution de la rente entre les agents.

Lorsque le gouvernement offre tous les permis à l'industrie, les actionnaires reçoivent l'intégralité de la rente *afhd* sans que cela modifie le prix de vente P_{DI} ³⁷. Ce profit exceptionnel peut être supérieur à la perte de profit économique, notée *cihd* sur la figure 2. Les actionnaires gagnent un profit net *afgc - gih* qui est une fonction croissante de l'élasticité d'offre et une fonction décroissante de l'élasticité de la demande pour l'électricité. Jovet, Michel et Rotillon [2003] démontrent que ce profit net dépend également du niveau de la contrainte environnementale. Pour qu'il soit positif, il faut que la réduction des émissions ne soit pas trop importante. Autrement, la perte de profit économique est supérieure à la valeur de la rente écologique³⁸.

³⁷ Dans une analyse d'équilibre partiel du secteur américain de l'électricité, Burtraw et al. [2001] montrent que l'allocation initiale des permis a une incidence sur le prix de l'output. Ce résultat repose sur l'existence de distorsions sur le marché du bien. Le prix de l'électricité est plus faible lorsque les permis sont donnés gratuitement (*grandfathering*) que lorsqu'ils sont vendus car certaines centrales américaines, réglementées sur leurs prix et leurs profits, ont l'obligation de transmettre aux consommateurs la majeure partie de la rente écologique. Le prix est encore plus faible avec une allocation du type « *benchmarking* » assortie d'un critère technologique. Dans ce cas, la rente écologique a les effets d'une subvention à la production propre (section 1.3.3).

³⁸ Les études empiriques constatent que dans les systèmes de permis négociables mis en œuvre avant 1985, la valeur marchande totale des droits est supérieure aux coûts de contrôle des émissions (Tietenberg [1985]). Cela vient de ce que ces marchés ont été organisés pour des contraintes environnementales

Le gouvernement peut vendre les permis et reverser la recette *afhd* à l'industrie sous forme de paiements forfaitaires au *prorata* des achats de permis. Cette méthode est équivalente à la précédente. Le régulateur peut distribuer la rente aux consommateurs et leur perte nette de surplus, hors gain écologique, est réduite à la surface *fig*. Une dernière solution consiste à utiliser le produit de la vente des permis pour financer des activités de dépollution ou bien la baisse de taxes préexistantes (section 2.3).

2.3. ANALYSE EN EQUILIBRE GENERAL

Une analyse d'équilibre général, dans laquelle tous les prix sont endogènes, autorise l'interaction entre les phénomènes distributifs et les effets allocatifs. Partant d'une situation efficiente, un changement dans les dotations initiales des agents en biens et en facteurs modifie leurs décisions de production, de consommation et d'investissement. Le résultat est un nouvel équilibre général, également efficient, et caractérisé par un vecteur de prix certainement différent du vecteur initial. L'économie du bien-être énonce en effet qu'un changement dans la dotation des facteurs n'affecte pas la possibilité de trouver une allocation finale qui soit « Pareto optimale » (Grefe [1997]). Et à chaque optimum de Pareto correspond un vecteur de prix qui caractérise l'équilibre concurrentiel sur les marchés. En revanche, on ne peut pas préjuger des problèmes d'équité et de justice posés par le passage d'un optimum à l'autre.

Cette analyse s'applique à l'allocation initiale des permis d'émission comme pour tout autre actif. Le choix de les vendre ou de les donner affecte la répartition d'une richesse et de ce fait, influence les décisions des agents et le vecteur des prix d'équilibre. Beaumais et Schubert [1996] expliquent qu'une tendance récente de la modélisation d'équilibre général appliquée à l'environnement consiste à formaliser les comportements de consommation au moyen d'un unique ménage représentatif qui détient à la fois le facteur travail et le capital des entreprises³⁹. Dans un tel schéma, la redistribution de richesses par le biais de l'allocation des permis est neutre car elle n'a

modérées. Les coûts marginaux de dépollution sont croissants tandis que la valeur de la rente, fonction du niveau des émissions, a l'allure d'une courbe en cloche (Chapitre 4, section 2.2). Le cas limite opposé est celui d'une réduction complète des émissions. Les coûts de dépollution sont alors immenses tandis que la valeur de la rente écologique est nulle. Voir Goulder [2002].

³⁹ Voir notamment Bovenberg et Goulder [1996].

pas d'effet sur le comportement agrégé de consommation. En présence d'au moins deux consommateurs ayant des utilités marginales non-constantes, cette neutralité disparaît⁴⁰.

2.4. CARACTERE REGRESSIF DES PERMIS NEGOCIABLES

Pezzey [2002] explique que le relèvement du prix des émissions de carbone a un caractère régressif « modéré » défini par la répartition suivante des coûts de la politique. En valeur, le quintile de ménages ayant le revenu moyen le plus élevé supporte une charge nette plus forte que celle supportée par le quintile de ceux ayant le revenu moyen le plus faible. En proportion du revenu c'est l'inverse car les plus pauvres perdent une plus grande part de leur pouvoir d'achat que les plus riches⁴¹.

Une politique environnementale est régressive en raison de ses effets inflationnistes et parce que l'élasticité – prix de la demande des ménages pour certains biens augmente avec le niveau de revenu réel. Dinan et Rogers [2002] et Parry [2004] montrent que le caractère régressif dépend également de la répartition entre agents de la rente fiscale écologique. Dinan et Rogers [2002] comparent les effets distributifs d'une réduction de 15 pour cent des émissions américaines de carbone, pour divers modes d'allocation initiale des permis. Lorsqu'ils sont distribués gratuitement aux firmes polluuses, les 20 pour cent des ménages américains les plus pauvres subissent une diminution nette de leur pouvoir d'achat, provoquée par l'inflation sur certains bien. Le quintile des plus riches enregistre au contraire un gain net car leur perte de pouvoir d'achat est plus que compensée par une hausse de la valeur de leurs participations dans le capital des industries polluantes (section 1.4.2). Le résultat est opposé lorsque les permis sont vendus et que la recette est distribuée entre agents sous forme de transferts forfaitaires égaux. Dans ce cas, le revenu réel des Américains les plus pauvres augmente tandis que les plus riches subissent une perte nette. Les auteurs montrent que le recyclage du

⁴⁰ Cette neutralité disparaît également lorsque l'on distingue les actionnaires des autres consommateurs, dans un cadre d'équilibre général dynamique à générations imbriquées (Jouvet, Michel et Rotillon [2004]). En présence d'une externalité négative, il est possible d'obtenir un équilibre dynamique efficient avec un système de permis négociables, mais à conditions que les permis soient vendus et la recette redistribuée sous forme de transferts aux consommateurs. Dans ce cas, le taux d'intérêt est égal à la productivité marginale du capital. Cette condition n'est plus remplie lorsque les permis sont offerts gratuitement aux actionnaires.

⁴¹ Parry [2004] distingue trois degrés (fort, intermédiaire et modéré) du caractère régressif d'une politique et il en donne les définitions.

produit fiscal dans la diminution de l'impôt sur le revenu des personnes physiques augmente le caractère régressif de la politique environnementale⁴².

L'allocation initiale des permis importe donc pour l'équité de la réglementation parce qu'elle affecte les transferts de richesses entre agents. Elle importe également pour l'efficacité économique, notamment lorsque des individus, avec des revenus différents, ne font pas les mêmes arbitrages travail/loisir et épargne/consommation. Par exemple, si la répartition des coûts de protection de l'environnement pénalise l'accumulation de capital humain, elle risque à long terme de freiner la croissance économique (Bosello, Carraro et Galeotti [2001]). Le mode de distribution initiale des droits d'émission peut néanmoins allier équité et efficacité. Dans un modèle d'équilibre général (statique) à générations imbriquées, Jovet, Michel et Rotillon [2003] montrent qu'une allocation gratuite aux détenteurs des facteurs, en fonction de leur contribution à la production, permet d'obtenir l'équilibre néoclassique – la rémunération des facteurs est égale à leur productivité marginale. Ce n'est plus le cas si les permis sont donnés uniquement aux propriétaires des firmes.

L'analyse d'équilibre général, prenant en compte l'interaction entre phénomènes allocatifs et distributifs, suggère la « non-neutralité » du mode de répartition initiale des permis. Il est pourtant judicieux de raisonner du seul point de vue de la firme, toutes choses égales par ailleurs, pour analyser certaines fausses idées fréquemment répandues. Dans les débats politiques qui concernent l'élaboration des marchés de permis, l'argument de « distorsion de concurrence » est utilisé de manière récurrente pour dénoncer le choix de vendre les droits. L'idée est qu'une firme obligée d'acheter ses permis, serait pénalisée par rapport à un concurrent identique qui les aurait reçus gratuitement. En réalité, le choix entre vente et offre gratuite n'a pas d'incidence sur les décisions et les coûts opérationnels et sur la compétitivité de l'entreprise, *ceteris paribus*. Cet argument avait été intégré par la Commission européenne dans son livre vert sur l'établissement du marché de permis d'émission de GES⁴³. Une firme peut

⁴² Parry [2004] obtient des résultats similaires pour une mesure de réduction légale des émissions de NOx et SO₂, toujours dans le cas des États-Unis.

⁴³ Ce livre vert énonce en effet : « Bien que les sociétés existantes puissent bénéficier de quotas au titre de "droits acquis", leur utilisation de ces quotas n'est pas gratuite. Si une entreprise fait elle-même usage des quotas qui lui sont alloués, elle renonce alors aux recettes qu'elle aurait pu recevoir en contrepartie de

perdre en compétitivité à la suite de la mise en oeuvre d'un système de quotas négociables mais cela provient uniquement du rationnement des émissions imposé par la réglementation. Cette perte est indépendante du mode d'allocation des permis. L'allocation est neutre à l'échelle du marché, lorsqu'il fonctionne en concurrence pure et parfaite. Cette neutralité disparaît en présence de distorsions économiques.

Section 3 NON-NEUTRALITE EN PRESENCE DE DISTORSIONS ECONOMIQUES

Coase [1960] pose des conditions restrictives pour la validité de son théorème (section 1.4.1). Lorsqu'elles ne sont pas satisfaites, le choix du mode d'allocation initiale des permis négociables n'est pas neutre (Montgomery [1972]). Il est par exemple difficile de garantir la « bonne spécification » des quotas d'émission car l'estimation précise de la valeur des dommages marginaux environnementaux, qui détermine leur prix d'équilibre (1.1.2) est complexe, quand elle n'est pas tout simplement impossible (Beumais et Chiroleu-Assouline [2001]). Cet obstacle est contourné lorsque le régulateur fixe un objectif de pollution qu'il juge socialement acceptable (section 1.1.3).

La littérature envisage l'existence d'imperfections sur les marchés de permis comme la position dominante d'un acteur et des coûts de transaction. Elle considère également l'effet de marchés financiers imparfaits. Dans cette section, nous présentons les arguments théoriques justifiant la non-neutralité de l'allocation en présence de distorsions économiques. Nous évaluons la pertinence empirique de ces situations, notamment dans la perspective du marché européen.

leur vente, manque à gagner qu'elle devra alors faire figurer dans ses coûts de production » (COM [2000] 87 final).

3.1. CONCURRENCE IMPARFAITE SUR LE MARCHÉ DES PERMIS

3.1.1. Pouvoirs de marché

Une firme en position dominante sur le marché des permis pourrait en manipuler le prix d'équilibre à des fins stratégiques. Hahn [1984] montre qu'un tel comportement serait influencé par la répartition initiale des droits. Il envisage le cas d'une firme dominante qui manipule le prix des permis pour minimiser le coût de sa contrainte environnementale. Nous conservons les mêmes notations que dans la section 1.1 et nous supposons que parmi les n firmes polluuses, $n - 1$ (telles que $i \neq 1$) sont « *price taker* » sur le marché des quotas. Chacune choisit le niveau de dépollution A^i qui est solution du programme (1.7) et tel que $C_A^i = z$, $\forall i \neq 1$ (section 1.2.2). La firme notée $i = 1$ a la même fonction de coûts marginaux de dépollution que les autres entreprises et dispose en plus d'un pouvoir de marché. Il lui permet de fixer le prix des permis qui minimise ses coûts. En notant $q^i(z)$ la demande de permis par la firme i , ce comportement peut être caractérisé par le programme suivant :

$$\underset{z}{\text{Min}}[C^1(A^1) + z(E^1 - A^1 - q_0^1)] \quad (9)$$

sous contrainte que :

$$E^1 - A^1 = Q - \sum_{i=2}^n q^i(z) \quad (10)$$

Pour le résoudre, nous introduisons la contrainte dans la fonction objectif et nous obtenons la condition de premier ordre pour un optimum :

$$(C_A^1 - z) \sum_{i=2}^n q_z^i + Q - q_0^1 - \sum_{i=2}^n q^i(z) = 0 \quad (11)$$

Suivant Klaassen [1997 : 29], nous notons $\eta^i = \frac{z}{q^i} \frac{\partial q^i}{\partial z}$ l'élasticité prix de la demande de permis d'émissions par la firme i , et après réécriture, la condition précédente devient :

$$z = \frac{C_A^1}{\frac{q^{1*} - q_0^1}{\sum_{i=2}^n q^i \eta^i} + 1} \quad (12)$$

Cette relation indique qu'en présence d'un pouvoir sur le marché des permis, le prix d'équilibre dépend de la dotation initiale de la firme *price maker*, de la pente de sa courbe de coûts de dépollution et des élasticités prix des demandes par les autres firmes *price taker*. Lorsque l'équilibre final est efficient ($C_A^i = z \quad \forall i$), l'entreprise dominante demande une q^{1*} de quotas. Cette situation peut être obtenue si l'allocation initiale réplique l'allocation finale, tel que $q_0^1 = q^{1*}$. Autrement, l'écart entre ces deux dotations introduit un biais croissant entre le prix des permis et le coût marginal de dépollution de la firme *price-maker*.

Misiolek et Elder [1989] envisagent un autre comportement stratégique d'une firme dominante sur le marché des permis. Elle pourrait en manipuler le prix pour augmenter les coûts de ses concurrents et leur fermer ainsi l'accès au marché de l'output bien ou les en chasser⁴⁴.

3.1.2. Aspects empiriques

Il y a peu de chance que des citoyens, des individus ou des ONG aient un pouvoir sur un marché de permis de dimension nationale⁴⁵ (Smith et Yates [2003]). Il faudrait pour cela qu'il soit de taille modeste, organisé au niveau local⁴⁶. Tietenberg (2002) explique que pour écarter ce risque dans le cas des quotas de pêches transférables, le régulateur américain plafonne le nombre des droits pouvant être détenus par un individu ou un groupe.

⁴⁴ C'est pour parer à cette éventualité que chaque année, l'Agence américaine pour l'environnement (EPA) vend aux enchères 2,8 pour cent des droits d'émission de SO₂ (Chapitre 3, section 1.1).

⁴⁵ De Muizon [2002] montre que le marché britannique des permis d'émission de CO₂ et la procédure d'enchères pour la distribution des subventions à la dépollution sont compétitifs. L'indicateur HHI (Herfindahl-Hirschman-Index) ne dépasse pas 800 ce qui est le signe d'un marché très concurrentiel.

⁴⁶ Hahn [1989] note que dans le cas du programme « Fox River water permits » mis en œuvre dans l'État du Wisconsin en 1981, les usines de papier et de pâte à papier disposait une position oligopolistique. Elles n'ont peut-être pas eu un comportement concurrentiel sur le marché des permis. Cela expliquerait le constat d'une seule transaction réalisée en six ans d'existence du programme !

L'apparition d'une position dominante est peu probable sur le marché européen pour l'échange de droits d'émission de gaz CO₂ (Svendsen et Vesterdal [2003]), tel qu'il est prévu par le projet de la directive européenne (COM/2003/403 final) adopté en juillet 2003. Le texte prévoit de limiter, à partir du premier janvier 2005, les rejets de 5 à 10 000 installations industrielles des secteurs de la production d'énergie, du pétrole et des raffineries, de la sidérurgie, du ciment, de la céramique, du verre et du papier. La condition « d'atomicité » du marché devrait être satisfaite au regard des critères de concurrence inscrits dans le traité de l'Union européenne. En effet, une firme est considérée en position dominante si elle détient plus de 40 pour cent de parts de marché. Il y aura une enquête des services de la Commission si elle en détient entre 25 et 40. En 1997, la production d'électricité était de loin la première source européenne de CO₂ avec environ le tiers des volumes. Les cinq plus gros pollueurs de ce secteur ne rejetaient ensemble que 34 pour cent des émissions de CO₂ de l'industrie, soit moins de 10 pour cent de celles de l'Union (Svendsen et Vesterdal [2003]).

Cramton et Kerr [1998] estiment qu'un marché des permis de gaz carbonique, organisé aux Etats-Unis pour les principales sources industrielles, serait lui aussi concurrentiel. Il compterait au moins 1700 acteurs, le plus gros ayant tout au plus 6 pour cent de parts du marché et les 13 plus gros, appartenant à des secteurs différents, n'ayant ensemble que 27 pour cent.

3.2. COÛTS DE TRANSACTIONS A L'ECHANGE DE PERMIS

Les coûts de transaction sont omniprésents sur les marchés. Coase [1960] les définit comme le coût d'utilisation des mécanismes de prix. Ils correspondent aux coûts supportés par les deux parties d'une transaction pour qu'elles se rencontrent, qu'elles négocient, qu'elles élaborent un contrat et enfin surveillent le respect mutuel de leurs obligations. Dans le cas d'un système de permis d'émission négociables, il faut ajouter d'autres sources de coûts. La mise en œuvre d'un tel mécanisme peut nécessiter des investissements institutionnels nouveaux et importants (Godard et Henry [1998]). Les firmes peuvent considérer qu'il y a de l'incertitude sur l'évolution future du niveau des émissions légales.

Selon leur nature, les coûts de transaction peuvent revêtir deux formes. Ils peuvent être une dépense en input, y compris du temps, engagée par le vendeur et/ou l'acheteur ou bien une marge entre les prix de vente et d'achat de la denrée sur un marché donné. La seconde forme correspond par exemple à la rémunération d'un Broker⁴⁷.

3.2.1. Aspects théoriques

À la suite de Stavins [1995], nous considérons la présence de coûts de transaction (notés T ci après) sur un marché de permis d'émission. Ils ont les caractéristiques des commissions versées à des *brokers* et ils sont fonctions du volume v^i de permis échangés par la firme i . Ces coûts sont tels que $T^i = T^i(v^i)$ avec $\frac{\partial T}{\partial v} > 0$ et $\frac{\partial^2 T}{\partial v^2}$ positif ou négatif. Le volume v^i est toujours positif. Il est défini par $v^i = E^i - A^i - q_0^i$ si la firme i achète des permis et par $v^i = -E^i + A^i + q_0^i$ si elle en vend. En présence des coûts de transaction, le programme d'une firme $i \in n$ devient :

$$\text{Min}_{A^i} [C^i(A^i) + z(E^i - A^i - q_0^i) + T(E^i - A^i - q_0^i)] \quad (13)$$

sous contrainte que $A^i \geq 0$

Parmi les conditions de Kuhn et Tucker pour la résolution de ce programme, nous écrivons la plus importante :

$$A^i [C_A^i(A^i) + T_v^i(A^i) - z] = 0 \quad (14)$$

Avec $\frac{\partial T}{\partial A} = \frac{\partial T}{\partial v} \frac{\partial v}{\partial A}$ d'après la règle de dérivation en chaîne et $\frac{\partial v}{\partial A} = -1$ lorsque la firme achète des permis et $\frac{\partial v}{\partial A} = 1$ lorsqu'elle en vend. La présence de coûts de transaction introduit un biais entre le prix des permis et le coût marginal de dépollution et l'allocation finale de l'effort d'abattement n'est pas efficiente.

⁴⁷ Sur le marché américain de SO₂, l'essentiel des transactions de gré à gré passe par l'intermédiaire de *brokers* comme Cantor Fitzgerald Environmental Brokerage Services et Natsource. Voir le site Internet de l'EPA, à l'adresse <http://www.epa.gov/airmarkets/trading/buying.html#contacts> (consulté le 25 janvier 2004).

Les coûts de transaction ont pour effet de réduire le volume d'échange de permis et Stavins [1995] montre que l'allocation initiale n'est plus neutre sur l'équilibre final. Pour cela, nous considérons de nouveau le cas restreint d'un marché constitué de deux firmes polluuses (section 1.2.2) et que les coûts de transaction sont payés par le vendeur, ici la firme 1. D'après la relation (1.14), nous pouvons écrire ainsi la condition d'équilibre sur le marché des permis :

$$C_A^1(A^1) + T_v^1(v_1) = C_A^2(A^2) \quad (15)$$

Nous prenons la différentielle de cette équation par rapport à A^1 , A^2 et q_0^1 et avec :

$$\frac{\partial^2 C^1(A^1)}{\partial A^{1^2}} dA^1 + \frac{\partial^2 T(v^1)}{\partial v^{1^2}} dA^1 + \frac{\partial^2 T(v^1)}{\partial v^{1^2}} \frac{\partial v^1}{\partial q_0^1} dq_0^1 = \frac{\partial^2 C^2(A^2)}{\partial A^{2^2}} dA^2 \quad (16)$$

Étant donné le volume global Q des émissions, nous avons les $v^1 = v^2$, $dA^1 = -dA^2$ et $dq_0^1 = -dq_0^2$. En introduisant ces conditions dans (1.16), nous obtenons après arrangements :

$$\frac{dA^1}{dq_0^1} = \frac{-T_{vv}^1}{C_{AA}^1 + T_{vv}^1 + C_{AA}^2} \quad (17)$$

Cette relation indique que si les coûts de transaction ne sont pas constants à la marge ($T_{vv} \neq 0$), la règle d'allocation initiale influence le niveau de pollution effectif et les coûts marginaux d'abattement ne sont plus égaux entre eux. En résumé, Stavins [1995] montre que ces coûts réduisent le volume d'échange, augmentent les coûts de dépollution et empêchent la neutralité du mode de distribution initiale de permis, en accord avec le théorème de Coase [1960] (section 1.4.1).

3.2.2. Aspects empiriques

On distingue trois sources de coûts de transaction dans un système de permis d'émission négociables (Stavins [1995 : 130]). Il y a des coûts de recherche et d'information, de négociation et de décision et enfin de surveillance et de sanction⁴⁸. Les deux premiers types étaient importants au démarrage du programme américain *Acid*

⁴⁸ La troisième source de coût n'est généralement pas supportée par le pollueur, mais par l'autorité de régulation (Stavins [1995]).

Rain, puis ils ont rapidement diminué (Bailey [1998]). Ces coûts correspondent pour la plus grande part aux commissions payées à des brokers et aux opérateurs du marché. Ces commissions étaient en moyenne égales à 1,75 dollars par permis en 1994 et à 1 dollar fin 1995. En 1997, elles étaient tombées à 0,50 dollars, soit moins d'un pour cent du prix des permis. Selon Tietenberg [2002], il est possible d'élaborer un marché de permis de manière à minimiser les coûts de transaction. L'emploi de la technologie a eu par exemple un impact important sur le programme américain *Acid Rain* en réduisant fortement les coûts de transaction et en augmentant l'efficacité administrative. La collecte et la dissémination des données sur les niveaux de rejet des sources d'émissions de SO₂ se font maintenant par l'Internet. Les coûts de transaction peuvent être élevés si le marché a été conçu avec des obstacles à l'échange, comme des contraintes réglementaires et des exigences administratives qui retardent les opérations (Stavins [1995]). Hahn et Hester [1989] analysent les raisons de l'échec du programme américain « Fox River » pour le commerce local de permis de jeter des polluants de l'eau. En plusieurs années d'existence, une seule opération a été comptabilisée en raison des coûts prohibitifs.

3.3. MARCHES FINANCIERS IMPARFAITS, DISTRIBUTION ASYMETRIQUE DE LA RENTE ECOLOGIQUE ET PREDATION PAR LES PRIX

L'allocation initiale des permis négociables détermine l'affectation d'une rente. Si un pays choisit de vendre les permis tandis qu'un autre les offre gratuitement, des entreprises appartenant à ces pays subissent des traitements inégaux en terme de dotations financières. Une entreprise recevant gratuitement ses permis dispose alors d'une plus grande capacité d'autofinancement (section 1.4.1) qu'un concurrent devant les acheter, toutes choses égales par ailleurs. Cette situation pourrait motiver des comportements de prédation par les prix (Koutstaal [1997])⁴⁹.

⁴⁹ Koutstaal [1997] développe un modèle dynamique de compétition à la « Bertrand », dans lequel un des acteurs doit acheter ses permis d'émission et emprunter pour financer son investissement et rester sur le marché. L'autre reçoit les permis gratuitement et n'a pas besoin d'emprunter. L'asymétrie entre les deux joueurs repose sur la prime de risque demandée par le créancier.

Une stratégie de prédation par les prix consiste pour une firme, le prédateur, à diminuer le prix de son output pour gagner des parts de marché et ruiner ses concurrents, les victimes, ou interdire la venue d'éventuels nouveaux entrants. Cette politique coûteuse à court terme peut être très rentable à long terme si le prédateur victorieux peut exploiter une situation de monopole. En revanche, si la victime se défend et qu'elle dispose pour cela des mêmes armes que le prédateur, la guerre par les prix entre deux adversaires identiques peut tourner au désastre collectif car personne n'obtient un avantage définitif sur l'autre. Ce duel a en effet les caractéristiques d'une compétition « à la Bertrand » et dont l'issue est proche de l'équilibre concurrentiel (Messerlin [1998 : 359]). Les deux protagonistes transmettent aux consommateurs l'intégralité de la rente de duopole qu'ils auraient pu exploiter ensemble s'ils s'étaient entendus.

Le résultat du « jeu » est différent si l'un des duellistes dispose d'un avantage, le plus crédible étant une « poche bien remplie » (Tirole [1993]). Une firme plus riche que les autres, parce qu'elle peut poursuivre la lutte plus longtemps et plus loin, est sûre de gagner et cela peut décourager ses adversaires dès le départ. Cette théorie de la « poche bien remplie », développée par Fudenberg et Tirole [1985] repose sur l'hypothèse de marchés financiers imparfaits car il faut pouvoir justifier qu'une entreprise dispose de ressources financières plus importantes qu'une autre. C'est possible si les financements externes coûtent plus chers que l'autofinancement, en raison d'asymétrie d'information sur la firme et d'un problème d'agence. Incertains des réalités de la firme et ne pouvant pas contrôler parfaitement le comportement des managers « insiders », les créanciers « outsiders » estiment qu'ils risquent de ne pas récupérer tout leur argent en cas de faillite. Étant avers au risque, ils n'acceptent de prêter qu'en échange du paiement d'une prime en plus du taux d'intérêt du marché. Ces conditions d'emprunt entretiennent un rationnement du crédit et une situation asymétrique entre une entreprise qui détient un trésor initial et une autre qui doit se financer par crédit. Si les deux envisagent le même investissement, la première supportera un coût d'opportunité égal au taux d'intérêt du marché tandis que la seconde paiera en plus la prime de risque. Cet investissement peut être une stratégie de prédation par les prix et la firme qui dispose d'une « poche plus remplie » que son concurrent, part avec un avantage.

L'éventualité de tels comportements repose sur l'hypothèse de marchés financiers imparfaits. Les États membres européens ont par ailleurs écarté le problème en instaurant une harmonisation. Chaque pays devra offrir gratuitement au moins 95 puis 90 pour cent des permis et ce jusqu'en 2012.

La littérature envisage une autre situation de non-neutralité. Milliman et Prince [1989] expliquent que le mode d'allocation initiale des permis peut agir sur l'incitation des entreprises à innover en matière de technologie de dépollution. Ils montrent que la vente produit une incitation plus grande que l'offre car les firmes espèrent profiter d'une baisse du prix des permis grâce à la diffusion de la technologie et la baisse des coûts marginaux d'abattement⁵⁰.

Il y a peu de risque de voir apparaître des positions dominantes et des comportements stratégiques sur un marché aussi large que celui mis en place par les Européens pour l'échange de permis d'émission de carbone. Grâce aux nouvelles technologies de l'information, de la communication (Internet) et de la finance, les coûts de transactions devraient être modérés. À l'exception peut être de l'incitation à l'innovation environnementale, les facteurs que nous avons présentés dans cette section ne devraient pas remettre en question le postulat de neutralité de l'allocation initiale. Il en va différemment pour l'effet de la fiscalité sur les coûts des facteurs de production.

⁵⁰ Voir également Laffont et Tirole [1996].

Section 4 ALLOCATION DES PERMIS ET DOUBLE DIVIDENDE D'UNE REFORME FISCALE ECOLOGIQUE

« To the non-specialist, the notion of « double dividend » could be simply explained as the possibility of killing two birds with one stone. Here, the two birds represent a better quality of the environment and a less distortionary tax system, while the stone represents an environmental fiscal reform ».

Bosello, Carraro et Galeotti [2001]

Le double dividende d'une réforme fiscale écologique (RFE) repose sur le principe d'optimisation du système fiscal. Il désigne l'effet induit par l'utilisation de la rente écologique (le paiement d'une écotaxe sur les émissions restantes ou le produit de la vente de permis négociables) pour réduire des taxes en place. Ce « recyclage » permet, en théorie, d'améliorer l'efficacité globale de l'impôt et de réduire ainsi le coût de mise en œuvre de la réglementation environnementale, *ceteris paribus*. À la suite de Goulder [1995], on distingue un double dividende faible et un double dividende fort. La version forte énonce que l'introduction d'une RFE permet d'obtenir un gain net en bien-être social en plus de l'amélioration de l'environnement. La version faible signifie que le recyclage approprié des recettes de l'écotaxe permet de minimiser les coûts économiques de la politique environnementale, mais sans qu'ils deviennent négatifs pour autant. Dans chaque cas, la recherche d'un second dividende implique que l'État collecte la rente écologique.

Des économistes ont suggéré que le double dividende fort pourrait se matérialiser par une diminution nette du chômage. Dans les années 1990, ce concept est devenu populaire en Europe dans le contexte d'une prise de conscience du problème de changement climatique et du fort taux de chômage (Pezzey et Park [1998 : 541]). Il a été mis en avant pour faire avancer le dossier de la protection de l'environnement. Cette situation est pourtant dangereuse et fut contre-productive dans certains cas. L'existence

d'un double dividende fort est par ailleurs très controversée aux niveaux théoriques et empiriques. Il y a en revanche un consensus parmi les économistes pour admettre l'existence d'un double dividende faible. Il justifie de vendre les permis négociables afin de minimiser les coûts de la réduction des émissions. C'est ce qu'auraient dû décider les États membres compte tenu des forts niveaux de prélèvements obligatoires (Chapitre 2, section 1).

Cette section a pour objet d'évaluer, théoriquement et empiriquement, l'argument du double dividende faible d'une réforme fiscale écologique. Il est par ailleurs nécessaire de rendre compte du débat sur l'existence d'un second dividende emploi étant donné l'enjeu politique autour de cet argument. Dans un premier temps, nous présenterons l'émergence du débat sur le double dividende. Puis nous étudierons les conditions de son existence dans la version forte (emploi). Nous exposerons ensuite le double dividende faible et des études empiriques qui confirment son existence. Nous terminerons par la présentation d'un argument justifiant l'offre gratuite d'une partie des permis négociables même en présence d'une distorsion fiscale préexistante. Le transfert ainsi réalisé permettrait de compenser les actionnaires pour leurs pertes de profits et de diminuer ainsi leur opposition à la réglementation environnementale, sans pour autant beaucoup aggraver les coûts de la réduction des émissions.

4.1. L'EMERGENCE DU DEBAT SUR LE DOUBLE DIVIDENDE DANS LE CONTEXTE EUROPEEN

L'idée d'une réforme fiscale écologique, développée à la suite de Tullock [1967], repose sur le principe d'optimisation de l'impôt. Les taxes distordantes, par opposition aux impôts forfaitaires, ont un coût en terme d'efficience car elles introduisent un « coin fiscal » entre coût marginal et prix (Beumais et Chiroleu-Assouline [2001]). Ballard et al. [1985] ont estimé qu'aux Etats-Unis, au début des années 1980, chaque dollar supplémentaire de revenu public obtenu au moyen d'impôts distordants, coûtait en réalité 1,30 dollars à la société⁵¹. Ce « coût marginal des fonds publics » (CMFP) excède

⁵¹ Kleven et Kreiner [2003] estiment pour 23 pays de l'OCDE et pour l'année fiscale 1999 que le coût marginal des fonds publics est compris entre 1,15 et 2,52 et qu'il est de 1,57 pour la France.

la valeur de la recette fiscale et la différence, 0,30 cents à la marge dans ce cas, est un coût excédentaire de l'impôt. C'est une « perte sèche » pour la société (Salanié [2002 : 58-63]).

Le produit d'une nouvelle taxe écologique pourrait être utilisé pour diminuer une taxe distordante préexistante et réduire ainsi la charge excédentaire de l'impôt, à recettes fiscales inchangées. Il faudrait par ailleurs privilégier une baisse de la fiscalité sur les coûts des facteurs de production. Au premier dividende d'une écotaxe, l'amélioration de la qualité de l'environnement, viendrait s'ajouter un second, l'amélioration de l'efficacité économique.

Ce principe est devenu très populaire en Europe au début des années 1990 avec l'idée que le gain d'efficacité pourrait se matérialiser par une diminution nette du chômage⁵². Une réforme fiscale écologique menée dans le cadre d'une politique climatique provoquerait un cercle vertueux initié au départ par un basculement entre écotaxes et charges salariales. En taxant moins l'emploi et davantage l'énergie et les émissions polluantes on forcerait l'économie à devenir moins intensive en énergies fossiles et plus intensive en travail et en ressources renouvelables. Parallèlement, la baisse du coût du travail entraînerait la hausse de l'embauche, puis de la consommation finale des ménages et finalement de l'activité dans son ensemble. Ce basculement fiscal serait facilité par le fait que les énergies fossiles sont, au moins à court terme, une assez bonne base fiscale. Le résultat serait une amélioration de la qualité de l'environnement et une diminution du chômage.

Cette hypothèse était soutenue par les résultats prometteurs de travaux de simulations macroéconomiques (Majocchi [1996]). Plusieurs études ont estimé les effets de la proposition par la Commission européenne [1992] d'imposer une taxe sur le carbone et l'énergie et en préservant la neutralité au niveau des recettes fiscales. Elles trouvent, à l'aide de modèles macroéconométriques pour la plupart, que cette réforme fiscale écologique apporterait un gain en terme d'emploi, compris entre +0,1 et +0,7 ce

⁵² Voir Pearce [1991].

qui est assez significatif étant donné que l'ampleur de la réforme fiscale écologique n'excède jamais un pour cent de PIB⁵³.

Dans le contexte de fort chômage européen du début des années 1990, le second dividende emploi a été mis en avant par les autorités de l'Union européenne pour augmenter la popularité de certaines politiques environnementales, climatiques notamment. Ce fut le cas pour le projet avorté de la Commission d'une taxe sur l'énergie et le carbone⁵⁴ et dans le *Livre Blanc Croissance, compétitivité et emploi* de 1993. Suivant cette impulsion européenne, certaines économies du Nord de l'Europe ont mis en œuvre des écotaxes dans le cadre de réformes d'ensemble de leur fiscalité⁵⁵.

Cette vision vertueuse d'une réforme fiscale écologique accompagnée d'une amélioration sur le front de l'emploi a été largement critiquée. Sur le plan politique, on lui reproche la tentation dangereuse de placer en avant le second dividende en terme d'emploi⁵⁶, au risque de discréditer la politique environnementale (Bureau et Hourcade [1998 : 43]). Le premier dividende écologique est déjà une justification suffisante à la réforme sans qu'il soit nécessaire d'invoquer d'autres arguments. De plus, les propriétés des écotaxes font d'elles des instruments de politique environnementale, peu appropriées pour une politique d'emploi. C'est l'une des raisons de l'échec du projet d'extension de la TGAP, en France à la fin des années 1990 (Deroubaix et Lévêque [2002]). Le gouvernement de l'époque a insisté sur la dimension « emploi » de cette politique en faisant passer au second plan l'aspect environnemental⁵⁷.

⁵³ Voir Majocchi [1996] pour une description détaillée de ces études et Bosello, Carraro et Galeotti [2001] pour une revue plus récente.

⁵⁴ En octobre 1991, la Commission avait soumis au Conseil européen une proposition de programme d'action contre le changement climatique et comprenant notamment une écotaxe dont l'assiette serait pour 50 pour cent les émissions de carbone et 50 pour cent la consommation d'énergie. Elle devait par ailleurs respecter le principe de neutralité (Commission européenne [1992]). Ce projet a rencontré une vive opposition des industriels européens et notamment du secteur nucléaire.

⁵⁵ Voir Bosquet [2001] pour une présentation de ces réformes fiscales écologiques en Europe (chapitre 2, section 1).

⁵⁶ En 1994, la branche allemande de l'organisation écologiste Greenpeace a par exemple commandé une étude sur les effets d'une réforme fiscale écologique en Europe.

⁵⁷ L'extension de la TGAP devait en effet servir à financer une partie des coûts d'application de la loi dite des « 35 heures ». C'est en particulier sur cet aspect que cette loi d'extension de la TGAP a été jugée inconstitutionnelle par le Conseil Constitutionnel de la France en décembre 2000 (Deroubaix et Levêque [2001]).

4.2. L'HYPOTHESE D'UN DOUBLE DIVIDENDE EMPLOI

4.2.1. Réfutation de l'existence d'un second dividende emploi dans le cas général

Des économistes, parmi lesquels Bovenberg et de Mooij [1994] et Goulder [1995] ont mis en doute la validité théorique d'un second dividende emploi. Ils ont reproché aux études empiriques confirmant son existence en Europe, de privilégier une approche macroéconométrique de court terme plutôt qu'une analyse du problème en équilibre général. Leurs travaux, fondés sur la théorie de la taxation optimale (Sandmo [1975]) et sur une approche d'équilibre général, délivrent le message qu'il est peu probable qu'une écotaxe réduise le chômage ou apporte un gain économique net, en dehors de toute considération environnementale (Pezzey et Park [1998 : 545]).

Pour avoir un second dividende positif, il faudrait que la réforme fiscale écologique diminue la charge excédentaire de l'impôt à un niveau inférieur à celui en vigueur avant l'introduction de la taxe écologique et à niveau de recette fiscale inchangé. Une écotaxe est cependant distordante par essence et pour cela, elle augmente elle aussi la charge excédentaire de l'impôt. De ce fait, elle inter-agit avec la fiscalité en place et cet « effet d'interaction » (Goulder [1995]) génère un coût social en bien-être qui s'ajoute aux coûts primaires de la dépollution. Fullerton et Metcalf [2001] généralisent ce résultat en expliquant que l'effet d'interaction dépend de l'aptitude d'un instrument de réglementation à générer une « rente de rareté distordante ». Elle apparaît parce que le producteur intègre le coût marginal de dépollution dans ses décisions et qu'il le répercute sur le prix des biens finaux. Cette rente de situation est le profit réalisé sur les unités produites et pour lesquelles le coût unitaire de dépollution est inférieur au coût marginal à l'équilibre. C'est par exemple la valeur des permis négociables reçus gratuitement et utilisés par la firme (section 1.4.1).

Bovenberg et van der Ploeg [1994] expliquent qu'en raison de son caractère inflationniste qui réduit le pouvoir d'achat des ménages, l'écotaxe s'apparente en définitive à une taxe implicite et la rente de rareté retombe en dernier ressort sur le revenu réel du facteur mobile, le travail. Cette taxe implicite s'ajoute à celles déjà en place et en exacerbe les effets par l'augmentation du coût marginal des fonds publics. Les firmes polluées soumises à une écotaxe répercutent ce coût par la hausse de leurs

prix et ce d'autant plus si le facteur capital est mobile et la demande peu élastique. Les détenteurs des facteurs constatent une baisse de leur revenu réel et ils en modifient l'allocation. Les travailleurs vont par exemple consacrer davantage de temps au loisir dont le prix relatif a diminué. L'effet se propage par une contraction de la demande globale pour les biens finaux et la baisse de l'emploi est accentuée.

Les recettes de l'écotaxe peuvent être utilisées pour diminuer la taxe préexistante et réduire ainsi le coin fiscal entre le salaire réel brut payé par les firmes et le salaire réel net à la disposition des travailleurs. C'est ce que Goulder [1995] appelle « effet de recyclage ». Il précise cependant qu'il est insuffisant pour compenser « l'effet d'interaction » de cette taxe implicite en raison de l'érosion de la base de l'écotaxe⁵⁸. En effet, le gouvernement ne dispose pas de recettes suffisantes pour diminuer la taxe préexistante de manière à compenser l'effet de la taxe implicite⁵⁹.

Malgré un recyclage approprié de ses recettes, l'écotaxe détériore un peu plus l'efficacité du système fiscal. Cela induit une perte nette de bien-être social qui s'ajoute aux coûts primaires de la dépollution et c'est cette somme qui doit être comparée aux bénéfices sociaux de la dépollution. C'est le résultat général établi par Bovenberg et de Mooij [1994] dans un modèle d'équilibre général avec un agent représentatif⁶⁰. Ils concluent qu'en présence d'une distorsion fiscale préexistante, le niveau optimal d'une taxe environnementale est inférieur à son niveau pigouvien (section 1.1.3)⁶¹.

⁵⁸ Une écotaxe est par essence distordante. Elle modifie le prix relatif d'un bien à l'origine d'une externalité pour en décourager l'utilisation.

⁵⁹ À la limite, la recette fiscale écologique disparaît lorsque le régulateur interdit tout rejet polluant. Cette situation n'est pas concevable à court et moyen terme dans le domaine du contrôle des émissions de carbone.

⁶⁰ Les auteurs envisagent le cadre d'une technologie à rendements constants avec le travail comme seul facteur primaire et deux facteurs intermédiaires. La pollution provient de la consommation de l'un des biens intermédiaires et il y a une taxe préexistante sur le revenu du travail. L'utilité des ménages est faiblement séparable et elle dépend du loisir, de la qualité de l'environnement et de leur consommation de biens publics et privés. Le travail est mobile et son marché est à l'équilibre.

⁶¹ Bovenberg et de Mooij [1994] caractérisent ainsi le niveau optimal d'écotaxe : $t^* = DME/\eta$. η est le coût marginal des fonds publics. Il est le rapport entre l'utilité marginale du revenu public et l'utilité marginale du revenu privé. En l'absence de distorsions initiales, le coût marginal des fonds publics est unitaire car les ménages sont indifférents entre biens privés et publics, et donc entre les allocations privées et publiques de leur revenu. Pour $\eta > 1$, les fonds publics sont plus rares et plus coûteux que les fonds privés et la taxe optimale t^* est inférieure à son niveau pigouvien (DME). Cela vient de ce que le financement des biens publics a un coût excédentaire qui les rend socialement plus chers que les biens de consommation privée. Voir Bovenberg et Goulder [1996] pour une étude empirique de l'écart entre le niveau optimal d'une écotaxe et son niveau pigouvien, dans le cadre d'un modèle d'équilibre général calculable calé sur l'économie américaine.

Ce résultat repose, entre autres, sur l'hypothèse d'une offre de travail croissante et donc d'une élasticité-revenu non-compensée d'offre de travail négative. Le résultat de Bovenberg et de Mooij [1994] pourrait être inversé avec une offre de travail décroissante et une élasticité d'offre négative. Nous pourrions alors avoir une hausse nette de l'emploi et un gain brut en bien-être. Suivant les résultats empiriques de Hausman [1985] notamment, Bovenberg et ses co-auteurs admettent dans leurs modèles que l'élasticité non-compensée de l'offre de travail est positive, excluant ainsi l'apparition d'un second dividende emploi.

4.2.2. Conditions d'existence d'un second dividende emploi

4.2.1.2 Transfert du coût de la rente sur les revenus non-salariaux

Une condition pour l'apparition d'un second dividende emploi serait que l'écotaxe n'ait qu'un effet modéré sur l'arbitrage des ménages entre travail et loisir. C'est possible si une partie significative de la charge fiscale « verte » est transférée sur les propriétaires de facteurs fixes de production, du capital ou une ressource, ou bien sur les bénéficiaires de transferts monétaires publics, comme les retraités (Bovenberg [1997, 1998]). Dans ce cas, la distorsion induite par l'écotaxe sur le marché du travail pourra être plus que compensée par l'effet de recyclage. Dans le cas du capital, il faut que ce facteur soit fixe, un bon complément de l'input sale qui est taxé, assez bien substituable par du travail et initialement pas trop taxé (Bovenberg et van der Ploeg [1998]).

4.2.2.2 Marché du travail imparfait

La réfutation de l'hypothèse d'un second dividende emploi par Bovenberg et de Mooij [1994] et Goulder [1995] notamment, repose sur un modèle bien spécifique. Les auteurs supposent que les marchés des facteurs primaires de production (travail et capital) fonctionnent correctement, que le travail et le salaire sont parfaitement flexibles et qu'il n'y a pas de chômage (Bureau et Hourcade [1998 : 59]). Cela ne correspond pas à la réalité d'un chômage persistant en Europe dans les années 1990. C'est pourquoi il existe un ensemble d'études qui s'intéressent spécifiquement aux effets d'une réforme fiscale écologique sur certaines variables macroéconomiques et notamment l'emploi en

Europe. Pour faire apparaître un « second dividende emploi » d'une politique environnementale, ces études adoptent une stratégie de modélisation particulière qui repose sur l'hypothèse d'un marché du travail non-compétitif.

Bovenberg et van der Ploeg [1998] prennent en compte l'existence d'un chômage involontaire ayant pour origine un salaire réel rigide supérieur au niveau d'équilibre classique. Ils montrent néanmoins qu'une écotaxe accompagnée d'une réforme fiscale verte n'entraîne pas une augmentation de l'emploi. Cette politique a pour effet de diminuer la productivité du travail et de provoquer une augmentation de la courbe d'offre d'emploi. Mais il faudrait que cette augmentation soit très importante pour voir disparaître le chômage involontaire⁶².

Dans cette approche, le niveau de salaire rigide est exogène. Des études considèrent ce niveau de salaire rigide comme endogène, résultant par exemple d'un processus de négociations salariales entre syndicats et organisations patronales (Koskela et Schöb [1997]). Dans ce cas, la probabilité de voir apparaître un double dividende emploi augmente⁶³.

Drèze et Malinvaud [1993] constatent qu'en Europe, le chômage involontaire touche d'abord le travail non-qualifié. Pour le réduire, les gouvernements devraient donc en diminuer le coût. Un moyen pour y parvenir, sans pour autant creuser les déficits, serait d'utiliser les recettes d'une écotaxe sur les émissions de carbone. Cette idée a ensuite été reprise par la Commission européenne dans son *Livre Blanc sur la Croissance, la compétitivité et l'emploi* de 1993. Bosello et Carraro [1999] vérifient cette hypothèse à l'aide d'un modèle macroéconométrique dans lequel ils segmentent le marché du travail en deux compartiments. Il y a un marché pour le travail qualifié et un autre pour le travail non-qualifié et il y a du chômage involontaire. Les auteurs étudient deux scénarios de recyclage des recettes d'une écotaxe sur le carbone pour les 15 Etats membres européens. Dans le premier, la réforme fiscale cible la diminution du coût du travail non-qualifié par une baisse des cotisations sociales payées par les employeurs. Dans le second, elle concerne toute la force de travail. Les auteurs confirment l'existence d'un double dividende fort seulement dans le second scénario. La hausse de

⁶² Ici aussi, l'existence d'un second dividende emploi dépend de la part de la rémunération du facteur fixe dans la totalité des coûts de l'entreprise et des possibilités de substitutions entre le travail et l'input sale (Bovenberg et van der Ploeg [1998]).

⁶³ Bosello, Carraro et Galeoti [2001] proposent une revue détaillée de ces études.

l'emploi est néanmoins modeste et n'apparaît qu'à court terme. Lorsque la réforme fiscale écologique cible le travail non-qualifié, elle produit un effet négatif sur l'emploi qualifié en raison d'un phénomène de substitution entre les deux types de travail. À plus long terme, en raison de l'érosion de la base fiscale, les recettes de l'écotaxe ne suffisent plus pour diminuer suffisamment les cotisations.

4.3. LE DOUBLE DIVIDENDE FAIBLE

La controverse sur l'existence d'un second dividende fort repose sur les hypothèses que l'on fait quant à la structure du modèle économique sous-jacent, un marché du travail compétitif ou imparfait et la présence ou non de revenus non-salariaux. Il y a en revanche un consensus pour admettre l'existence d'un second dividende faible (Schöb [2003 : 1]). Il est donc toujours préférable de recycler la rente écologique dans la réduction de distorsions fiscales préexistantes plutôt que de la redistribuer de manière forfaitaire. Suivant ce principe, un régulateur doit collecter les recettes d'une écotaxe ou de manière équivalente, vendre les permis d'émission négociables (Goulder et al. [1997] ; Fullerton et Metcalf [2001])⁶⁴.

4.3.3. Non-neutralité du mode d'allocation initiale des permis dans une analyse de second rang

La littérature sur le double dividende envisage l'existence d'un marché de permis d'émission négociables mais ne le formalise pas explicitement. Le resserrement de la contrainte environnementale intervient dans l'analyse comme une hausse exogène du prix des émissions, de manière à simplifier la modélisation⁶⁵. Elle considère par ailleurs que les droits sont, soit tous offerts gratuitement, soit tous vendus mais pas le cas d'un système de distribution hybride (section 1.3). C'est le cas du modèle de Goulder et al. [1997] qui analyse l'effet total en bien-être social (hors gain écologique) d'une hausse

⁶⁴ Voir la section suivante pour une présentation de l'analyse de Goulder et al. [1997].

⁶⁵ Le prix d'équilibre des permis d'émission est une donnée exogène dans les modèles d'équilibre général calculables (van der Mensbrughe [1994] ; McKibbin et Wilcoxon [1995] ; Goulder et al. [1997] ; Edwards et Hutton, [2001]) et il est introduit dans l'analyse comme une taxe implicite sur le carbone. Cette pratique repose sur l'équivalence théorique entre taxe et prix d'équilibre des permis dans un monde idéalement parfait et toutes choses égales par ailleurs.

du prix des permis d'émissions polluantes en présence d'une distorsion fiscale préexistante. Cette relation peut être facilement modifiée pour montrer que cet effet en bien-être social dépend de la proportion des permis vendus.

Le modèle de Goulder et al. [1997] a pour cadre une industrie compétitive dans une petite économie fermée. Les entreprises produisent un bien X en utilisant du travail et en rejetant un polluant. Le gouvernement plafonne les émissions au niveau Q, il divise cette quantité en permis unitaires et organise un marché pour leur échange. Nous introduisons le paramètre $0 \leq \alpha \leq 1$ qui indique la proportion des permis vendus. La quantité $(1 - \alpha)Q$ est offerte gratuitement selon une règle que nous ne spécifions pas (sections 1.3.2 et 1.3.3). Nous ne spécifions pas plus la règle d'allocation gratuite des permis. Le gouvernement vend les permis avec un mécanisme et à un prix unique z qui répliquent parfaitement les conditions d'équilibre du marché (sections 1.2.2 et 1.3.1). Au départ, le régulateur prélève une taxe t^L sur le revenu w du travail L pour financer l'offre exogène d'un bien public G. Il utilise la recette de la vente des permis pour réduire t^L . En normalisant le revenu brut du travail, la contrainte budgétaire publique équilibrée s'écrit :

$$\alpha z Q + t^L L = G \quad (18)$$

Cette relation décrit le mécanisme de la réforme fiscale écologique dont l'ampleur dépend de la proportion α des permis est vendue. Les firmes ont deux alternatives pour réduire leurs émissions. Elles peuvent diminuer leur output en réponse à une baisse de la demande ou installer des équipements de dépollution en « sortie de cheminée ». Pour abattre ses émissions d'une quantité A, une firme supporte un coût $C(A)$ qui est tel que $C_A > 0$ et $C_{AA} \geq 0$. Le comportement des ménages est caractérisé par celui d'un agent représentatif. Sa fonction d'utilité, additivement séparable⁶⁶, dépend du niveau Q des

⁶⁶ L'hypothèse de séparabilité de la fonction d'utilité entre biens de consommation et biens environnementaux est fréquemment utilisée dans les modèles. Pourtant, elle est forte de conséquences et l'enlever affecte les résultats (Goulder et al. [1997]). Si la qualité de l'environnement et le loisir sont des compléments, alors la réglementation génère un effet d'interaction fiscale plus important, *ceteris paribus*, car l'effet avers des politiques sur l'offre de travail est amplifié. C'est l'opposé qui se produit si la qualité de l'environnement et le loisir sont des substituts. Le cas de la complémentarité est probable étant donné qu'un environnement de meilleure qualité rend les activités de loisir plus attractives.

émissions polluantes (négativement) et de sa consommation du bien X et du loisir. Le marché du travail fonctionne sans friction et l'ajustement se fait par la quantité⁶⁷.

Lorsque le gouvernement mène une politique environnementale optimale dans une perspective de second rang, l'effet sur le bien-être agrégé W d'une hausse du prix des émissions dépend de la proportion α des permis vendus⁶⁸ :

$$dW = dW^A + dW^O + dW^I + \alpha dW^R \quad (19)$$

Le premier terme dW^A , à droite de la relation est nommé « effet d'abattement » car il désigne la variation des dépenses d'abattement induite par une hausse du prix des permis. Le second terme, dW^O , est appelé « effet de substitution du produit ». Il correspond à la perte d'efficacité provoquée par la baisse de la demande pour le bien X. Les ménages se détournent en effet vers les biens plus propres et le loisir devenus relativement moins chers. Cet effet est égal au produit entre la variation de la demande et la hausse du coût moyen de production du bien X induite par la réglementation environnementale. En l'absence de distorsion fiscale préexistante, ces deux effets dW^A et dW^O sont les seules sources de coûts économiques générés la hausse du prix des permis.

Le troisième terme de la relation (19), dW^I , est l'effet d'interaction entre la rente écologique et la taxe préexistante (section 4.2.1) et il a deux composantes. La hausse du prix du bien X réduit la consommation et le pouvoir d'achat des ménages qui offrent

⁶⁷ Les ménages font un arbitrage entre travail et loisir tel que leur élasticité non-compensée d'offre de travail est positive (section 4.2.1).

⁶⁸ Voir l'article de Goulder et al. [1997] pour une présentation détaillée du modèle et un développement complet de la relation (19) dans laquelle nous avons introduit α . Le détail de cette relation est :

$$\frac{1}{\lambda} \frac{dV}{dz} = \underbrace{-zX}_{dW^A} \frac{dA}{dz} + \underbrace{z \frac{Q}{X}}_{dW^O} \frac{dX}{dz} + \underbrace{(1+M)t^L}_{\partial W^I} \frac{\partial L}{\partial p} \frac{dp}{dz} + \underbrace{\alpha M \left(Q + z \frac{dQ}{dz} \right)}_{\alpha dW^R}$$

p est le prix du bien X et λ est l'utilité marginale du revenu. M désigne la charge excédentaire marginale

$$M = \frac{-t^L \frac{\partial L}{\partial t^L}}{L + t^L \frac{\partial L}{\partial t^L}}$$

de l'impôt et peut être définie par la relation : $M = \frac{-t^L \frac{\partial L}{\partial t^L}}{L + t^L \frac{\partial L}{\partial t^L}}$. Le numérateur est la perte d'efficacité provoquée par la hausse de t^L . Elle est égale au coin fiscal entre le salaire brut (la productivité marginale du travail) et le salaire net (le coût d'opportunité du loisir) multiplié par la réduction de l'offre de travail. Le dénominateur est le revenu de la taxe marginale sur le coût du travail (en différentiant $t^L L$) (Goulder et al [1997 : 712]). $1 + M$ correspond au coût marginal des fonds publics (section 1.3.2).

moins de travail et demandent davantage de loisir. Cela entraîne une perte d'efficacité marginale $t^L (\partial L / \partial p) (\partial p / \partial z)$. Elle est égale au coin fiscal t^L entre le salaire brut (la productivité marginale du travail) et le salaire net (le coût d'opportunité du loisir), multipliée par la baisse du travail induite par la hausse du prix du bien X. La seconde composante est le coût lié à l'érosion de la base fiscale en raison d'une baisse de l'offre de travail. Il est égal au produit de la charge excédentaire marginale de l'impôt avec le taux de la taxe et avec la réduction de l'offre de travail.

Les trois premiers termes que nous avons présentés caractérisent les coûts économiques bruts de la réglementation environnementale et ils sont indépendants du mode de distribution initiale des permis d'émission. Le quatrième terme, αdW^R , est le gain d'efficacité qu'apporte le recyclage des recettes de la vente des permis (section 4.2.1). Il est égal au produit de la proportion de permis vendus avec l'effet de recyclage (dW^R) obtenu quand toute la rente écologique est recyclée. Son ampleur dépend donc du mode d'allocation initiale des permis. Il est nul lorsqu'ils sont tous offerts gratuitement et les coûts économiques de la réglementation environnementale sont maximums. Il est maximum lorsque tous les permis sont vendus et que leur recette sert à diminuer la taxe préexistante.

Goulder [1994] explique que l'effet de recyclage ne peut jamais compenser entièrement l'effet d'interaction, réfutant ainsi l'hypothèse d'un second dividende fort. En revanche, la relation (19) illustre les conditions d'existence d'un second dividende faible. L'utilisation appropriée de la rente écologique, ici la valeur marchande des permis, permet de réduire les coûts d'efficacité de la réglementation environnementale. Le choix du mode de distribution des permis n'est pas neutre en présence de distorsions fiscales préexistantes.

4.3.4. Aspects empiriques

Il y a un consensus pour admettre l'existence, en théorie, d'un second dividende faible et il est confirmé par les études empiriques qui sont essentiellement des travaux de simulation. Ces études confirment qu'une réforme fiscale écologique devrait porter, en Europe, sur la réduction du coût du travail (Bureau et Hourcade [1998 : 57]) et aux

États-Unis, sur la diminution du coût du capital (Goulder [1992])⁶⁹. Parmi ces travaux, un petit nombre envisage l'organisation d'un marché de permis d'émission comme l'outil de la réglementation environnementale. C'est le cas de Goulder et al. [1997] et Fullerton et Metcalf [2001] pour les États-Unis, de Keltzan [2002] pour l'Autriche et de Edwards et Hutton (2003) pour le Royaume-Uni.

Goulder et al. [1997] utilisent leur modèle d'équilibre général calculable (section 2.3.4.1) pour analyser les effets d'une politique de contrôle des émissions de SO₂ aux États-Unis, comparable à celle prévue par le « Clean Air Act Amendment » de 1990 (Chapitre 3). Les auteurs montrent que la fiscalité déjà en place a pour effet de gonfler d'environ 71 pour cent les coûts de la politique environnementale par rapport à leurs niveaux de premier rang. Près de 60 pour cent de ces coûts excédentaires pourraient être évités si les permis d'émission de SO₂ étaient vendus plutôt qu'offerts gratuitement (Goulder et al. [1997 : 726]), comme il en a été décidé dans le programme américain (Chapitre 3, section 2.1)⁷⁰.

Dans le cadre d'un modèle d'équilibre général calculable représentatif de l'économie du Royaume-Uni, Edwards et Hutton [2001] analysent les effets sectoriels et macroéconomiques de l'objectif britannique de réduction des émissions de carbone de 20 pour cent en dessous du niveau de 1990. Cette politique est mise en œuvre avec l'organisation d'un marché domestique pour l'échange des permis et seuls les plus gros consommateurs d'énergie y ont accès. Les autres sources de pollution acquittent une écotaxe équivalente au prix d'équilibre des permis et il n'y a pas d'échange international de permis. Les auteurs comparent six scénarios de politiques pour atteindre l'objectif du gouvernement britannique. Ils diffèrent par le mode d'allocation initiale et par la manière de recycler un éventuel revenu fiscal. Les résultats de l'étude confirment que la vente aux enchères des permis avec un recyclage du revenu dans la diminution de la TVA ou dans la baisse des charges sur le coût du travail est supérieure au

⁶⁹ Dans un modèle d'équilibre général appliqué à l'économie des États-Unis, Goulder [1992] simule les effets d'une taxe de 25 dollars (de 1990) par tonne d'émission de carbone, entre 1990 et 2050. Il montre que pour un même niveau de la contrainte environnementale, cette nouvelle réglementation est plus efficace et son coût brut en bien-être (hors gain écologique) est plus faible, lorsque les recettes de l'écotaxe servent à diminuer la taxe sur les profits des firmes. Ces coûts sont plus importants lorsque la recette fiscale écologique est recyclée dans la baisse des taxes patronales sur le coût du travail ou dans la diminution de l'impôt sur le revenu des personnes. Voir également Bovenberg et Goulder [2000].

⁷⁰ Fullerton et Metcalf [2001] obtiennent des résultats similaires dans une étude des effets du contrôle des émissions de CO₂ aux États-Unis.

« grandfathering ». Avec cette seconde politique, la perte d'efficacité économique est encore plus importante si une partie de la rente écologique quitte le territoire par le biais des dividendes versés aux actionnaires étrangers des industries britanniques.

Le mode d'allocation le plus efficace est un « benchmarking » des permis, révisé périodiquement pour récompenser les gains en terme d'efficacité environnementale. Dans ce cas, un second dividende « fort » apparaît et il se matérialise par une hausse nette de l'emploi en Grande Bretagne⁷¹. Avec cette règle de distribution, les permis gratuits ne sont pas un « don du ciel » pour les actionnaires des firmes en place, mais une subvention à la production propre⁷². Dans un marché compétitif, sans barrière à l'entrée de nouvelles firmes, cette politique encourage la production et la baisse du prix de l'électricité ainsi qu'un report des dépenses des ménages au profit des biens domestiques. C'est pourquoi elle a l'impact positif le plus fort sur le PIB et l'emploi. Ce résultat repose sur l'hypothèse d'une libéralisation complète des marchés de production et de distribution de gaz et d'électricité et sur l'hypothèse de clairvoyance du régulateur quant aux meilleures technologies disponibles (section 1.3.3).

Kletzan et al. [2002] utilisent un cadre similaire pour étudier les effets de la mise en œuvre du protocole de Kyoto par l'Autriche et avec là aussi une libéralisation complète du marché de l'électricité. Leurs résultats confirment l'infériorité du « grandfathering » des permis par rapport à la vente aux enchères avec un recyclage de la recette dans la baisse du coût du travail⁷³.

⁷¹ Il apparaît également avec la vente aux enchères des permis, mais dans une moindre mesure.

⁷² Voir Edwards et Hutton [2001] et section 1.3.3.

⁷³ À la différence d'Edwards et Hutton [2001], Kletzan et al. [2002] ne confirment pas l'existence d'un double dividende fort mais seulement celle d'un double dividende faible. Dans cette seconde étude, l'écart d'efficacité économique entre les deux modes d'allocation est réduit car même avec le « grandfathering » des permis, la rente écologique est intégralement transmise aux ménages par le biais d'une baisse du prix de l'électricité. Dans l'étude d'Edwards et Hutton [2001], la rente écologique revient aux actionnaires en cas de « grandfathering ».

4.4. ACCEPTABILITE POLITIQUE VERSUS REFORME FISCALE ECOLOGIQUE

Une politique de réduction volontaire des émissions polluantes impose nécessairement des coûts sur la société⁷⁴ et elle peut entraîner des transferts de richesses entre agents. Pour cela elle suscite l'opposition, en particulier de la part des actionnaires des industries polluantes lorsque leurs profits économiques sont menacés. Cette menace est d'autant plus importante, et l'opposition plus virulente, dans un secteur industriel où il y a beaucoup de capital spécifique peu renouvelable, générateur de rentes de situation, et où la demande est très élastique. Dans ce cas, les firmes peuvent difficilement transmettre les coûts de la dépollution aux consommateurs (Bovenberg et Goulder [2001]).

L'opposition à l'égard d'une mesure environnementale dépend, en autres choses, de la nature de l'instrument de réglementation employé. Buchanan et Tullock [1975] suggèrent que les industries polluantes peuvent parfois désirer l'introduction d'une norme environnementale pour protéger une position dominante, mais pas un instrument économique.

On peut également comparer les instruments économiques entre eux, selon leur incidence sur « l'acceptabilité politique » de la réglementation (Pezzey et Park [1998] et Stavins [1998]). En théorie, une écotaxe et un système de permis d'émission

⁷⁴ Au cours de la décennie 1990, des hommes politiques, américains notamment, ont au contraire défendu l'idée qu'une politique environnementale pouvait être « sans regret », en apportant un gain de compétitivité pour les firmes en plus du dividende écologique (Gore [1992]). Leurs arguments s'appuyaient principalement sur « l'hypothèse de Porter » (Porter et van der Linde [1995]) d'un mécanisme vertueux fondé sur l'innovation. Pour minimiser les coûts d'adaptation à une nouvelle réglementation environnementale, les firmes innoveraient et cela peut produire des « externalités positives » sur leur activité principale. Cette innovation peut en effet améliorer l'efficacité de leur processus de production ou la qualité des produits et les gains de productivité peuvent plus que compenser les coûts de la réduction des pollutions. Cette « hypothèse de Porter », encensée par les politiques, a été amplement critiquée par les économistes (Jaffe et al. [1995]). Ils lui reprochent ses fondements théoriques. Elle suppose en effet que les entrepreneurs ignorent des potentiels d'innovation et de gains d'efficacité et qu'ils les découvrent grâce à l'introduction de la réglementation environnementale. Il faudrait pour cela que le régulateur dispose d'une meilleure information sur la technologie et qu'il la délivre aux firmes par le biais de la réglementation. Jaffe et al. [1995] expliquent qu'il y a certainement une asymétrie d'information mais qu'elle est opposée, le régulateur, outsider, étant le plus ignorant des réalités industrielles. Les auteurs reprochent à Porter et van der Linde de valider empiriquement leur hypothèse à partir d'études de cas. Dans une analyse économétrique de l'innovation menée sur les États-Unis, Jaffe et Palmer [1997] montrent au contraire que l'on observe pas dans l'industrie une corrélation significative entre l'introduction d'une réglementation environnementale et des externalités positives induites par l'innovation.

négociables sont deux instruments économiques équivalents. Dans un monde « idéalement parfait » et toutes choses égales par ailleurs, ils génèrent la même rente de rareté⁷⁵, envoient aux pollueurs le même signal sur le prix de l'externalité et induisent les mêmes coûts macroéconomiques de la réduction des émissions. Mais selon les modalités de leurs applications, ils peuvent entraîner des transferts de richesse distincts et pour cela être différemment appréciés par les agents. La rente de rareté est récupérée en premier lieu par des agents privés (Fullerton et Metcalf [2001] et section 1.4.1) et elle leur est reprise lorsque le gouvernement emploie des « instruments à recette fiscale » comme les écotaxes ou des permis négociables vendus. Elle leur est laissée dans le cas d'instruments ne générant pas de recette, comme les permis gratuits et les systèmes couplant une taxe avec des subventions forfaitaires calculées au prorata des paiements fiscaux (Stavins [1998 :75]). Dans ce second cas, la rente de rareté peut compenser en partie ou totalement la perte de profit économique que les actionnaires subissent en raison de la réduction forcée des émissions (section 1.4.2) et la politique environnementale leur paraît plus « acceptable » (Pezzey et Park [1998 : 539]). Le choix du type d'instrument économique employé a donc une incidence sur le degré « d'acceptabilité politique » d'un resserrement de la contrainte environnementale. Pezzey et Park [1998] et Stavins [1998] concluent que pour garantir la popularité de cette mesure, le choix du gouvernement doit laisser aux actionnaires une partie ou la totalité de la rente de rareté

En présence d'une distorsion fiscale préexistante, cette rente de rareté produit un effet d'interaction qui gonfle le coût de la politique environnementale (section 2.3.2). De ce point de vue, les instruments économiques à revenus fiscaux sont supérieurs aux autres (Parry [1997]). Ils autorisent en effet le gouvernement à recycler la rente pour réduire les autres taxes et améliorer ainsi l'efficacité économique de la politique, *ceteris paribus*⁷⁶. Dans ces conditions, un gouvernement souhaitant introduire une nouvelle réglementation environnementale, fondée sur l'emploi d'un instrument économique,

⁷⁵ Fullerton et Metcalf [2001] et section 1.4.1.

⁷⁶ Fullerton et Metcalf [2001] expliquent que cette supériorité en terme d'efficacité économique ne dépend pas seulement de la capacité d'un instrument à collecter une recette fiscale mais aussi de son aptitude à générer une rente de rareté distordante à l'origine de l'effet d'interaction (section 4.2.1). Un instrument qui ne procure pas de recette et ne crée pas non plus de rente distordante peut être aussi bon qu'un instrument économique qui fait tout le contraire.

doit faire un arbitrage entre son « acceptabilité politique » et son efficacité économique (Pezzey et Park [1998 : 547]).

Bovenberg et Goulder [2001 et 2003] et Goulder [2002] étudient les conditions de cet arbitrage en présence de distorsions fiscales préexistantes. Ils utilisent pour cela un modèle d'équilibre général calculable, inter-temporel, en économie ouverte et calibré sur données U.S. Les secteurs sont supposés compétitifs, le travail parfaitement mobile et que le capital est quasi-fixe. À court terme, il y a des coûts d'ajustement pour le renouvellement du stock de capital et la présence de ce facteur spécifique justifie la présence de profits malgré l'hypothèse d'un environnement concurrentiel⁷⁷. À moyen et long terme, le capital est mobile et dans une perspective inter-temporelle, l'offre des industries est relativement élastique.

Bovenberg et Goulder [2001] analysent les effets d'une politique consistant à augmenter de 25 dollars le prix des émissions de carbone. Ils analysent notamment l'impact sur la valeur des fonds propres des industries d'offre d'énergies fossiles (charbon, pétrole et gaz naturel). Ils estiment qu'aux États-Unis, ces secteurs seraient les plus affectés par une politique climatique et pour cela, ils leur font payer une taxe « en amont » sur le carbone. Dans le modèle, la valeur des fonds propres est calculée comme la somme actualisée du flux de profits futurs anticipés. Les profits des firmes sont affectés de deux manières par la réglementation (section 1.4.2). Il y a une variation du profit économique induite par la réduction forcée des émissions et un profit exceptionnel associé aux transferts de richesses entre agents et initiés par l'instrument de réglementation. Bovenberg et Goulder [2001] estiment qu'avec un système de permis d'émission négociables vendus aux enchères, la valeur des firmes diminuerait de 28 pour cent dans l'industrie minière et de 5 pour cent dans celle de production de gaz et de pétrole. Le Tableau 1.1. présente un extrait de leurs résultats. Lorsque tous les permis d'émission sont offerts gratuitement⁷⁸, la hausse du prix des émissions de carbone entraîne une augmentation nette de la valeur des fonds propres très importante, particulièrement dans le secteur du charbon. Deux ans après l'instauration de la

⁷⁷ Voir Pezzey [2002] pour une discussion de la prise en compte des coûts d'ajustements dans un modèle d'équilibre général calculable.

⁷⁸ Les auteurs modélisent ce scénario comme une taxe égale au prix d'équilibre des permis et dont le produit est retourné sous forme de transferts forfaitaires à ceux qui l'ont acquittée, au prorata de leur paiement.

réglementation, la valeur de l'industrie du charbon est multipliée par un facteur de 5,4 et celle du secteur pétrolier augmente de 20 pour cent⁷⁹. La valeur de la rente écologique générée par le rationnement des émissions est beaucoup plus importante que la perte de profit économique dans ces secteurs.

Ce résultat repose sur les valeurs particulières de deux paramètres exogènes. À moyen et long terme, les élasticités d'offre sont fortes dans les secteurs américains d'offre de charbon, de pétrole et de gaz naturel⁸⁰, et les élasticités prix demande pour ces biens sont faibles. Étant donné la mobilité du capital, la réduction des émissions fait peser un coût d'opportunité modéré aux actionnaires. Dans le même temps, l'essentiel des coûts induits par la réglementation peut être facilement répercuté par les firmes sur les consommateurs.

Bovenberg et Goulder [2001] s'intéressent également aux conditions de neutralité d'une hausse du prix du carbone sur la valeur des fonds propres des firmes. Il suffit pour cela que le secteur du charbon reçoive gratuitement 4,3 pour cent des permis qu'il utilise, et que le secteur de production de gaz et de pétrole en obtienne 15 pour cent. Pour ces « niveaux seuil », la quantité de permis offerts compense exactement la perte de profit économique. Le reste des permis peut être vendu et la recette servir à diminuer les distorsions fiscales préexistantes. Ces niveaux seuil étant faibles, l'application du principe de neutralité sur la valeur des firmes a un faible impact sur l'efficacité de la politique⁸¹. Le coût total de la réduction des émissions augmente peu comparativement à

⁷⁹ Le scénario court sur la période 2000 – 2075 et les valeurs des variables sont calculées chaque année par le modèle.

⁸⁰ L'élasticité d'offre est estimée à l'aide de la part des « cash flows » (les paiements aux propriétaires du facteur spécifique, le capital) dans le total des coûts de production et en tenant compte des coûts d'ajustement. Il apparaît que pour ces secteurs, la rémunération du facteur spécifique est relativement faible par rapport aux autres coûts (Bovenberg et Goulder [2001 : 24]). Les auteurs prennent la valeur moyenne de l'élasticité sur le court, le moyen et le long terme. Elle est importante car la mobilité à moyen et long terme compense largement les coûts d'ajustement de court terme.

⁸¹ Bovenberg et Goulder [2003] analysent les effets distributifs et d'efficacité de la loi « Clear Skies Act » de 2003 de l'administration G.W. Bush. Cette loi prévoit une réduction des émissions de SO₂, de NOx et de mercure par les centrales électriques sur la période 2008/2010 – 2061 avec un système de plafond et d'échange des émissions. La première année, 99 pour cent des permis seront offerts gratuitement et le 1 pour cent restant sera vendu aux enchères. Durant les 20 années suivantes, la proportion des permis vendus augmentera d'1 pour cent chaque année et ensuite de 2,5 pour cent, jusqu'à ce que tous les permis soient vendus aux enchères chaque année. Rapportée en valeurs actualisées des permis, cette règle revient à offrir gratuitement 80 pour cent des permis (EPA [2003]). Compte tenu des objectifs de réduction des émissions, Bovenberg et Goulder [2003] estiment qu'il aurait été suffisant de n'offrir que 50 pour cents de cette valeur pour garantir le principe de neutralité de cette politique sur la valeur des fonds propres de l'industrie de production d'électricité.

la situation dans laquelle tous les permis sont vendus et la réforme fiscale écologique d'amplitude maximale. La valeur de ces niveaux seuil dépend de la valeur des « élasticités prix » de l'offre et de la demande dans les secteurs réglementés⁸².

Tableau 1.1 : Offre de permis, acceptabilité politique et efficacité économique

Hausse du prix de carbone de 25\$/tonne de CO ₂ – permet une baisse des émissions de 18%	Valeur initiale des fonds propres	100% des permis vendus	100 % des permis gratuits	vente partielle neutralité sur la valeur des fonds propres + Recyclage dans la baisse de l'IRPP (% des permis gratuits)	Valeur des permis offerts gratuitement
	<i>Mds de dollars (2000)</i>	% de variation de la valeur des fonds propres			<i>Mds de dollars (2000)</i>
<i>Secteurs réglementés</i>					
extraction du charbon	18	-27,8	1005,4	0 (0,043)	5,1
extraction du gaz et du pétrole	188	-5	29,2	0 (0,150)	9,9
<i>Autres secteurs</i>					
production d'électricité	245	-5,4	-5,7	-5,4	0
raffinage du pétrole	147	-4,5	-4,7	-4,5	0
Industrie lourde et métaux	-	-0,4	-0,5	-0,4	0
Proportion de permis vendus (%)	-	100	0	91,9	91,9
<i>Coûts d'efficacité</i>					
Total milliards de dollars (2000)	-	-471	-751	-506	
Dollars par tonne de CO ₂ abattue	-	60	95,1	64,4	

Source : Bovenberg et Goulder [2001]

⁸² On peut exprimer ce seuil (noté f ci après) en fonction de la valeur des élasticités (Pezzey [2002]). Sur la figure 2.2, la perte de profit économique correspond à la surface $B + C = (P_0 - P_{s1})(Q_1 + Q_0)/2$ et la valeur des permis gratuits à la surface $A + B = (Pd_1 - P_{s1})fQ_1$. On montre aisément que la proportion de permis gratuits qui égalise la perte de profit économique avec le gain de profit exceptionnel est $f = 1/(1 + \epsilon_s/\epsilon_d)$, en notant ϵ_s l'élasticité d'offre et ϵ_d l'élasticité prix de la demande. Sur la figure 2.2 et dans les travaux de simulation de Bovenberg et Goulder [2001] et Goulder [2002], l'élasticité de la demande est plus faible que l'élasticité d'offre si bien que f est inférieur à 0,5 (Pezzey [2002 : 10]).

Goulder [2002] étend cette analyse aux secteurs en aval des principaux consommateurs d'énergies fossiles. Pour dédommager les actionnaires des secteurs la production d'électricité, le raffinage du pétrole et l'industrie lourde (métaux et mécanique), il faudrait leur donner gratuitement moins de 1 pour cent des permis. Le coût d'efficience de la politique augmenterait de seulement 0,3 pour cent comparativement à celui de la politique la plus efficace⁸³.

Ces travaux suggèrent que sous certaines conditions, il est possible de réduire l'opposition des actionnaires à l'encontre d'une politique environnementale sans augmenter pour autant ses coûts de manière significative. Il faut pour cela leur permettre de retenir une partie de la rente écologique afin de neutraliser l'effet de la réduction des émissions sur la valeur des fonds propres des firmes réglementées. Bovenberg et Goulder [2001], Goulder [2002] et Pezzey [2002] concluent que l'acceptabilité de la politique environnementale peut être obtenue malgré la vente de la plus grande partie des permis d'émission et que pour cette raison, l'efficience économique de la réglementation n'est pas trop affectée. En revanche, si le régulateur offre gratuitement tous les permis, il octroie une importante rente de monopole aux industries réglementées et ne donne rien aux ménages qui sont pourtant affectés par la hausse du prix des énergies fossiles et des produits intensifs en carbone.

Malgré ce résultat et malgré la recommandation de mettre en œuvre une réforme fiscale écologique, on constate le plus souvent l'offre gratuite de la quasi-totalité des permis. C'est bien supérieur à ce qui serait nécessaire pour obtenir le niveau d'acceptabilité politique tel qu'il est défini par Bovenberg, Goulder et Pezzey. Le nouveau marché européen pour l'échange de permis d'émission de gaz à effet de serre n'échappe pas à la règle (chapitre 2, section 1).

⁸³ Ce résultat repose ici aussi sur l'idée que les secteurs transmettent aux consommateurs l'essentiel de la hausse de leurs coûts. Goulder [2002] admet l'hypothèse d'Armington (faible substituabilité des produits étrangers) ce qui est sans aucun doute acceptable pour l'électricité et les produits pétroliers raffinés. Si le secteur américain est davantage exposé à la concurrence internationale, nous pourrions avoir une élasticité de la demande plus forte et donc une perte de profit économique plus importante dans ce secteur.

CONCLUSION

La comparaison des outils de réglementation environnementale ne permet pas d'en désigner un qui soit toujours supérieur aux autres. Les propriétés de chacun varient en fonction du type de polluant, du pollueur et des conditions économiques et sociales. L'analyse économique suggère néanmoins que les instruments de marché sont généralement plus efficaces que les autres (Baumol et Oates [1988]). C'est le cas pour le contrôle des principales sources d'émissions polluantes dans l'industrie et dans les transports.

Dans un monde parfait, une taxe sur les émissions et un système de permis négociables sont équivalents. C'est rarement le cas en pratique. Pour contourner le problème d'information incomplète sur les coûts et les bénéfices de la dépollution, un régulateur aura fréquemment recours à la définition d'un objectif de pollution socialement acceptable. Toutes choses égales par ailleurs, l'instrument le plus approprié est un marché de permis d'émission car il garantit la répartition optimale de l'effort de dépollution malgré l'asymétrie d'information sur les coûts d'abattement des pollueurs.

Le choix du mode d'allocation initiale des permis est neutre lorsque l'on se place du seul point de vue de la firme. Le manager considère en effet le même coût d'opportunité pour l'usage d'un droit, que celui-ci ait été vendu ou bien offert gratuitement au départ. Cette neutralité disparaît lorsque l'on porte l'analyse dans une perspective d'équilibre générale et que l'on autorise l'interaction entre les phénomènes allocatifs et distributifs. Elle disparaît également en présence de distorsions économiques. Le fonctionnement du marché européen pour l'échange de permis d'émission de carbone ne devrait pas être perturbé par la présence de coûts de transaction ou de position dominante. Il n'y a pas non-plus de raison de craindre des comportements stratégiques (de prédation) motivés seulement par l'offre gratuite des permis et par des marchés financiers imparfaits. En revanche, bon nombre de pays

européens ont des taux de prélèvements obligatoires très importants et de forts déséquilibres sur le marché du travail. En vertu du consensus des économistes sur l'existence d'un second dividende faible d'une réforme fiscale écologique, les États membres devraient vendre les permis et utiliser les recettes pour financer la baisse de taxes préexistantes. C'est à cette condition que les coûts macroéconomiques de la réduction des émissions seraient minimisés.

La protection de l'environnement peut avoir des coûts significatifs et entraîner des transferts de richesses importants entre agents. Les actionnaires des industries polluantes sont généralement pénalisés par une perte de profit économique et il peut être judicieux de les dédommager pour atténuer leur opposition à la réglementation environnementale. L'analyse économique (Bovenberg et Goulder [2002]) montre que le seuil d'acceptabilité politique de la réglementation environnementale n'aurait qu'un faible coût d'efficacité. Cela signifie qu'une petite proportion des permis suffit pour compenser les firmes et garantir que la valeur de leurs fonds propres ne sera pas affectée par la réglementation. Il suffirait de donner moins de la moitié des permis.

Pourtant, on constate que les permis sont distribués gratuitement dans leur quasi-totalité. Ce sera encore le cas avec le marché européen, au moins dans un premier temps. Ce critère d'acceptabilité politique, proposé dans le cadre d'une analyse normative de second rang, ne convient donc pas pour expliquer la réalité des choix en matière d'allocation des droits d'émission. Dans cette thèse, nous apportons une explication d'économie politique à ce constat. Nous envisagerons l'affectation de la rente écologique comme l'enjeu d'une relation d'influence politique entre le régulateur et des groupes d'intérêt. Dans le chapitre suivant, nous présentons les justifications d'une telle analyse et les outils nécessaires pour la mener.

Chapitre 2

L'ECONOMIE POLITIQUE DE LA REGLEMENTATION ENVIRONNEMENTALE

INTRODUCTION

Dans un article au titre éloquent : « Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders », Hahn [1989] constate que l'utilisation des instruments économiques diffère des recommandations de l'analyse économique. C'est le cas pour trois variables centrales dans l'élaboration d'un système de permis d'émission négociables : le niveau de la contrainte environnementale ; le mode d'allocation initiale des quotas et les conditions de libre échange. Le processus d'élaboration du marché européen d'échange de droits d'émission de carbone n'échappe pas à la règle. Les quotas seront offerts gratuitement dans leur quasi-totalité alors que les économistes recommandent leur vente et un recyclage approprié de la rente écologique. C'est la condition pour minimiser les coûts économiques de la politique environnementale.

Dans une première section, nous examinons en quoi l'application des instruments économiques ne suit pas les « prescriptions du docteur ». Nous insistons en particulier sur les expériences de marchés de quotas d'émission, sur le projet européen et sur la question de l'allocation initiale de la rente

L'analyse des politiques économiques, qu'elle soit théorique ou pratique, emprunte le plus souvent une approche normative. Celle-ci considère l'élaboration et la mise en œuvre de la politique comme un problème technique dont l'examen suppose de spécifier des modèles économiques, des instruments de politique et enfin des critères pour l'évaluation des diverses alternatives. Au niveau théorique, le critère d'évaluation repose presque toujours sur une fonction de bien-être social du type « Bergson-Samuelson » et qui est croissante des utilités individuelles⁸⁴. Selon l'approche néoclassique, l'objectif du décideur doit être de maximiser cette fonction agrégée, sous

⁸⁴ Dans les applications microéconomiques, on utilise la somme des surplus des consommateurs et des producteurs comme approximation du bien-être économique agrégé.

contrainte des ressources de l'économie et des technologies disponibles⁸⁵. En matière de protection de l'environnement, le régulateur doit corriger les effets allocatifs des externalités négatives⁸⁶ et garantir un niveau optimal de pollution défini selon le principe pigouvien.

La réalité nous indique cependant que le choix d'une réglementation emprunte un parcours qui est politique à toutes les étapes, depuis la proposition jusqu'à la mise en œuvre et en passant par l'élaboration. L'analyse normative ignore ce processus. Au mieux, elle le considère comme une « boîte noire » qui résulte sur la maximisation du bien-être social. L'objet de l'analyse positive est d'ouvrir cette « boîte noire » pour examiner les mécanismes qui s'y trouvent et comprendre pourquoi les choix politiques diffèrent des prescriptions de l'analyse normative. Pour cela, il est nécessaire de donner une représentation du processus de choix publics, plus précise (et réaliste) que le programme de maximisation d'une fonction objectif, utilisé dans l'analyse normative.

Dans une seconde section, nous commençons par définir la notion de « défaillance politique » dont l'existence justifie de mener une analyse positive de la réglementation environnementale. Nous examinons ensuite la définition de ce que doivent être une telle analyse et son contenu. Les sections 3 et 4 sont consacrées à l'économie politique de la réglementation environnementale et des marchés de quotas. Nous étudions les principales approches de l'analyse positive et en particulier celle par le lobbying des groupes d'intérêt. Le modèle d'agence commune de politiques apparaît comme le plus adéquat pour l'analyse théorique que nous menons aux chapitres 4, 5 et 6 sur l'élaboration endogène des systèmes de permis négociables.

⁸⁵ Cette approche intègre par ailleurs un critère de décision « paretien ».

⁸⁶ Une solution alternative consiste à restaurer les conditions de validité du théorème de Coase [1960] (chapitre 1, section 1).

Section 1 LA MISE EN ŒUVRE DES MARCHÉS DE PERMIS : « COMMENT LE PATIENT A-T-IL SUIVI LES PRESCRIPTIONS DU DOCTEUR ? »

Hahn [1989] s'interroge sur les modalités de mise en œuvre des politiques environnementales. L'emploi d'instruments économiques est souvent différent des prescriptions des économistes. La réglementation, dans ses divers aspects, n'est pas socialement optimale et la société supporte pour cela un coût d'opportunité. La contrainte sur les émissions est par exemple fixée à un niveau trop faible pour avoir une incidence suffisante. Dans le cas des marchés de permis, des dispositions entravent l'échange et la rente écologique n'est pas répartie de manière à minimiser les coûts macroéconomiques de la politique. Dans le contexte européen, c'est étonnant compte tenu des préférences affichées par les gouvernements et les expériences de réformes fiscales écologiques, certes d'ampleur modeste, dans bon nombre de pays.

1.1. LE NIVEAU DE LA CONTRAINTE ENVIRONNEMENTALE

Hahn [1989] examine la mise en œuvre des taxes écologiques et des marchés de permis d'émission en Europe et en Amérique du Nord. Aux États-Unis, en France et en Allemagne, les taxes sur les émissions ont peu d'impact sur les décisions des agents pollueurs, qu'ils soient consommateurs ou industriels. Elles sont fixées à des niveaux faibles et ne sont pas reliées aux variables qui affectent la pollution. La plupart du temps, elles ont été conçues comme des redevances ayant pour principal objectif de générer un revenu fiscal affecté au préalable à des dépenses de dépollution. C'est le cas de la redevance sur les pollutions de l'eau mise en place en France depuis 1969 (Hahn [1989 : 104]).

Il y a un consensus, fondé sur des observations qualitatives, sur le niveau trop faible des écotaxes et sur leur manque d'impact sur le comportement des agents pollueurs (Glachant [2002 : 4])⁸⁷. Il est confirmé par les rares études empiriques formelles sur le

⁸⁷ C'est l'avis formulé notamment par l'Agence Européenne pour l'Environnement [2000]. Elle constate cependant une évolution plus favorable durant la seconde moitié des années 1990. Il y a eu une

sujet. Millock et Nauges [2003] montrent par exemple que la taxe française sur la pollution de l'air a bien eu un impact négatif et significatif sur les émissions des usines entre 1990 et 1999. Il a cependant été modéré étant donné le faible niveau de la taxe⁸⁸.

Hahn [1989] dresse un bilan similaire pour les expériences américaines de systèmes de permis négociables. La contrainte légale sur les émissions est peu éloignée du niveau de statu quo, c'est-à-dire le niveau estimé en l'absence de réglementation⁸⁹. C'est le reproche adressé à la loi « Clear Skies » proposée en 2003 par l'administration G.W. Bush⁹⁰ et aux plans d'allocation de droits d'émission de carbone présentés par certains États membres européens pour la transposition de la directive [2003/87/CE] (section 1.3)⁹¹.

L'avantage d'un système de permis négociables repose sur la flexibilité accordée aux pollueurs. En présence d'asymétrie d'information sur la technologie des entreprises, le coût collectif pour atteindre l'objectif quantitatif est minimisé parce que le gouvernement délègue au marché la responsabilité de réaliser la meilleure allocation de l'effort de dépollution. Toute entrave au libre échange des permis réduit l'efficacité du système.

accélération dans l'utilisation des écotaxes, avec par exemple un effet significatif sur les émissions de SO₂ dans les pays scandinaves.

⁸⁸ Cette taxe, mise en place en 1985, concernait au départ les émissions de dioxyde de soufre (SO₂) puis a été étendue aux oxydes de nitrogène (NO_x), aux acides hydrochloriques (HCL) et aux composants organiques volatiles. Les recettes servent à subventionner les activités de dépollution des firmes et à financer le système de surveillance de la qualité de l'air. Millock et Nauges [2003] estiment la sensibilité de l'abattement au niveau de la taxe. Elles trouvent des élasticités significativement négatives pour les trois premiers types de polluants, mais faibles compte tenu du niveau peu élevé de la taxe.

⁸⁹ Hahn [1989] cite le marché des permis d'émission de plomb, organisé pour les raffineries entre 1982 et 1985, et le programme du Wisconsin pour l'échange de droits de rejets dans la rivière Fox. Dans le cas du titre IV de l'amendement de 1990 à la loi américaine sur l'air, l'effort demandé aux centrales électriques paraît significatif à première vue. Il leur a été demandé de réduire de moitié leurs émissions de SO₂ par rapport aux niveaux de la période 1985 – 1987 d'ici à 2010. En réalité, une grande partie de l'effort serait intervenu spontanément en raison d'un phénomène de substitution du charbon à forte teneur en soufre par un autre plus propre. Ce second type de charbon, produit dans l'Ouest des États-Unis, est en effet devenu moins cher à l'Est dans les années 90 grâce notamment à la libéralisation du transport ferroviaire dans les années 1980 (Chapitre 3, section 1.1).

⁹⁰ Cette mesure (chapitre 1, section 2.5.5., note 67) a été accusée d'être un assouplissement de la loi en place, le *Clean Air Act Amendment* de 1990. Voir l'audition du Sénateur Jim Jeffords rapporté dans le journal *Environmental News Service* du 8 mai 2003, disponible à l'adresse Internet <http://ens-news.com/ens/may2003/2003-05-08-01.asp>. Voir également la lettre électronique de l'organisation *Sierra Club*, disponible à l'adresse http://www.sierraclub.org/cleanair/clear_skies.asp.

⁹¹ Le gouvernement allemand a présenté en mars 2004 son plan d'allocation de permis. Il prévoit que les industries allemandes recevront chaque année plus de permis sur la période 2005 – 2008 qu'elles ne devaient en recevoir en 2005 au titre de l'accord volontaire négocié antérieurement avec les autorités. Voir la lettre électronique *Point Carbon* du 5 avril 2004, disponible à l'adresse <http://www.pointcarbon.com>. Le plan italien présenté en avril 2004 est encore plus généreux (lettre électronique *Carbon Market Europe* du 23 avril 2004).

1.2. DES ENTRAVES A L'ECHANGE DE PERMIS

Après six années d'existence, une seule transaction de permis avait été réalisée dans le cadre du programme « Wisconsin Fox River water Permits » (Hahn [1989 : 98]). L'une des raisons⁹² est l'ensemble de restrictions imposées au départ sur les transferts. Ils devaient par exemple être effectués pour au moins une année et toutes les firmes n'étaient pas éligibles pour l'échange. Elles devaient justifier en effet de « besoins » bien spécifiques pour avoir le droit d'acheter des permis.

Le dispositif anglais pour l'échange de permis d'émission de GES, qui a démarré au printemps 2002, contient une contrainte sur le transfert de quotas entre les deux compartiments du marché. Le premier compartiment fonctionne selon un régime de « cap and trade » avec des objectifs quantitatifs définis en termes absolus. Le second est organisé selon un mécanisme de « baseline and credits » avec des objectifs exprimés en termes relatifs (chapitre 1, section 1.3.3). Il y aurait un risque de dérive des émissions si les acteurs du second compartiment étaient libres de vendre leurs crédits aux firmes du premier. Pour éviter cela, le gouvernement britannique (DEFRA [2001]) a mis en place un dispositif de connexion entre les deux compartiments (*Gateway mechanism*) pour limiter les transferts de permis. Le groupe des participants ayant un objectif relatif peut vendre des permis à celui ayant un objectif absolu mais seulement s'il est compensé par un mouvement équivalent réalisé auparavant et dans la direction opposée. L'inconvénient de ce mécanisme est de sous-exploiter le gisement des réductions d'émissions à bas prix.

1.3. VENTE DES PERMIS ET REFORMES FISCALES ECOLOGIQUES EN EUROPE

En présence de distorsions fiscales préexistantes, l'analyse économique recommande de vendre les permis négociables et de recycler les recettes dans des baisses ciblées d'impôts. C'est à cette condition que le régulateur peut minimiser les

⁹² Une autre raison est l'existence de comportements oligopolistiques sur le marché des permis (chapitre 1, section 2.1).

coûts économiques de la dépollution (chapitre 1, section 2.5.4). Le principe d'un double dividende faible (Goulder [1995]) n'est pas inconnu en Europe où plusieurs États, au Nord notamment, ont déjà mis en œuvre des réformes fiscales écologiques depuis le début des années 90. Le tableau 2.1 présente la base fiscale et la cible de ces réformes et il apparaît que certaines sont d'une ampleur substantielle. C'est le cas au Danemark et en Suède où elles représentaient respectivement 6 et 2,4 pour cent du total des prélèvements fiscaux en 2000. Ailleurs, leur amplitude est modeste⁹³.

En mars 2000, la Commission de Bruxelles [COM 2000/87 final] a consulté les gouvernements des États membres, les organisations professionnelles et les organisations non-gouvernementales sur les aspects du marché européen et ses modalités de mise en œuvre. Elle s'était prononcée en faveur de la vente des permis d'émissions :

« Techniquement parlant, l'adjudication périodique est préférable car elle offre la même possibilité à toutes les entreprises d'acquiescer dans des conditions de transparence les quotas souhaités. L'adjudication applique le principe de "pollueur – payeur". Les revenus perçus par les gouvernements pourraient être réaffectés de diverses façons, soit pour conserver la neutralité des effets globaux des revenus, [...] L'adjudication évite de devoir prendre des décisions politiquement délicates quant à la quantité de quotas à allouer à chaque entreprise [...] La méthode d'adjudication garantirait en outre des conditions équitables pour les nouveaux entrants [...] ». (COM[2000 : 20] 87 final).

Dans leur réponse à ce document, le Royaume-Uni, le Danemark, la Suède et l'Autriche ont indiqué leur préférence pour la vente aux enchères des permis⁹⁴. Ils invoquaient pour cela l'efficacité de la méthode, l'application du principe de « pollueur

⁹³ On pourrait également citer le projet français d'extension de la taxe généralisée sur les activités polluantes (TGAP) bien que son objet était détourné du principe d'une réforme fiscale écologique. Son amplitude devait être d'environ 0,1 pour cent du total des recettes fiscales en 2001. L'extension de la TGAP devait servir à financer des baisses de cotisations sociales pour compenser le coût pour les entreprises de mise en œuvre du plan des 35 heures. Ce projet a été déclaré non-constitutionnel en décembre 2001 (sources : <http://www.minefi.gouv.fr/> et <http://www.environnement.gouv.fr/>).

⁹⁴ L'Autriche, le Danemark et la Suède souhaitaient que tous les permis soient vendus dès la création du marché. Le Royaume-Uni et la Belgique proposaient une introduction graduelle de la vente des permis (Commission européenne [2000]).

payeur » et la possibilité de collecter un revenu fiscal pouvant ensuite être recycler de manière appropriée [COM 2000/87 final]. D'autres pays ont indiqué leur préférence pour l'offre gratuite, comme la France, favorable à une méthode de « benchmarking ».

Tableau 2.1 : Réformes fiscales écologiques en Europe

Pays (Date de mise en œuvre de la mesure)	Impôts réduits ou domaines financés	Base fiscale	Amplitude de la réforme fiscale écologique
Suède (1990)	IRPP ; Taxes sur l'énergie dans l'agriculture Formation continue	CO ₂ , SO ₂ , divers	2,4 % du total des recettes fiscales
Danemark (1994)	IRPP, CSS	CO ₂ , SO ₂ Divers (essence, véhicules, électricité, eau, déchets) Plus-values des capitaux	Environ 3 % du PIB en 2000, ou plus de 6 % du total des recettes fiscales
Pays Bas (1996)	TPC, IRPP, CSS	CO ₂	0,3 % du PIB en 1996 ou environ 0,5 % des recettes fiscales en
Royaume-Uni (1996)	CSS	Décharges	Environ 0,1 % des recettes fiscales en 1999
Finlande (1997)	IRPP, CSS	CO ₂ , Décharges Profits des entreprises	0,3 % du PIB en mars 1999
Norvège (1999)	IRPP	CO ₂ , SO ₂ , essence diesel	0,2 % des recettes fiscales en 1999
Allemagne (1999)	CSS, Énergies renouvelables	Produits pétroliers	Environ 1 % des recettes fiscales en 1999
Italie (1999)	CSS	Produits pétroliers	Moins 0,1 % des recettes fiscales en 1999

Source: Bosquet [2000]. Abréviations: TPC=Taxe sur les profits des compagnies; IRPP=Impôt sur le revenu des personnes physiques; CSS=Cotisations de sécurité sociale.

Malgré les recommandations et malgré les préférences affichées par certains États, le projet de directive [COM 2003/403 finale] adopté en juillet 2003 oblige les gouvernements à offrir gratuitement au moins 95 pour cent des permis jusqu'en 2008 et au moins 90 pour cent sur la période 2008 – 2013. C'est le résultat d'après négociations⁹⁵. Selon cette directive [2003/87/CE], chaque État membre est en principe

⁹⁵ Le Parlement européen demandait qu'un minimum de 30 % des permis soit vendu aux enchères. Le Conseil et certaines directions de la Commission proches des milieux économiques et industriels, étaient

libre de fixer la quantité de permis qu'il octroie aux secteurs concernés par le système, et la méthode pour l'allocation gratuite⁹⁶. Il peut en outre décider de n'en vendre aucun⁹⁷.

La mise en œuvre des marchés de permis contredit les recommandations de l'analyse économique dans deux domaines essentiels : le niveau de la contrainte environnementale et le choix de l'affectation initiale de la rente écologique. Dans cette thèse, nous allons chercher dans « le palais du Prince » l'explication de ce comportement des décideurs.

Section 2 LE MARCHE POLITIQUE IMPARFAIT

2.1. LA NOTION DE DEFAILLANCE POLITIQUE

Les sociétés adoptent des formes déléguées de gouvernance principalement en raison de l'existence de coûts de transactions dans l'exercice du pouvoir (Dixit [1996]). Dans une démocratie représentative, les citoyens délèguent leur pouvoir de décision à un petit groupe d'élus. Ces quelques personnes détiennent le pouvoir politique mais elles doivent l'exercer en respectant certaines règles inscrites dans la constitution, que l'on peut considérer comme un « contrat ». Si les constitutions sont des contrats, ils sont très incomplets (Boyer et Laffont [1999]). Il est en effet impossible d'envisager toutes les éventualités qui nécessiteront une action des gouvernements. Il est par ailleurs trop complexe de spécifier dans le détail les règles d'action pour chaque cas de figure. La politique environnementale repose par exemple sur des variables qui ne sont pas directement observables. C'est pourquoi les constitutions laissent une grande place pour

opposés à cette idée. Voir la lettre électronique *Environment Daily*, disponible à l'adresse <http://www.environmentdaily.com>. Diverses éditions consultées.

⁹⁶ Le texte de la directive (CE/2003/87) impose néanmoins que les plans nationaux d'allocation de permis soient revus et validés par la Commission de Bruxelles.

⁹⁷ Au 31 mars 2004, peu d'État membre avait respecté la date butoir pour la soumission des plans nationaux d'allocation des permis, et aucun n'avait décidé d'en vendre. Voir la lettre électronique *Carbone market Europe*, disponible à l'adresse <http://www.pointcarbon.com>. Divers numéros consultés.

ce qui devra être interprété et déterminé. Parce qu'elles sont incomplètes, elles peuvent être manipulées pour satisfaire l'intérêt de certains individus de la société.

Le processus de choix publics peut être analysé comme une relation d'agence dans lequel un grand nombre de principaux (les citoyens) tentent d'influencer l'action immédiate d'un agent (le gouvernement régulateur). Lorsque les citoyens observent et contrôlent parfaitement l'action de leurs délégués, il n'y a pas de problème d'agence. Il n'y a pas de place pour un rôle actif des politiciens et ceux-ci se contentent d'agir selon les préférences de la majorité de leurs électeurs (le maximum de bien-être social). Lorsque ceux-ci supportent des coûts pour être informés de la réalité des affaires publiques, on parle de coûts de transaction politique (Dixit [1996]), il peut être rationnel pour un individu d'être sous-informé. Les représentants politiques disposent alors d'un pouvoir discrétionnaire sur la politique et ils peuvent l'utiliser dans leur propre intérêt⁹⁸.

Cette situation d'information incomplète encourage la formation de groupes d'intérêt pour influencer le processus de décisions publiques et le résultat peut être un choix qui n'est pas pareto-efficace pour la société. On parle de « défaillances politiques » par analogie avec les défaillances de marché (économique) : « By analogy with markets, a political failure arises when equilibrium policy choices leave the possibility of feasible, Pareto-improving policy choices » (Besley et Coate [1998 : 152]). Lorsque les électeurs n'ont pas une pleine connaissance des conséquences des politiques économiques, ils exercent moins de pression sur le gouvernement. Celui-ci peut modifier ses choix pour effectuer des transferts au profit d'intérêts particuliers et répondre ainsi à leur influence politique. Pour mieux dissimuler ces transferts, il aura tendance à choisir les instruments les plus détournés qui sont aussi les plus distordants (Tullock [1983]). La constitution d'un lobby est facilitée dans une situation d'information incomplète parce que ses membres peuvent espérer capturer une rente. Ils disposent par ailleurs de moyens de pression convaincants. Les contributions de campagne, monétaires ou en nature, permettent de financer l'offre d'une information

⁹⁸ Constatant que la relation d'agence est biaisée, Boyer et Laffont [1999] recommandent de placer des contraintes institutionnelles sur le pouvoir discrétionnaire du régulateur, en particulier en matière de politique environnementale. Ils illustrent leur propos dans le cadre d'un modèle de régulation d'un monopoleur disposant d'une information privée sur la technologie de la firme et pouvant générer une rente au profit des actionnaires.

qui influence le vote des électeurs mal-informés⁹⁹. Les politiciens qui souhaitent atteindre le pouvoir et s'y maintenir désirent cette influence politique.

2.2. LA REPRESENTATION DU MARCHÉ POLITIQUE

Poursuivant l'analogie entre processus politique et marché, on peut caractériser un choix politique comme l'équilibre (ou le compromis) entre deux fonctions d'offre et de demande de politique qui émanent respectivement des individus formant la société et des décideurs publics¹⁰⁰. Avec un « marché politique » parfait, les choix du régulateur sont efficaces pour la société. En présence d'imperfections (de coûts de transaction politiques – Dixit [1996]), ils ne le sont plus¹⁰¹.

L'examen de la « boîte noire » a pour objet d'expliquer cette défaillance. Il doit reposer sur la spécification et l'analyse d'un modèle d'économie politique dont les ingrédients principaux sont représentés sur la figure 2.1 (Rodrik [1995 : 1459]). Du côté de la demande, il faut décrire les préférences des citoyens (principaux) à l'égard des alternatives politiques. Pour cela, il est nécessaire de développer un modèle économique qui étudie les effets de mesures pour la protection de l'environnement sur l'utilité des agents. On peut en déduire une hiérarchie entre les objectifs de réglementation et entre les instruments disponibles. Dans ce travail, nous insistons sur les groupes de pression intéressés par l'élaboration de la politique environnementale et en particulier par l'allocation initiale des permis d'émission. Il convient ensuite de spécifier le mécanisme par lequel ces préférences se matérialisent, sur le marché, par des « demandes de politiques » exprimées par l'ensemble des citoyens, des groupes de pression ou des partis. Cette partie de l'analyse repose sur des hypothèses sur l'organisation politique de la société et sur les mécanismes d'influence. Nous nous intéressons ici aux modèles de lobbying.

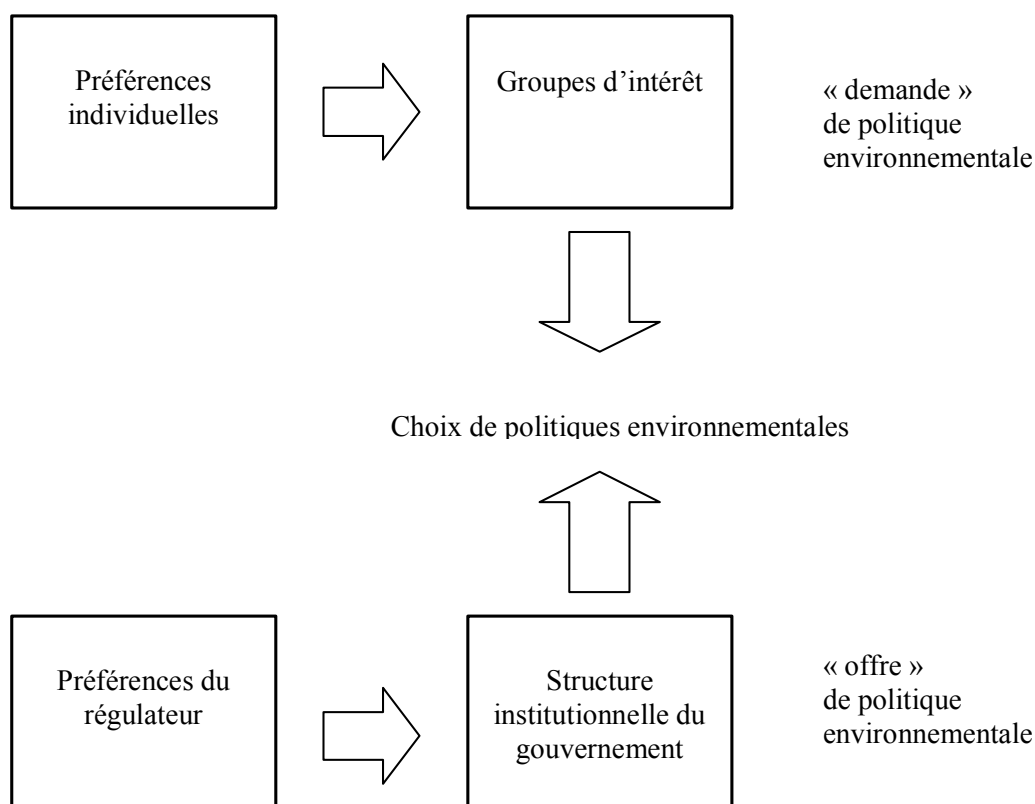
⁹⁹ Baron [1994] et Grossman et Helpman [1996] formalisent l'incidence de contributions politiques sur un processus de compétition électorale en présence d'électeurs informés et non-informés.

¹⁰⁰ Rodrik [1995 : 1458].

¹⁰¹ Ils le sont néanmoins du point de vue de ceux qui participent activement au marché politique. Voir Becker [1983], Aidt [1998] et section 4.2.4.

L'offre politique émane des politiciens et il convient de décrire leurs préférences. Ils peuvent souhaiter maximiser le bien-être social, servir leur intérêt personnel (l'exercice du pouvoir) ou suivre une idéologie. Il faut par ailleurs spécifier la forme institutionnelle du mécanisme de choix publics. Un courant d'analyse récent suggère en effet qu'elle affecte l'élaboration de la réglementation environnementale (section 5).

Figure 2.1 : Le paradigme de l'économie politique



Source : Rodrik [1995 : 1459]

Les analyses qui supposent implicitement l'existence d'un « dictateur bienveillant » (Mueller [1989 : 4]) pour caractériser la prise de décision politique ne peuvent pas rendre compte de sa complexité. Il faudrait pour cela intégrer tous les ingrédients que

nous avons présentés. Il n'y a pas véritablement de modèle qui relève le défi étant donné sa difficulté. Les analyses positives de la réglementation environnementale envisagent par exemple un ou plusieurs des éléments du processus de décision politique. Pour cela, elles s'appuient principalement sur les modèles de formation endogène de la politique commerciale (Oates et Portney [2003 : 2])¹⁰².

Selon l'existence ou non de coûts de transaction politique, on distingue deux types de modèles d'économie politique. En l'absence de ces coûts, les électeurs peuvent parfaitement observer et contrôler le comportement de leur délégué et celui-ci n'a pas de pouvoir discrétionnaire¹⁰³. C'est l'approche choisie par les modèles de « l'électeur médian ». En présence de coûts de transaction, le gouvernement a davantage de marge de manœuvre et il peut manipuler la politique pour effectuer des transferts à son profit ou à celui d'individus qui exercent une influence.

Dans l'approche par les « groupes d'intérêt », la mieux adaptée au cas de la réglementation environnementale selon Oates et Portney [2003 : 5], la politique est analysée comme le résultat de l'interaction entre des intérêts divergent dans un cadre politique donné. Nous présentons ces approches dans les deux prochaines sections et nous portons une attention particulière aux modèles de lobbying. [J1]

Section 3 L'APPROCHE PAR L'ELECTEUR MEDIAN

Dans les modèles de démocratie directe, la politique qui est choisie et appliquée reflète la préférence agrégée de la majorité des électeurs. L'approche de « l'électeur médian » est une manière de formaliser le processus électoral en faisant abstraction des coûts de transactions associés au vote et à la collecte d'information. Elle prédit que dans une société démocratique, les politiciens représentent les opinions des électeurs situés au centre du spectre politique ou social. Cette théorie repose au départ sur le modèle d'Hotelling [1929] et a ensuite été développée par Downs [1957] et Black [1958].

¹⁰² Voir Körber [1999] pour une typologie synthétique des modèles d'économie politique appliqués à la formation endogène de la politique commerciale.

¹⁰³ Voir Dixit [1996].

Lorsque les préférences des individus ont un unique extremum¹⁰⁴ et que l'espace politique est unidimensionnel (une seule variable de décision), on peut trouver un individu, l'électeur médian, dont la position politique est celle qui rassemble la majorité des suffrages dans la population. Cette alternative politique qui est préférée par une majorité de citoyens à tout autre choix politique possible est appelée « vainqueur de Condorcet » (Grossman et Helpman, [2001 : 43]). Lorsque les électeurs votent pour la proposition politique la plus proche de leurs préférences, les programmes des candidats convergent, pour des raisons stratégiques, vers la position de l'électeur médian et c'est donc cette politique qui sera appliquée¹⁰⁵.

Cette théorie a été généralisée au cas d'un espace politique multidimensionnel. L'élaboration d'une politique environnementale nécessite de choisir le niveau de pollution, l'instrument de réglementation ou encore la répartition d'une rente fiscale. On peut toujours trouver un électeur médian pour ces trois dimensions mais il faut pour cela spécifier des conditions assez restrictives sur la forme de la fonction d'utilité (existence de préférences intermédiaires) et sur la procédure de vote (séquentielle) (Grossman et Helpman [2001]).

Le modèle de l'électeur médian est utilisé par Mayer [1984] pour expliquer la formation endogène de la protection commerciale d'une économie dans un modèle Heckscher-Ohlin. Il montre que la politique tarifaire est déterminée par la distribution des droits de propriété sur les facteurs de production (travail et capital) entre les citoyens. Selon une approche similaire appliquée à un modèle de croissance endogène, Alesina et Rodrik [1991] étudient la relation entre conflits politiques et croissance économique. Ils montrent empiriquement et théoriquement que dans une démocratie dans laquelle s'applique le théorème de l'électeur médian, le taux de taxe augmente et la croissance économique diminue avec l'inégalité de répartition des richesses.

L'approche de l'électeur médian est adaptée aux modèles politiques de démocratie directe ou de gouvernement par référendum mais ils sont rarement appliqués car peu

¹⁰⁴ Cette propriété d'un unique extremum des préférences signifie que chaque individu dispose d'un seul choix favori parmi un ensemble d'alternatives politiques possibles et que le bien-être individuel est monotone croissant à mesure que le point idéal est approché par-dessus ou par en dessous (Grossman et Helpman [2001 : 42]). En d'autres termes, un individu préfère globalement une proposition politique à toute autre et sa fonction d'utilité ne peut pas avoir un autre extremum ailleurs.

¹⁰⁵ En admettant qu'il n'y a pas de problème d'agence entre les politiciens et leurs électeurs.

pratique dans la réalité. Elle convient pour analyser les choix d'orientation politique (protectionnisme ou libre échange) mais son utilisation est complexe pour le cas de politiques (environnementales) reposant sur plusieurs variables comme le niveau de réglementation ou le choix d'un instrument.

Section 4 LES MODELES DE GROUPES D'INTERET

La théorie économique normative identifie les conditions pour lesquelles le jeu des mécanismes du marché aboutit à des solutions socialement efficaces. Lorsque ces conditions ne sont pas réunies, elle considère qu'il y a défaillance du marché et que le gouvernement doit intervenir. Elle n'envisage pas la possibilité que les politiques publiques aient pour véritable objet de provoquer plutôt que corriger les imperfections des marchés. La théorie économique de la régulation initiée par Stigler [1971] marque un tournant. Stigler [1971 : 3] suggère que l'industrie « capture » la réglementation et influence son élaboration et sa mise en œuvre dans son intérêt. Cette théorie, ensuite développée par Peltzman [1976] et Becker [1983] notamment, trouve ses origines dans celle d'Olson [1965] sur la formation des groupes de pression. L'auteur de « Logic of Collective Action » explique que les petits groupes d'agents, avec un intérêt par tête important, sont plus influents que les grands groupes dans lesquels l'intérêt est beaucoup plus dilué. Les premiers parviennent mieux à se coordonner et à surmonter le problème de l'action collective (resquillage)¹⁰⁶. Olson prédit que les décisions publiques favorisent les petits groupes organisés et influents au détriment du reste de la société.

L'analyse de l'influence des groupes d'intérêt emprunte trois approches principales¹⁰⁷. La première, par la « fonction de support politique », repose sur une fonction d'utilité composite. Le gouvernement maximise son support politique pour cela il réalise un arbitrage entre le bien-être social et l'intérêt des groupes d'influence actifs. La seconde approche est celle des modèles de « recherche de la rente » qui spécifient

¹⁰⁶ À la section 4.2.1, nous analysons les intérêts de l'industrie à l'égard des instruments économiques de réglementation environnementale. Au chapitre 6, nous étudions la formation des groupes écologistes.

¹⁰⁷ Voir Potters et Van Winden [1996], Dijkstra [1999] et Körber [1999] pour des typologies détaillées de ces approches.

une fonction d'influence. Elle permet de caractériser la part de la rente reçue par un lobby comme le résultat de son influence. Ces deux premières approches ont fait l'objet d'extensions pour intégrer notamment des fonctions de vote et des contributions politiques.

La dernière approche admet que le principal vecteur de l'influence politique est un signal d'information envoyé au régulateur. Le processus de lobbying y est analysé comme un jeu avec une asymétrie d'information et dans lequel les groupes de pression tirent profit de leur avantage informationnel.

4.1. LA FONCTION DE SUPPORT POLITIQUE

L'approche par la fonction de support politique proposée pour la première fois par Stigler [1971] puis développée et formalisée par Peltzman [1976] envisage une interaction entre le régulateur et des groupes d'intérêt¹⁰⁸. Le premier décide de manière à maximiser son support politique et ses chances d'être réélu. Les bénéficiaires d'une mesure politique « payent » pour cela avec leurs votes ou avec une contribution monétaire, en nature ou informationnelle. Cette contribution a le pouvoir d'augmenter la probabilité de réélection de celui qui la reçoit. Elle a également un coût qui est le mécontentement et la sanction électorale des individus pénalisés par le traitement de faveur accordé à d'autres. Le régulateur choisit la politique (et d'accorder une faveur) en maximisant une « 'fonction de support politique' qui a pour arguments le bien-être des groupes d'intérêts désignés et la perte d'efficacité que ces politiques imposent à la société dans son ensemble » (Grossman et Helpman [1994 : 833])¹⁰⁹.

¹⁰⁸ Au départ, Stigler [1971] décrit la régulation comme étant acquise par les industries régulées et élaborée et mise en œuvre avant tout pour leur bénéfice. Dans cette « théorie de capture de réglementation », les firmes ne sont pas victimes mais bénéficiaires et ce sont elles qui demandent la mesure. Cela paraît concevable dans le cas de subventions monétaires ou bien de barrières à l'entrée d'un marché mais plus difficile dans le cas de la politique environnementale (Oates et Portney [2003 : 4]). Le plus souvent, une mesure pour la réduction des émissions impose des coûts pour les industries polluantes et celles-ci ne la souhaitent pas. Vogel [1995] présente le contre-exemple de l'industrie automobile allemande. Dans les années 80, elle a supporté les discussions au sein de l'Union européenne pour resserrer la réglementation en matière d'émissions des voitures, parce qu'elle disposait d'une avance technologique sur ses concurrents européens.

¹⁰⁹ Long et Voudsen [1991] généralisent cette idée en formalisant une fonction de support politique ayant pour arguments les revenus de groupes représentant les secteurs à facteurs spécifiques d'une économie.

Hillman [1982] est le premier à avoir appliqué cette approche pour l'étude de la formation endogène de la protection commerciale. Bommer [1996] utilise ce cadre pour analyser les effets de la libéralisation des échanges (conséquence d'une intégration économique régionale) sur la politique environnementale endogène. La manipulation des normes de produits et de procédés est en fait une variable stratégique de politique commerciale utilisée pour compenser les producteurs domestiques des effets de la libéralisation des échanges. Les intérêts écologistes sont représentés par des groupes de pression « verts » et par la bureaucratie européenne qui pousse pour une harmonisation de la politique environnementale, moyen pour elle d'étendre le champ de ses prérogatives et maximiser ainsi son bien-être.

Des travaux empiriques ont suivi cette approche en étudiant l'effet de mesures du bien-être social et de variables reflétant l'influence de groupes particuliers sur la réglementation environnementale. Dans une étude économétrique portant sur les homologations de pesticides entre 1975 et 1989 aux États-Unis, Cropper et al. [1992] montrent que l'EPA prenait significativement en compte les bénéfices et les coûts en bien-être de ses décisions mais aussi l'intérêt d'organisations écologistes et agricoles, mesuré par leur contribution en terme d'information¹¹⁰.

Les États-Unis sont un terrain propice pour l'analyse positive empirique de la réglementation. De nombreuses études utilisent l'argent politique, publiquement déclaré, comme mesure de l'effort de lobbying¹¹¹. Burkey et Durden [1998] utilisent cette variable pour étudier le vote des sénateurs américains sur les amendements à la loi sur l'air de 1990. Pour cela, ils spécifient le comportement des législateurs dans le cadre d'une relation « principal agent ». Chaque parlementaire est supposé voter pour ou contre un amendement de manière à maximiser une fonction de support politique dont les arguments sont le bien-être des groupes d'intérêt contributeurs (mesuré par l'argent politique)¹¹², l'intérêt propre du sénateur (mesuré par son idéologie) et l'intérêt des

¹¹⁰ L'influence de ces organisations est mesurée par leur participation aux discussions sur les décisions de l'EPA en matière de réglementation des pesticides. L'étude ne prend pas en compte l'intérêt de l'industrie chimique en raison d'un problème sur les données.

¹¹¹ Goldberg et Maggi [1999] utilisent les contributions des comités d'action politique (PAC) dans les analyses empiriques de la protection commerciale endogène. Coates [1996], Durden, Shogren et Silberman [1991] et Riddel [2003] étudient l'impact de cet argent sur le vote des parlementaires américains en matière de réglementation environnementale.

¹¹² Voir la section 4.2.4 pour une discussion sur la pertinence et les raisons de prendre l'argent politique comme mesure du lobbying aux États-Unis

électeurs dans son État d'origine. Les auteurs montrent que ces trois variables ont influencé de manière significative les comportements de vote.

L'approche de la fonction de support politique est critiquée parce qu'elle manque en général de fondements microéconomiques pour expliquer le comportement des groupes de pression¹¹³. Ces acteurs apparaissent comme un argument exogène dans la fonction objectif du régulateur et d'une certaine manière, le processus politique reste comparable à une « boîte noire ». Le modèle d'agence commune de politiques est une exception notable. Grossman et Helpman [1994] y dérivent une fonction de support politique dans laquelle les groupes de pression maximisent leur profit net des contributions politiques qu'ils offrent (chapitre 4, section 2).

4.2. LES MODELES DE RECHERCHE DE LA RENTE

Cette approche est la mieux adaptée pour l'étude du choix des instruments de politique environnementale (Dijkstra [1999 : 20]). On distingue deux générations de modèles de recherche de la rente. Les premiers étudient les préférences des groupes d'intérêt à l'égard des outils de réglementation. Ils n'ont qu'un faible pouvoir de prédiction sur la nature des choix publics car ils n'envisagent pas les décisions comme le résultat d'un processus politique ou d'une compétition (pour la rente) entre lobbies. C'est ce que font les modèles de « compétition pour la rente » qui appartiennent à la seconde génération. Les choix politiques y sont analysés en fonction du rapport de forces entre les différents groupes actifs dans le jeu. L'approche par les « contributions de campagne »¹¹⁴ (Magee, Brock et Young [1989]) propose une extension avec l'introduction d'un processus de compétition électorale. Ces modèles ont également été associés à une fonction de support politique dans « l'approche par les contributions politiques ». Les modèles d'agence commune de politique en sont la version la plus raffinée car ils intègrent les fondements microéconomiques pour cette fonction (Grossman et Helpman [1994]).

¹¹³ Voir Grossman et Helpman [1994 : 841].

¹¹⁴ On doit cette terminologie à Rodrik [1995].

4.2.1. Préférences des groupes d'intérêt pour les instruments

L'analyse positive de la réglementation environnementale trouve ses origines dans l'article de Buchanan et Tullock [1975] qui appartient à la première génération. Les auteurs tentent d'expliquer la prédominance aux États-Unis des instruments non-économique, pourtant moins efficaces. Suivant Olson [1965], ils supposent que les choix politiques sont plus guidés par l'intérêt de l'industrie, qui forme un petit groupe bien organisé, plutôt que par des considérations de bien-être social. Dans un modèle de la firme, les auteurs montrent que les industries polluantes préfèrent des normes sur les émissions (des quotas) plutôt que des taxes, car les premiers procurent davantage de profit. Les quotas de pollution servent en effet de barrière à l'entrée de concurrents et créent ainsi une rente de rareté, tandis que les taxes augmentent les coûts des firmes. Cette analyse repose sur des hypothèses et sur un choix d'instruments particuliers. Les auteurs comparent une taxe avec des quotas rigides sur l'output. Ils admettent pour cela l'existence d'une relation linéaire entre production et pollution et que pour réduire leurs émissions, les firmes n'ont pas d'autre choix que de réduire leur produit.

Dans une extension de ce travail, Dewees [1983] étudie les effets distributifs de la politique environnementale et de différents instruments. Contrairement à Buchanan et Tullock [1975], il admet que les firmes peuvent réduire leur taux d'émission grâce à des dépenses de dépollution. Il considère trois instruments, une taxe sur les rejets, une norme de performance (taux d'émission) et un système de quotas négociables (*grandfathering* ou vente aux enchères). Il distingue deux groupes d'intérêt dans l'industrie, celui des actionnaires et celui des ouvriers. Les propriétaires du capital sont concernés par le profit tandis que les propriétaires du facteur travail supportent un coût d'opportunité de la réglementation environnementale s'ils sont forcés d'aller travailler dans une autre industrie. L'auteur envisage deux cas selon le degré de mobilité du capital d'une industrie à l'autre. Lorsqu'il peut être transféré sans coût, les actionnaires sont indifférents à l'égard de la réglementation environnementale. Ils peuvent même y être favorables si l'instrument choisi est un système de permis négociables offerts gratuitement. Ce don augmente leur profit comptable tandis qu'ils ne supportent pas de perte de profit économique¹¹⁵. Les ouvriers sont toujours hostiles à la réglementation

¹¹⁵ Voir le chapitre 1, sections 1.4.1 et 1.4.2.

environnementale parce qu'elle menace l'emploi dans les firmes polluées. Les écologistes préfèrent les instruments de marché qui induisent une réduction des émissions plus importante¹¹⁶. Avec un capital immobile, les actionnaires sont opposés à la réglementation environnementale quel que soit l'instrument utilisé¹¹⁷.

Dans une approche qui ne formalise pas les comportements des agents, qu'ils soient lobbies ou bien régulateurs, Brandt et Svendsen [2004], Markussen, Svendsen et Vesterdal [2002] et Svendsen [1998 ; 1999 ; 2002] étudient l'attitude des groupes de pression américains et européens à l'égard des marchés de quotas d'émission¹¹⁸. Leurs travaux reposent principalement sur les thèses d'Olson [1965]¹¹⁹.

En 1990, les États-Unis ont voté une nouvelle loi sur l'air pour contrôler les émissions de SO₂, notamment. Pour cela, elle a instauré un système pour le commerce de droit de pollution, en remplacement des réglementations directes utilisées jusque là. Svendsen [1998 ; 1999] explique que « l'acceptabilité politique » de cette loi a été facilitée par une convergence d'intérêt parmi les trois principaux acteurs organisés et concernés par cette loi. L'industrie, le secteur de la production d'électricité et les écologistes avaient tous, pour diverses raisons, une nette préférence pour un système de permis d'émission négociables offerts gratuitement.

Dans les années 90, les grandes organisations professionnelles américaines de l'industrie préféraient un système de permis négociables gratuits à une taxe ou à des

¹¹⁶ Dewees [1983] suppose que l'objectif du gouvernement est un certain taux d'émission par unité d'output et qu'il atteint quel que soit l'instrument utilisé. Or dans ce cas, les instruments de marché entraînent une diminution de l'output plus importante.

¹¹⁷ Le profit comptable généré par les permis gratuits ne serait pas suffisant pour compenser la perte de profit économique induite par la diminution du niveau d'utilisation du stock de capital (Dewees [1983 : 62]). L'auteur suggère l'absence de licenciement dans les firmes polluées mais une hausse nette de l'emploi grâce aux postes créés dans les activités de dépollution (Dewees [1983 : 58]). C'est une hypothèse forte, contraire à la réalité. Les activités de dépollution des firmes industrielles sont plutôt intensives en capital.

¹¹⁸ Citons également Boom et Svendsen [2000a et 2000b] qui étudient théoriquement et empiriquement l'attitude des groupes de pression à l'égard d'un marché international de permis d'émission GES. Les auteurs montrent que les préférences des groupes pour des instruments appliqués au niveau national, conditionnent les préférences pour les instruments appliqués au niveau international. Ainsi, en Europe ou aux États-Unis, les organisations professionnelles de l'industrie préfèrent systématiquement les « accords volontaires négociés » au cas par cas et assortis de critères de performance. Cet instrument octroie aux firmes davantage de contrôle sur le processus d'élaboration de la réglementation environnementale. Il correspond par ailleurs à des quotas relatifs (chapitre 1, section 1.3.3) et donc à une contrainte environnementale flexible. Elle n'est pas compatible avec un système international de permis négociables. C'est pourquoi certaines organisations professionnelles soutiennent un marché international des crédits d'émission (Boom et Svendsen [2000b : 14]).

¹¹⁹ Voir page 10 de cette section.

quotas vendus¹²⁰. Leurs motifs étaient financiers (chapitre 1, section 1.4.1). Malgré la réglementation des prix et des profits, les producteurs d'électricité avaient eux aussi intérêt à cet instrument. Dans le contexte de libéralisation du secteur, les permis gratuits distribués selon la règle du droit acquis constituaient une barrière à l'entrée et un moyen pour les monopoleurs de préserver leur rente (Svendsen [1998 : 144])¹²¹.

Les mouvements écologistes, au premier rang desquels *l'Environment Defense Fund* et le *Sierra Club*, soutenaient eux aussi cet instrument et l'offre gratuite, pour des raisons stratégiques. En allant dans le sens des intérêts de l'industrie, ils espéraient rendre la contrainte environnementale politiquement plus acceptable (Svendsen [1999 : 118]).

Dans son livre vert de mars 2000, la Commission de Bruxelles s'était prononcée en faveur de la vente aux enchères des permis d'émission de GES (section 1.3). La proposition finale de directive (Commission européenne [2003]) spécifie que les quotas négociables seront donnés gratuitement pour la plupart, au moins jusqu'en 2008 – 2012. Markussen, Svendsen et Vesterdal [2002] et Svendsen [2002] suggèrent que cette différence entre les deux textes résulte du lobbying des industriels européens. Les six secteurs réglementés représentent à eux seuls 45 pour cent des émissions de GES de l'Union européenne et ils sont très bien représentés à Bruxelles¹²². Deux autres types d'agents sont concernés par le mode de distribution des quotas. Ce sont les centaines de millions de consommateurs européens et dans une moindre mesure, les organisations écologistes. Tous deux étaient peu représentés dans les discussions pour l'élaboration de la directive¹²³.

Brandt et Svendsen [2004], Markussen, Svendsen et Vesterdal [2002] et Svendsen [2002] décrivent l'opinion des organisations professionnelles à l'égard de l'allocation initiale des permis et ils estiment qu'elles ont été satisfaites. Ce choix a donc été

¹²⁰ Svendsen [1999 : 120] cite, entre autres, l'*U.S. Chamber of Commerce* et la *National Association of Manufacturers*.

¹²¹ Les « utilities » pouvaient par ailleurs espérer conserver une partie de la rente écologique (chapitre 3, section 2.2).

¹²² Chacun des secteurs est représenté par une organisation professionnelle principale : Eurelectric pour l'électricité (Foratom pour le Nucléaire), Cepi pour le papier, Cembureau pour le ciment ou encore Eurofer pour la sidérurgie.

¹²³ Les consommateurs sont confrontés au problème de l'action collective (Svendsen [2002 : 6]) et au niveau européen, ils n'ont un pouvoir de sanction électorale que sur le Parlement qui n'a qu'un rôle consultatif et pas de réel pouvoir législatif.

favorable aux secteurs industriels, bien organisés en petits groupes, au détriment des consommateurs européens, soumis au problème de l'action collective. Ces auteurs sont parmi les seuls à envisager l'allocation initiale des permis négociables dans une perspective d'économie politique et de lobbying. Leur analyse est conforme aux prédictions d'Olson [1965] mais elle n'en constitue pas une preuve formelle. La principale limite de leur approche est qu'elle ne tente pas d'expliquer comment les préférences des groupes d'intérêt se matérialisent dans les choix publics observés. Les modèles de compétition pour la rente que nous présentons maintenant, sont plus complets de ce point de vue.

4.2.2. Les modèles de compétition pour la rente

Becker [1983] est l'un des premiers à envisager l'influence politique comme un jeu pour le partage d'une rente. Il analyse des transferts de richesses entre agents réalisés au moyen d'un système de taxes et de subventions. Le choix d'un mode de régulation résulte d'un rapport de forces et il reflète les intérêts des groupes économiques dominants au sens d'Olson [1965]. L'équilibre politique repose sur la spécification d'une fonction d'influence politique qui a pour arguments les contributions et la taille des lobbies. Mais sa caractérisation abstraite rend le modèle peu pratique pour des applications empiriques. L'article apporte cependant une contribution importante. Becker montre que le gouvernement choisit les instruments les plus efficaces pour réaliser des transferts vers les intérêts particuliers¹²⁴. Cela ne signifie pas l'efficacité de la politique. Parce que le marché politique est imparfait (les forces en présence ne représentent pas tous les intérêts de la société), le compromis politique diverge de l'optimum social au sens de Pareto.

La littérature sur la « recherche de la rente » a pour origine les travaux de Tullock [1967] qui explique que les coûts sociaux des monopoles ne sont pas seulement le « triangle de Hagerber » mais aussi les ressources engagées par la firme pour capturer

¹²⁴ Grossman et Helpman [1994] retrouvent ce résultat dans un cadre d'agence commune de politique. Dixit, Grossman et Helpman [1997] l'appliquent à un cadre de finances publiques et Aidt [1998] au cas d'une réglementation environnementale (section 4.2.4).

cette rente¹²⁵. Cette idée, formalisée au départ par Krueger [1974], a été développée notamment pour étudier le phénomène de dissipation des richesses¹²⁶.

Les modèles de compétition pour la rente utilisent souvent une forme de la fonction de lobbying développée au départ par Tullock [1980]¹²⁷. Elle concrétise l'influence des groupes de pression sur le compromis politique par le biais de la probabilité de mise en œuvre d'une politique. Tullock [1980] spécifie cette probabilité comme une fonction des contributions offertes par les groupes de pression. Soit N lobbies $i \in (1, \dots, N)$ en compétition qui dépensent chacun une quantité x^i de ressources pour influencer la décision d'allocation d'une rente fixe R . Leur fonction individuelle de gain net peut être représentée par la relation suivante :

$$V^i = \frac{f(x^i)}{\sum_j^N f(x^j)} R - x^i \quad (1)$$

avec f une fonction croissante et $f(x^i)/\sum_j f(x^j)$ la probabilité que soit mise en œuvre la politique qui permet au concurrent i de gagner la rente R . Un cas particulier est celui dans lequel l'enjeu peut être partagé selon une règle qui dépend des efforts relatifs individuels, $x^i/\sum_j x^j$. Lorsqu'une partie $(1 - a)$ seulement de la rente est en jeu pour la compétition et que le reste est distribué équitablement, le gain de chaque joueur devient (Nitzan [1991]) :

$$V^i = \frac{x^i}{\sum_j^N x^j} (1 - a)R - x^i + a \frac{R}{N} \quad (2)$$

Cette formulation est adaptée pour analyser la répartition d'une recette fiscale sous forme de transferts forfaitaires aux agents. Nous l'utilisons au chapitre 3 pour formaliser la distribution des permis d'émission de SO₂ dans le cadre du programme américain « pluies acides » de 1990.

Dans une autre extension du travail de Buchanan et Tullock [1975], Dijkstra [1998] envisage le contexte d'influence de deux décisions publiques. Il s'agit du choix entre deux instruments de réglementation environnementale, une taxe et une norme, et du

¹²⁵ Voir Varian [1995 : 233].

¹²⁶ Bhagwati [1982] parle d'activités « Directly Unproductive Profit-seeking (DUP) ».

¹²⁷ Voir Nitzan [1994] pour une revue des modèles de compétition pour la rente.

choix de la répartition du revenu fiscal. Suivant Buchanan et Tullock [1975], les actionnaires de l'industrie, organisés en groupes de pression, préfèrent la norme si la recette de la taxe ne leur est pas retournée. Ils préfèrent la taxe s'ils récupèrent une partie de son revenu sous forme de subventions et d'abattements fiscaux. Dijkstra [1998] suggère que l'acceptabilité politique de chacun des instruments dépend de la séquence des décisions du régulateur. Celui-ci peut d'abord choisir quel instrument appliquer et ensuite la répartition du revenu (séquence notée IR ci-après). Il peut à l'inverse commencer par annoncer l'affectation d'un éventuel revenu et ensuite décider de l'instrument employé (RI). L'auteur montre que lorsque l'influence politique de deux groupes d'intérêt industriels intervient à chaque étape, la probabilité que la taxe soit choisie est plus grande avec la séquence RI qu'avec celle IR. Pour cela, il formalise l'influence politique comme une compétition en deux étapes pour la recherche d'une rente, suivant Katz et Tokatlidu [1996].

Ce résultat est conforme aux recommandations de l'Agence européenne pour l'environnement [1996]. Pour surmonter les barrières politiques à l'introduction des taxes environnementales, elle suggérerait que les propositions de réformes fiscales écologiques spécifient clairement l'affectation des recettes (Dijkstra [1998 : 283]). Ces recommandations semblent avoir été appliquées dans les discussions pour la création du marché européen des permis d'émissions de GES. Pour que la proposition de directive soit acceptée, l'essentiel des permis a été offert gratuitement aux firmes (section 1.3). En revanche, ce schéma a échoué pour le projet français d'extension de la TGAP¹²⁸.

Les modèles de recherche de la rente sont adaptés pour l'étude de certains aspects de la réalité. Mais ils ont pour inconvénient majeur de ne pas spécifier le processus de décisions politiques et de n'accorder qu'un rôle passif au régulateur. C'est le cas pour les modèles de Dijkstra [1998] et de Long et Voudsen [1987]. Leur explication des choix publics repose par ailleurs sur le comportement exogène des groupes de pression.

4.2.3. Les modèles de contributions de campagne

Magee, Brock et Young [1989] analysent la formation endogène de la protection commerciale dans le cadre d'une compétition qui se joue à deux niveaux. Des candidats

¹²⁸ Voir la note 90 page 70.

s'affrontent pour être élus et des groupes de pression sont en concurrence pour la rente. Les électeurs sont mal informés des effets des choix politiques et leurs votes peuvent être influencés par les campagnes électorales¹²⁹. Les politiciens acceptent les dons monétaires de lobbies pour financer leur campagne et augmenter leurs chances d'être élus. En échange, leurs programmes prévoient des transferts (mesures commerciales) au profit des groupes qui les ont soutenus. Deux partis concurrents proposent des programmes politiques opposés et ciblés pour attirer les dons. Les lobbies offrent des contributions pour augmenter la probabilité d'application du programme qui leur est favorable.

Ce cadre a été appliqué par Hillman et Ursprung [1992] pour analyser le rôle des mouvements écologistes dans la détermination de la politique commerciale. Lorsque le pays est importateur d'un bien dont la consommation est polluante, les écologistes préoccupés par les questions de pollution domestique, soutiennent le candidat protectionniste. Les auteurs montrent qu'une contribution fixe offerte par les écologistes a pour effet de réduire l'effort de lobbying des industriels protectionnistes. Elle ne modifie pas la probabilité d'élection des candidats¹³⁰ et Hillman et Ursprung [1992] parlent « d'instrumentalisation » du mouvement écologiste par les intérêts industriels.

Cette approche est pertinente pour étudier les grandes orientations politiques, comme le choix entre libre échange et le protectionnisme ou celui de protéger l'environnement¹³¹. Elle est en revanche inadaptée pour analyser les modalités d'application des politiques, comme la décision d'appliquer tel ou tel instrument ou d'une affectation des revenus fiscaux. Austen-Smith [1991] reproche au modèle de Magee, Brock et Young [1989] d'admettre que la nature principale des contributions

¹²⁹ L'information a un coût qui n'est pas couvert par l'espérance de gain associée au vote. C'est pourquoi les électeurs sont passifs et fondent leur vote sur l'information qui leur est fournie gratuitement par les partis et les groupes de pression (voir également la section 2.2 page 75).

¹³⁰ Le lobbying des écologistes a un effet sur la donne électorale si leur contribution est supérieure à ce que donneraient les industriels protectionnistes s'ils étaient seuls à soutenir le candidat protectionniste.

¹³¹ Cela tient à une caractéristique du modèle. Pour pouvoir attirer des contributions, les partis doivent se différencier les uns des autres et pour cela, ils proposent des programmes politiques diamétralement opposés. C'est l'inverse de la problématique de l'électeur médian dans laquelle les programmes convergent (section 2).

des lobbies est financière¹³² et d'utiliser une probabilité électorale sans en apporter les fondements microéconomiques¹³³.

4.2.4. Les modèles de contribution politique

Le modèle de Grossman et Helpman [1994] formalise lui aussi une compétition pour la rente, mais sans inclure un processus de compétition électorale. À la place, un gouvernement ouvert à l'influence politique accepte les contributions de lobbies en échange de faveurs. Il est néanmoins soumis à la pression d'un scrutin futur et pour cela, ses décisions maximisent une fonction de support politique. Celle-ci a pour argument le bien-être social et la somme des paiements offerts par les groupes de pression. Le processus d'influence politique est caractérisé par un jeu en deux étapes¹³⁴. Au cours de la première, les lobbies proposent des « barèmes » de contributions contingentes aux décisions possibles du gouvernement. À la seconde étape, celui-ci choisit la politique qui maximise sa fonction objectif. Suivant Bernheim et Whinston [1986], la compétition entre groupes d'intérêt pour l'influence est formalisée comme un jeu d'enchères à la carte en information complète. À l'équilibre du jeu, le régulateur influencé maximise une fonction de bien-être social mais en affectant des coefficients de pondération plus élevés au bien-être des agents de la société qui participent au lobbying. Ce résultat, et toute la théorie de l'agence commune de politique, reposent sur un paramètre exogène qui caractérise le degré de corruption du gouvernement, sa préférence pour les pots-de-vin par rapport au bien-être social¹³⁵.

Un intérêt du modèle de Grossman et Helpman [1994] est de spécifier le processus de décisions publiques et d'apporter en même temps les fondements microéconomiques du comportement des lobbies. Pour cela, les auteurs caractérisent les fonctions objectif des groupes de pression à partir de l'utilité de leurs membres. Cette approche permet en

¹³² Voir le paragraphe suivant.

¹³³ Mayer et Li [1994] apportent ces fondements microéconomiques et modélisent l'incertitude sur les préférences des partis politiques et des électeurs. Voir également Grossman et Helpman [1996] dans le cadre d'un modèle d'agence commune de politique.

¹³⁴ Nous présentons ce modèle d'une manière plus détaillée dans la section 2 du chapitre 4.

¹³⁵ Goldberg et Maggi [1999] et Cadot, Grether et Olarreaga [2003] estiment ce paramètre dans le cadre d'analyses positives empiriques de la protection commerciale.

outre de prendre en compte plusieurs secteurs, plusieurs lobbies et plusieurs variables de décision. L'analyse positive peut être menée à un niveau « fin » et envisager simultanément divers aspects de la réglementation environnementale tels que le choix des instruments, le niveau de la contrainte et les modalités d'application. C'est pourquoi nous l'utilisons aux chapitres 4, 5 et 6 pour étudier le « processus endogène » d'élaboration d'un marché de permis d'émission négociables.

Austen-Smith [1991 : 4] reproche aux approches par les contributions d'admettre que l'instrument du lobbying est seulement financier alors qu'en réalité il correspond principalement à une transmission d'information¹³⁶. Le lobbying des groupes et des individus consiste pour beaucoup à un travail de persuasion des législateurs à travers des campagnes d'information, des discussions en directes sur les conséquences politiques d'une loi, une explication des effets distributifs (sur l'électorat) des mesures. Ce « lobbying informationnel » est facilité par le fait que le législateur peut être demandeur de l'information fournie par les groupes de pression¹³⁷ car il en a besoin pour prendre ses décisions. Ansolabehere, de Figueiredo et Snyder [2002] expliquent qu'aux États-Unis, les contributions des comités d'action politique (PAC)¹³⁸ ne représentent que le dixième de l'effort de lobbying des compagnies.

Dans le cadre développé par Magee, Brock et Young [1989], l'argent politique est supposé avoir une incidence directe sur les élections. Grossman et Helpman [1994] admettent au contraire que cet argent est plus destiné pour "acheter" un accès auprès des hommes politiques plutôt que pour acheter des votes. Cette « fenêtre » permet alors l'exercice d'autres moyens de pression. Schulze et Ursprung [2001] considèrent les contributions des lobbies comme des pots-de-vin destinés à corrompre.

¹³⁶ Le lobbying consiste pour beaucoup à un travail de persuasion des législateurs à travers des campagnes d'information, des discussions en direct sur les conséquences politiques d'une loi, une explication des effets distributifs (sur l'électorat) des mesures. Ce « lobbying informationnel » est facilité par le besoin d'information pour prendre ses décisions. Aux États-Unis, les entreprises et les organisations professionnelles ont accès au Congrès, aux comités et aux parlementaires. Il y a un processus de consultations et d'échange d'information qui est très institutionnalisé (Durieux et Messerlin [2003 : 20]). Voir Potters et van Winden [1992] et Rasmussen [1993] pour des modèles de lobbying informationnel.

¹³⁷ Ce mécanisme apparaît également au niveau des autorités européennes.

¹³⁸ Voir la section 2 du chapitre 3.

Avant nous, plusieurs auteurs ont appliqué le cadre de l'agence commune pour des analyses positives de la réglementation environnementale, mais aucun n'envisage le choix et l'élaboration d'un système de permis d'émission négociables. Il nous paraît néanmoins intéressant de présenter brièvement certaines de ces études parce qu'elles retrouvent des propriétés de la théorie générale de l'agence commune que nous utilisons, soit parce qu'elles envisagent un modèle économique similaire au nôtre ou bien parce qu'il est possible de faire une analogie entre leurs résultats et les nôtres..

Aidt [1998] analyse l'efficacité de l'équilibre du jeu d'agence commune dans le cadre du contrôle d'une externalité négative. En raison du lobbying, le compromis politique est socialement sous-optimal car le niveau de pollution « choisi » diverge du niveau pigouvien. Il y a malgré tout un processus d'internalisation, incomplète¹³⁹, de l'externalité. Le régulateur décide d'utiliser l'instrument de réglementation le plus efficace, ici une taxe sur l'utilisation de l'input sale. On retrouve ainsi le résultat de Becker [1983] qui explique que le gouvernement sélectionne les instruments de transfert les plus efficaces du point de vue de l'ensemble des membres actifs dans la relation d'influence (section 3.2.2)¹⁴⁰. Au chapitre 5, nous utilisons cette propriété d'efficacité¹⁴¹ pour analyser comment un gouvernement utilise une variable (le mode de distribution des permis) plutôt qu'une autre (la quantité d'émissions) pour répondre à l'influence politique de plusieurs lobbies industriels concurrents.

Finkelstain et Kislev (1997) comparent le contrôle d'une externalité par les prix (taxe) et par les quantités (quotas) dans une perspective d'économie politique. Le critère de comparaison est l'efficacité, inversement proportionnelle au biais entre l'équilibre politique sous-optimal et le niveau de contrôle « pigouvien ». Les auteurs montrent que l'équivalence néoclassique entre les deux instruments n'est plus garantie en présence de lobbying¹⁴². Ils font alors l'analogie avec le résultat de non-équivalence obtenu par

¹³⁹ Fredriksson [1997] et Schleich [1999] parviennent à des résultats similaires.

¹⁴⁰ Lorsque le marché politique est parfait, c'est-à-dire que tous les intérêts de la société sont représentés de la même manière dans le processus de décisions publiques, le compromis politique coïncide avec le niveau « pigouvien ».

¹⁴¹ Voir Grossman et Helpman [1994] et Dixit, Grossman et Helpman [1997].

¹⁴² Finkelshtain et Kislev [1997] dérivent la formule du niveau optimal de contrôle, fonction de l'élasticité de la demande pour l'input sale, du degré d'organisation des industries et de la corruption du gouvernement. Lorsque l'élasticité est suffisamment faible, le contrôle par les prix est supérieur à celui

Weitzman [1974] en présence d'information incomplète¹⁴³. Nos résultats présentés au chapitre 4 sont dans le même esprit. Nous montrons que le choix du mode d'allocation des permis d'émission négociables n'est pas neutre en présence de distorsions politiques. Et nous effectuons une analogie comparable en citant les études qui ont démontré cette non-neutralité en présence de distorsions économiques.

Au chapitre 4, nous faisons l'analyse positive d'une réforme fiscale écologique. Les recettes de la vente des permis sont recyclées dans la baisse d'une distorsion fiscale préexistante. Aidt [1997] fait de même mais pour le cas d'une écotaxe. Cette mesure a été appliquée dans certaines démocraties du Nord de l'Europe au début des années 1990 (section 1.3). Il utilise pour cela le cadre d'agence commune du modèle de Grossman et Helpman [1996]¹⁴⁴. Une différence importante concerne l'intérêt des lobbies de l'industrie polluante dans l'affectation de la rente écologique. Dans notre approche, ils sont directement intéressés par le choix entre vente et offre gratuite des permis. Dans le modèle d'Aidt [1997], ils n'ont pas d'intérêt dans le revenu fiscal déjà affecté à la réduction de taxes ou au financement d'un bien public. Ils essaient pourtant d'influencer la politique de redistribution du gouvernement pour maximiser le bien-être des électeurs (baisse des taxes sur le revenu du travail). Ils espèrent ainsi une diminution du coût d'une faveur politique sur l'autre variable.

Au chapitre 6, nous envisageons la compétition entre deux lobbies industriels et écologistes pour l'élaboration d'un marché de permis. Fredriksson [1997] et Glachant [2002] envisagent également ce cadre mais pour des instruments de réglementation différents.

par les quantités. Ce résultat repose sur une hypothèse du modèle. Une taxe est appliquée avec taux uniforme pour toutes les firmes et chacune est donc incitée à resquiller pour profiter gratuitement du lobbying des autres. Ce phénomène limite l'opposition politique à la réglementation. Avec un contrôle par les quantités, les entreprises peuvent obtenir des quotas différenciés (dans le respect de la contrainte globale exogène) et celles qui sont organisées se défont sur les autres. Dans ce cas, toutes les firmes participent au lobbying, l'opposition politique est plus forte qu'avec la taxe et l'équilibre politique dévie plus de la solution « pigouvienne ». Ce résultat est amplifié avec une élasticité plus grande. En effet, les firmes peuvent plus facilement échapper à l'écotaxe en utilisant moins l'input et elles sont donc encore moins incitée à s'y opposer.

¹⁴³ Voir note 17 page 18.

¹⁴⁴ Le régulateur est remplacé par deux partis en compétition pour une représentation proportionnelle au gouvernement. Ils élaborent leurs programmes respectifs pour attirer le vote des électeurs (informés) et les contributions de groupes de pression. Le degré de corruption est davantage spécifié que dans le modèle de Grossman et Helpman [1994] car il est fonction de la proportion des électeurs informés dans la société. Grossman et Helpman [1996] montrent qu'un unique lobby offre « rationnellement » des pots-de-
vin aux deux partis. Sous certaines conditions, il peut ainsi capturer les décisions du gouvernement élu. La relation d'agence devient une relation de contrôle direct du lobby sur le législateur.

Fredriksson [1997] considère une taxe sur la pollution de l'industrie dans une petite économie ouverte, lorsque deux lobbies industriels et écologistes sont en compétition pour fixer cet instrument¹⁴⁵. Il montre que son niveau dépend des proportions de chacun des deux types d'agents dans la population et de l'élasticité de la pollution par rapport au prix des émissions¹⁴⁶.

La littérature d'économie de l'environnement montre que la pollution, réglementée, peut augmenter à la suite de l'application d'une subvention à la dépollution en raison d'un effet d'entrée, toutes choses égales par ailleurs. Fredriksson indique qu'un phénomène similaire apparaît en raison d'un effet politique. La subvention peut avoir un effet négatif sur le niveau d'équilibre politique de l'écotaxe et augmenter le volume des rejets. En diminuant les coûts marginaux d'abattement et de production, la subvention induit une hausse de l'output. Il y a une baisse du taux d'émission par unité produite mais qui peut être plus que compensée par la hausse de la production et, dans ce cas, la pollution augmente avec le taux de la subvention. Cela accroît le coût de l'écotaxe pour l'industrie et son incitation à faire du lobbying pour s'y opposer augmente. En face, le soutien politique des écologistes peut diminuer s'ils sont satisfaits de la baisse du taux d'émissions par unité d'output. L'effet total de la subvention est une diminution du niveau d'équilibre politique de l'écotaxe, *ceteris paribus*.

Un aspect remarquable des politiques environnementales, notamment en Europe, est qu'elles « empilent » les instruments de réglementation. Par exemple, dans les domaines de pollution de l'eau et de rejet de gaz SO₂ et NO_x, des taxes ont été ajoutées à des normes de performance déjà en place, et maintenant ces instruments coexistent en ayant la même cible (Glachant [2002 : 4]). Ces écotaxes ont généralement un taux faible, inférieur au niveau pigouvien, et leurs recettes sont pré-affectées au financement de la dépollution dans le secteur où elles ont été collectées. D'autres affectations, telles qu'une réforme fiscale écologique, seraient pourtant plus efficaces. Glachant [2002] analyse l'économie politique de cette combinaison d'instruments. Deux lobbies

¹⁴⁵ Conconi [2003] et Schleich [1999] étudient aussi le contrôle d'une externalité négative dans le cadre d'agence commune de politique en économie ouverte. Dans le cadre d'une petite économie ouverte, Schleich [1999] analyse l'interaction de mesures commerciales et environnementales et leurs effets sur la qualité de l'environnement, selon que l'externalité provient de la consommation ou de la production. Conconi [2003] envisage le cadre d'une grande économie ouverte pour étudier le comportement des lobbies écologistes en présence de pollutions transfrontalières.

¹⁴⁶ En l'absence de lobbying, le niveau de taxe pigouvienne est caractérisé par la proportion d'écologistes dans la population (Fredriksson [1997 : 51]).

industriels et écologistes tentent d'influencer les choix de l'affectation des recettes fiscales et du niveau de l'écotaxe qui s'ajoute à une réglementation directe en place. Les écologistes préfèrent que les recettes soient reversées (transferts forfaitaires) aux citoyens, pour en bénéficier et l'industrie préfère une pré-affectation au financement de la dépollution. Glachant [2002] montre que l'adjonction d'une écotaxe est la une réponse politique à un pauvre respect des normes en place. Les écologistes se contentent d'un faible taux s'ils ont peu de poids politique¹⁴⁷ et ils se font les avocats d'une pré-affectation des recettes malgré leur préférence pour l'autre affectation. Ils espèrent ainsi obtenir de l'industrie qu'elle accepte un taux plus élevé de l'écotaxe.

Nous achevons cette section en présentant brièvement des études qui utilisent le cadre de l'agence commune pour l'analyse positive de la réglementation environnementale. Elles seraient instructives pour vérifier empiriquement les résultats que nous présentons aux chapitres 4, 5 et 6.

Damania, Fredriksson et List [2000] étudient l'effet de la libéralisation des échanges sur le niveau de réglementation environnementale en présence de corruption. Pour cela, ils développent un modèle d'agence commune de politique qui leur permet de faire les prédictions théoriques suivantes. La politique environnementale se durcit à la suite de la libéralisation des échanges et elle est plus laxiste avec un niveau de corruption plus important. Il y a une interaction entre l'ouverture aux échanges et la corruption et elle modifie leurs effets respectifs sur le niveau de la contrainte réglementaire, mais le modèle ne permet pas de préciser l'amplitude et le sens de cette interaction. Pour cela, les auteurs étudient empiriquement la relation entre les trois variables sur un échantillon de données pour 30 pays (industrialisés et en développement) sur la période 1982 – 1992. Les résultats confirment les prédictions du modèle et en particulier, ils indiquent que la protection commerciale et la corruption sont complémentaires pour induire le relâchement de la réglementation environnementale. En effet, les données indiquent qu'en présence d'un niveau de corruption plus élevé dans un pays, l'impact de l'ouverture sur la réglementation est plus grand.

¹⁴⁷ Cf. Fredriksson [1997]

Dans une approche similaire, Fredriksson et Svensson [2003] étudient l'effet de l'interaction entre instabilité politique et corruption sur la réglementation environnementale. Pour cela, ils étendent le modèle d'agence commune en y ajoutant une troisième étape du jeu et au cours de laquelle l'instabilité politique se matérialise. Le lobby du secteur pollueur (l'agriculture) offre des pots-de-vin au gouvernement en place en échange d'une certaine politique. Mais il n'y a qu'une probabilité $1 - \gamma < 1$ que le gouvernement reste en place au cours de la dernière étape et qu'il applique effectivement cette politique. S'il est remplacé, le nouveau gouvernement applique la même mesure avec une probabilité $0 < \lambda < 1$.

Section 5 L'INCIDENCE DES STRUCTURES INSTITUTIONNELLES

Un développement récent et très prometteur de l'économie politique analyse l'effet des facteurs institutionnels sur le lobbying et sur les choix publics. Nous ne prenons pas en compte cet aspect dans nos analyses empiriques et théoriques. Il nous paraît pourtant utile de mentionner cette littérature, ne serait-ce que pour pouvoir proposer des directions de recherches futures.

À la fin des années 80, Hahn [1989 : 111] s'interroge sur les raisons de l'emploi fréquent d'écotaxes pour la régulation des émissions polluantes tandis que seulement deux pays, l'Allemagne et les États-Unis, appliquent des marchés de permis négociables (et l'application est assez limitée dans le premier pays). L'auteur cite Noll [1983] qui explique que les institutions politiques des différents pays peuvent fournir des indices pour comprendre les stratégies de régulation.

Congleton [1992] montre empiriquement que le type de régime en place, autoritaire ou démocratique, a une incidence sur le niveau de la contrainte environnementale. Il suggère que les dictateurs préfèrent un niveau de réglementation laxiste afin de ne pas pénaliser le PNB dont ils profitent à court terme. L'électeur médian, qui caractérise la démocratie, préfère un niveau de réglementation environnementale plus strict, car il accorde relativement plus d'importance à la protection de l'environnement dans sa fonction d'utilité inter-temporelle. L'auteur confirme cette hypothèse dans une étude

empirique sur le contrôle des émissions de chlorofluorocarbones (CFC). Il utilise pour cela des données sur les pays signataires du protocole de Montréal¹⁴⁸.

Persson, Roland et Tabellini [2000] analysent l'incidence du type de régime constitutionnel, parlementaire (Europe) ou présidentiel-congrès (États-Unis) sur la politique fiscale d'un pays. Ils s'intéressent pour cela à la relation d'agence entre les électeurs et les hommes politiques élus et en supposant que chaque partie est d'abord intéressée par la maximisation de son intérêt personnel. Les élus préfèrent des niveaux de taxes élevés qui leur offrent plus de moyens de s'approprier la rente, tandis que les électeurs préfèrent payer moins d'impôt. Les auteurs expliquent que le niveau de prélèvement obligatoire sera moins élevé dans un régime présidentiel-congrès car les électeurs peuvent exercer un pouvoir de contrôle plus fort sur les politiciens¹⁴⁹. Fredriksson et Millimet [2003] vérifient cette hypothèse dans une étude sur le niveau de la fiscalité écologique sur l'essence et le gasoil menée pour 86 pays démocratiques. Ils trouvent que toutes choses égales par ailleurs, les prix moyens du diesel et du super sont effectivement moins élevés dans les systèmes présidentiels-congrès¹⁵⁰.

La structure du processus des décisions publiques a également une incidence¹⁵¹ sur la réglementation environnementale. Campos [1989] explique que lorsque le Parlement doit décider sur plusieurs aspects de la réglementation environnementale (instrument et niveau de la contrainte), le choix de l'instrument peut être inefficace. Chaque parlementaire sait pertinemment que le niveau de réglementation sera celui désiré par le parlementaire médian. Il choisit donc l'instrument en fonction de cela et de manière à maximiser l'intérêt de son électorat, et la combinaison obtenue n'est pas nécessairement optimale.

¹⁴⁸ Murdoch et Sandler [1999] utilisent un cadre similaire pour montrer que le degré de libertés civiles et politiques a eu un impact sur le niveau de réduction des gaz CFC à la fin des années 80.

¹⁴⁹ C'est parce que dans un régime présidentiel, il y a moins de cohésion entre les parlementaires, plus de séparation des pouvoirs et davantage de contrôles (Persson, Roland et Tabellini [2000 : 1124]). Dans un régime parlementaire, il y a au contraire plus de cohésion entre les députés qui peuvent se maintenir au pouvoir grâce à des majorités stables.

¹⁵⁰ Les auteurs précisent que leur étude peut également avoir pour fondements théoriques une analyse de la réglementation par le lobbying des groupes d'intérêt. Ils citent notamment Bannedsen et Feldmann [2002] qui expliquent que l'intensité du lobbying informationnel (section 3.3) diffère selon les régimes constitutionnels. Elle sera plus importante dans un système décentralisé du type du Congrès américain.

¹⁵¹ Dijkstra [1999 : 28 - 30] fait une synthèse des études qui suivent cette approche pour analyser le choix entre instruments de contrôle direct et instruments économiques de réglementation environnementale.

Bohm et Russell [1985] et De Savornin Lohman [1994] insistent sur la notion «d'arènes» dans lesquelles sont prises les décisions politiques. Ils expliquent que les instruments économiques de réglementation environnementale sont choisis dans des arènes politiquement et médiatiquement exposées et que cela suscite la réaction d'opposants. Les outils de contrôle direct et leurs modalités d'application sont quant à eux choisis dans des arènes (l'administration) moins visibles, plus discrètes. Aux États-Unis, la responsabilité des instruments économiques tombe en partie dans le giron du ministère et de la commission des finances qui n'ont pas toujours comme priorité l'efficacité environnementale de la mesure. Les instruments de réglementation directe sont davantage contrôlés par les seules autorités environnementales.

CONCLUSION

La mise en œuvre des politiques environnementales ne suit généralement pas les prescriptions de l'analyse économique. Le niveau de la contrainte sur les émissions est fixé à un niveau trop faible pour avoir un réel impact sur le comportement des pollueurs et certainement inférieur au niveau pigouvien. Les modalités d'application des instruments ne garantissent pas le principe d'efficacité économique. C'est le cas pour les systèmes de permis d'émission négociables. Un aspect essentiel de l'élaboration de cet instrument retient notre attention dans cette thèse. C'est l'allocation initiale des quotas qui détermine l'affectation d'une rente écologique. En présence de distorsions fiscales préexistantes, comme en Europe, l'analyse économique recommande de vendre les permis pour financer une réforme fiscale écologique, condition pour minimiser les coûts de la réduction des pollutions. Les gouvernements européens ont une certaine expérience de ce mécanisme de finances publiques a déjà été pratiqué en Europe avec des écotaxes.

Des pays européens se sont déclarés favorables à la vente des quotas d'émission de carbone dans le cadre des discussions pour l'élaboration du marché européen. Pourtant, ces droits seront offerts gratuitement dans leur quasi-totalité, au moins pour la période allant jusqu'en 2012. C'est conforme aux attentes des industries concernées par cette réglementation. Elles se sont toujours montrées hostiles à la vente des permis et à une

taxe sur les émissions. Elles sont en revanche favorables à un système de permis négociables lorsque ceux-ci sont distribués gratuitement. Les quotas gratuits correspondent à un profit exceptionnel pour les actionnaires des firmes qui les reçoivent. Ils sont donc un motif de lobbying pour la rente.

Une branche importante de l'économie politique s'est développée à partir de l'étude des préférences et des comportements des groupes d'intérêt et de leur incidence sur les choix publics. Etant donné le débat politique qui entoure le choix d'un mode d'allocation, cette approche par les groupes de pression paraît judicieuse pour étudier l'élaboration « endogène » des marchés de permis d'émission négociables.

Dans le chapitre suivant, nous présentons une étude empirique sur le choix par le législateur américain de l'allocation initiale des permis de SO₂ dans le programme « Acid rain » de 1990. Nous faisons l'analyse positive d'un processus dans lequel le régulateur qui a déjà fixé le niveau de contrainte environnementale et décidé de l'affectation de la rente écologique entre sphères publiques et privées en offrant gratuitement les permis aux entreprises. En raison des caractéristiques de la variable politique étudiée, l'utilisation d'un modèle de partage endogène d'une rente nous semble le mieux adapté.

Dans les chapitres 4, 5 et 6, nous procédons à l'analyse positive théorique des choix d'un régulateur qui a choisi d'organiser un système de quotas d'émission négociables. Il doit encore fixer la quantité légale des émissions, s'il offre ou s'il vend les permis, et enfin comment distribuer les permis gratuits. Dans une perspective d'équilibre général, ses choix d'allocation d'une rente (écologique) ont un impact sur les effets distributifs de sa politique et il doit donc faire un arbitrage entre faveurs politiques accordées à des groupes de pression et bien-être social. L'approche de Grossman et Helpman [1994] nous semble être la plus appropriée à ce contexte. Ce cadre analytique offre l'avantage de pouvoir spécifier le processus de choix publics et de rendre compte de l'arbitrage du régulateur. Il permet par ailleurs de caractériser le comportement des groupes de pression et leurs préférences sur les différents choix politiques considérés.

Chapitre 3

LOBBYING POUR LES PERMIS D'EMISSION : L'ECONOMIE POLITIQUE DU PROGRAMME AMERICAIN « PLUIES ACIDES »[†]

[†] Un extrait de ce chapitre a été publié en anglais sous le titre « Lobbying for Emissions Allowances: A New Perspective on the Political Economy of the US Acid Rain program », *Rivista di Politica Economica*, 2003, vol. 43 (1-2), pp. 289-313.

« The battles over allowance allocation resembled the annual battles over the federal budget, with representatives each attempting to maximize the slice of the pie for their constituents. Congress conformed to the image of the “pork barrel outfit” [...]».

Hausker [1992 : 566]

INTRODUCTION

La théorie économique énonce que dans un environnement de concurrence pure et parfaite, le mode d'allocation initiale des quotas d'émission négociables est neutre (chapitre 1, section 1.4.1). Le manager rationnel considère en effet le même coût d'opportunité à utiliser des permis, qu'ils aient été vendus ou donnés¹⁵², toutes choses égales par ailleurs. Cette neutralité disparaît si on se place du seul point de vue des actionnaires. Ils préfèrent l'offre gratuite car elle leur procure un profit exceptionnel¹⁵³. Cramton et Kerr [1998 : 10] estiment qu'ils peuvent alors être tentés d'adopter un comportement de recherche de cette rente et, pour cela, les gouvernements devraient choisir de vendre les permis aux enchères. Cette méthode éviterait que les firmes se livrent une compétition pour les quotas gratuits et qu'elles gaspillent des ressources dans cette activité « directement non-productive »¹⁵⁴. Cramton et Kerr [1998 : 16] expliquent en effet que : « ce combat va entraîner des coûts directs durant l'élaboration

¹⁵² Voir Koutstaal [1997 : 5], Godard [2003] et le chapitre 1, section 1.4.1.

¹⁵³ Cf. note précédente.

¹⁵⁴ Voir note 126, page 87.

de la politique (environnementale). Les groupes vont investir dans des frais d'avocats, de lobbying auprès du gouvernement et de campagnes de relations publiques. Les membres du gouvernement vont dépenser un temps énorme dans la préparation et dans l'analyse des options et dans les négociations [...] Les firmes peuvent finalement consacrer plus de ressources pour capturer la rente que pour trouver le moyen efficace de réduire leurs émissions (de carbone) ». Les auteurs suggèrent que ce phénomène s'est produit à l'occasion de l'élaboration du système américain de droits d'émission négociables de dioxyde de soufre (SO₂). Notre étude a pour objet de vérifier cette hypothèse.

Dans le cadre de la loi sur l'air de 1990, le « Clean Air Act Amendment » (CAAA), les autorités fédérales ont plafonné les émissions globales de SO₂ des centrales électriques et ont divisé cette contrainte quantitative en quotas unitaires pouvant être échangés sur un marché organisé. Le projet de loi contenait une règle de référence pour la répartition initiale des permis mais elle a été sensiblement « remaniée » à la suite des discussions parlementaires du texte. Cohen [1992 : 111] explique qu'il y a eu un véritable marchandage au Congrès et qu'il avait les caractéristiques d'un jeu à somme nulle.

Joskow et Schmalensee [1998] évaluent les facteurs politiques qui ont pesé sur ces négociations et en particulier l'influence de l'État d'origine d'une centrale électrique. Ils définissent ce facteur par trois variables. Ils supposent qu'une firme a peut-être obtenu plus de permis si son État était bien représenté dans les chambres et les comités du Congrès, s'il était d'une importance stratégique durant les campagnes électorales ou bien s'il disposait d'un secteur houiller employant une main d'œuvre importante. Ces variables n'ont en réalité pas eu un effet significatif. Des États qui avaient des élus à des postes clés du Congrès ont reçu relativement plus de permis qu'ils n'auraient dû tandis que d'autres, aussi bien représentés, ont fait beaucoup moins bien. Certains États, sans poids politique, ont au contraire été très performants dans le processus d'allocation. Le leadership au Congrès et la participation aux comités parlementaires ne permettent donc pas d'expliquer les écarts dans l'allocation finale des permis. C'est surprenant étant donné l'importance reconnue de ces facteurs dans le processus législatif américain¹⁵⁵.

¹⁵⁵ Joskow et Schmalensee [1998 : 78]).

Joskow et Schmalensee [1998 : 80] expliquent que des comportements de recherche de la rente et des pressions sur les membres du Congrès sont intervenus au cours des discussions parlementaires : « [...] À travers leurs organisations professionnelles et leurs comités d'action politique et grâce à leurs contributions politiques, des centrales électriques ont obtenu les faveurs de membres influents du Congrès représentant d'autres zones géographiques ». Cette influence n'est pas prise en compte par leur analyse centrée sur la relation d'agence bilatérale entre un État et ses représentants. Ils ajoutent que la variable « emploi dans le secteur houiller » ne suit pas leurs prédictions car les unités de production de courant les plus polluées étaient rarement situées à proximité des bassins houillers.

Notre étude a pour objet de rendre compte de ces comportements non-coopératifs pour la recherche d'une rente et de compléter ainsi l'économie politique de la loi américaine sur l'air de 1990¹⁵⁶. Pour cela, nous établissons le lien entre l'allocation des permis gratuits et les intérêts particuliers bénéficiaires. Dans la prochaine section, nous présentons le cadre politique des discussions pour l'élaboration du marché américain des droits de rejet de SO₂. Nous décrivons les déviations dans l'allocation initiale (par rapport à une règle de référence) comme le résultat du marchandage politique au congrès. Dans la troisième section, nous identifions les intérêts en jeu. Nous montrons que malgré la réglementation des profits dans le secteur de l'électricité, les actionnaires des centrales étaient motivés par l'allocation des permis gratuits pour s'approprier une rente « tombée du ciel ». Dans la quatrième section, nous modélisons le processus de décision politique comme un jeu non-coopératif d'influence politique puis nous en testons une forme réduite. Pour cela, nous utilisons les contributions offertes par les Comités d'action politique (PAC) comme une mesure de l'effort de lobbying. La dernière section présente nos conclusions.

¹⁵⁶ D'autres études ont montré que la loi sur l'air de 1990 a été soumise au jeu de l'influence politique. C'est le cas de Burkey et Durden [1998] qui analysent l'impact de l'argent politique sur le vote des sénateurs américains sur plusieurs amendements de cette loi (section 3.1).

Section 1 L'ALLOCATION DES PERMIS D'EMISSION DE SO₂

1.1. LES DISCUSSIONS PARLEMENTAIRES DU PROJET DE LOI

Le « Clean Air Act Amendment » de 1990 définit de nouvelles orientations pour le contrôle du phénomène des pluies acides. Son titre IV fixe une contrainte quantitative sur les rejets de SO₂ des centrales électriques, les « *utilities* », qui sont les principaux pollueurs. L'objectif est que ces *utilities* doivent, d'ici à 2010, réduire collectivement leurs émissions annuelles de sulfure de 50 pour cent en dessous du niveau de 1980. Elles doivent le faire progressivement en deux phases. Au cours de la première (1995-1999), les 261 unités de production les plus polluées, celles brûlant du charbon, ont été autorisées à émettre ensemble 6,4 millions de tonnes de SO₂ chaque année. Durant la seconde phase (2000 – 2010), tous les générateurs qui brûlent des énergies fossiles (pétrole, gaz et charbon) sont concernés par un plafond national d'environ 9,3 millions de tonnes de SO₂ par an.

Cet objectif global a été divisé en permis unitaires, chacun donnant droit au rejet d'une tonne de SO₂ au cours d'une année. L'agence américaine pour l'environnement (EPA) et le *Chicago Board of Trade* ont été chargés d'organiser un marché pour l'échange de ces droits, qui peuvent par ailleurs être « épargnés » pour une utilisation ultérieure¹⁵⁷.

Les centrales électriques ont quatre solutions principales pour se conformer à cette réglementation et elles ne sont pas exclusives l'une de l'autre. Elles peuvent réduire leurs émissions par unité d'output en installant des filtres ou bien en remplaçant l'utilisation d'un charbon à haute teneur en soufre par celle d'un charbon moins soufré. Elles peuvent alternativement acheter (vendre) leur déficit (excédent) de permis sur le marché. Elles peuvent enfin réduire leur output¹⁵⁸.

Dans son projet de loi initial, publié en juin 1989, l'administration Bush (senior) avait fixé, pour chacune des deux phases, le scénario de réduction des émissions

¹⁵⁷ Voir Ellerman et al. [2000] pour une description détaillée du marché américain de permis d'émission de SO₂.

¹⁵⁸ Elles peuvent en outre ne pas se conformer à la réglementation et payer pour cela une amende prohibitive.

globales et une méthode d'allocation initiale des permis. Ceux-ci devaient être distribués gratuitement selon le principe d'un droit acquis (*grandfathering*) défini par une règle de référence. Elle est fonction de la consommation d'énergies fossiles au cours d'une période antérieure¹⁵⁹.

Le projet de loi a ensuite été transmis aux deux chambres parlementaires pour être examiné par les représentants. Ils ont légèrement modifié l'objectif environnemental du texte en avançant d'un an les dates de démarrage des deux phases qui étaient 1996 et 2001 à l'origine. Cela a contraint les *utilities* à commencer plutôt la réduction de leurs émissions. Les réductions « supplémentaires » ainsi obtenus pour la phase I (3,5 millions) ont été redistribués gratuitement sous forme de subventions : l'allocation de 700 000 permis par an pendant 5 ans devait récompenser l'installation de filtres à émissions, des « scrubbers ». Le véritable objectif de cette mesure était de préserver l'emploi dans les bassins houillers du Nord-Est et du Centre des États-Unis. La mise en œuvre du CAAA risquait en effet d'exacerber la chute de la consommation du charbon en provenance de ces zones, en raison d'un processus de substitution vers un charbon moins cher et plus propre venant de l'Ouest¹⁶⁰.

À la suite de leurs discussions, les parlementaires ont donc un peu modifié le plafond global pour la première phase. Le projet de loi prévoyait un plafond annuel de 5,5 millions de tonnes pour la première phase. Avec les subventions et 200 000 offerts comme bonus, il a été augmenté à 6,4 millions. Les députés ont par ailleurs adopté une série de dispositions et d'amendement modifiant la règle de répartition par rapport à sa version initiale. Ils ont enfin décidé que 2,8 pour cent des droits seraient réservés chaque année pour être vendus aux enchères. Cette disposition avait pour objectif de

¹⁵⁹ Pour la première phase, chaque centrale électrique devait recevoir une quantité de permis égale à sa consommation moyenne d'intrants énergétiques (mesuré en unité thermique britannique - utb) pendant la période 1985 – 1987, multipliée par un taux de 2,5 livres de CO₂ par utb d'intrant énergétique. Pour la seconde phase, chaque unité devait recevoir un nombre de permis égal au minimum entre son niveau d'émissions en 1990 et un taux d'1,2 livres de SO₂ par million d'utb multiplié par sa consommation d'équivalents énergétiques au cours de la période de référence (Bohi et Burtraw [1992 : 130]).

¹⁶⁰ L'Ouest des États-Unis, et en particulier le bassin PRB (Wyoming et Montana), dispose de grandes quantités de charbon facile à extraire et à faible teneur en soufre. À la suite de la déréglementation du transport ferroviaire et de la baisse du prix du fret, ce charbon est devenu le plus compétitif même au centre et au Nord-Est des États-Unis (Ellerman et al. [1997: 12]. Il l'est devenu encore plus avec le CAAA. À la fin des années 1980, ICF Resources Inc. [1989] prédisait qu'une telle réglementation pouvait accélérer le phénomène de substitution entre types de charbon et le déclin de l'emploi dans les zones produisant du charbon à haute teneur en soufre (Nord des Appalaches et Midwest). Cet argument a eu un rôle important dans les négociations de la loi (Joskow et Schmalensee [1998]).

garantir la disponibilité de permis pour de nouvelles firmes entrant sur le marché de la production d'électricité mais également pour « éclairer » le marché sur son prix d'équilibre¹⁶¹.

1.2. L'ALLOCATION POUR LA PREMIERE PHASE

Le tableau 1 dresse la liste, nommée « table A » dans le texte de loi, des États dans lesquels des centrales électriques étaient concernées par la première phase. L'application stricte de la règle de référence aurait produit une allocation présentée dans la seconde colonne. La troisième colonne indique les déviations par rapport à cette règle et avant la prise en compte des bonus additionnels recensés dans la quatrième colonne. Des ajustements de mesures peuvent expliquer les écarts les plus petits de la colonne 3, mais pas les gains importants obtenus par les États de Floride, d'Illinois, et du Missouri. Durant les discussions parlementaires, des unités de production de l'État de New York et du Wisconsin ont été ajoutées à la « table A » alors qu'elles avaient déjà été fermées. Cela constituait une rente exceptionnelle évidente pour leurs propriétaires (Joskow et Schmalensee [1998 : 52]). Deux dispositions de l'amendement (404[a] et 404[h]) ont incorporé 200 000 permis supplémentaires devant être distribués aux quatre États de l'Illinois, de l'Indiana, de l'Iowa et de l'Ohio. Cette mesure était justifiée pour partager les coûts de réduction importants pour les centrales situées dans le « Midwest » (Hausker [1992]).

La taille ne semble pas être un facteur déterminant, les plus gros émetteurs n'étant pas nécessairement gagnants. C'est le cas des États du Kentucky, de Pennsylvanie, du Tennessee et de la Virginie de l'Ouest qui ont en revanche obtenu des subventions pour les filtres. Les États de l'Indiana, de l'Ohio, de Floride et de New York ont été performants pour les deux phases alors que les États de l'Illinois, de l'Iowa, du Missouri et du Wisconsin ont fait bien juste pour la première. Joskow et Schmalensee [1998 : 54] suggèrent que les gros producteurs exportateurs de charbons comme la Pennsylvanie, la Virginie de l'Ouest et leurs voisins se sont concentrés sur les subventions pour protéger l'emploi minier tandis que les États qui consommaient plus de charbon qu'ils n'en

¹⁶¹ Hausker [1992] décrit la négociation au Congrès américain pour l'élaboration de cette disposition.

Tableau 3.1 : Répartition des permis par État pour la phase 1 (quantité de permis)

État	Règle de référence	Déviations avant bonus	Bonus	Répartition finale	Déviations par rapport à la règle de référence recalculée	Subventions pour l'installation de filtres	Production de charbon en 1989 (000 tonnes)
Alabama, AL	230 947	-7	0	230 940	-10 381	3 428	27 992
Floride, FL	129 792	3 338	0	133 130	-2 492	33 248	0
Georgie, GA	581 599	1	0	581 600	-26 123	0	0
Illinois, IL	353 191	4 709	36 356	394 256	25 201	0	59 267
Indiana, IN	640 855	9 485	66 724	717 064	47 424	104 323	33 641
Iowa, IA	37 555	2 735	1 350	41 640	2 398	0	430
Kansas, KS	4 226	-6	0	4 220	-196	0	0
Kentucky, KY	278 637	-387	0	277 980	-12 903	82 857	167 389
Maryland, MD	140 066	-526	0	139 540	-6 818	7 110	3 376
Michigan, MI	42 334	6	0	42 340	-1 896	0	0
Minnesota, MN	4 409	-136	0	4 270	-337	0	0
Mississippi, MS	54 609	1	0	54 610	-2 452	0	0
Missouri, MO	345 101	7 889	0	352 990	-7 612	0	3 378
New Hampshire, NH	32 207	-17	0	32 190	-1 463	0	0
New Jersey, NJ	20 811	-31	0	20 780	-966	6 242	0
New York, NY	147 393	3 587	0	150 980	-3 034	11 673	0
Ohio, OH	863 191	89	96 920	960 200	58 237	167 442	33 689
Pennsylvanie, PA	536 121	-1 981	0	534 140	-26 063	76 441	70 596
Tennessee, TN	386 183	247	0	386 430	-17 100	111 374	6 480
Virginie de l'O., WV	496 528	1 342	0	497 870	-20 961	96 131	153 580
Wisconsin, WI	130 004	13 376	0	143 380	7 356	0	0
Total	5 455 761	43 709	201 359	5 700 550	0	700 000	-

Source : Joskow et Schmalensee [1998] et *Energy Information Administration*

produisaient (IN et OH) ont focalisé leur attention sur les permis. Des États incluant l'Alabama, la Géorgie, la Floride et l'Illinois ne rentrent pas dans ce schéma. Cette explication suppose la compensation, au niveau d'un État, entre les effets des subventions et ceux des dons de permis. Ce n'est pas évident car ces mesures profitent à des intérêts différents comme nous allons le voir.

1.3. L'ALLOCATION POUR LA SECONDE PHASE

Le tableau 3.2 présente les déviations entre la règle de référence et l'allocation finale pour la seconde phase. Elles ont pour origine une trentaine d'amendements ajoutés durant les discussions parlementaires. Comme pour la première phase, la variable explicative proposée par Joskow et Schmalensee n'est pas significative pour expliquer ces écarts. Parmi les six principaux gagnants, seuls la Géorgie et l'État de New York étaient bien représentés tandis que parmi les 6 plus gros perdants, la Pennsylvanie et le Michigan l'étaient également. Joskow et Schmalensee [1998] classent ces amendements en trois catégories.

Tableau 3.2: Déviations entre la règle de référence et l'allocation finale pour la phase 2
(quantité de permis)

État	Gain	État	Gain	État	Perte	État	Perte
Floride	115 475	Arkansas	13 144	Pennsylvanie	-113 069	Wisconsin	-10 140
Géorgie	87 147	Oregon	12 195	Ohio	-85 423	Maryland	-8 453
Iowa	48 188	Montana	10 964	Virginia de l'O	-85 298	Illinois	-8 415
Minnesota	45 487	Arizona	9 557	Tennessee	-81 005	Indiana	-7 870
New York	41 735	Kansas	9 464	Georgia	-35 456	Wyoming	-7 186
Louisiane	39 485	Caroline du S.	1 748	Michigan	-33 830	Missouri	-6 449
Utah	35 798	Missouri	1 688	Massachusetts	-29 256	New Hampshire	-4 822
Texas	29 281	Maine	236	Kentucky	-18 852	Connecticut	-4 592
Oklahoma	25 789	Vermont	14	Virginie	-14 314	New Mexico	-2 661
Nebraska	24 115			Alabama	-13 142	Dakota du S.	-862
Dakota du N.	22 707			Washington	-12 886	New Jersey	-432
Colorado	19 494			Caroline du N.	-11 959	D.C.	-190
Nevada	14 197			Delaware	-11 312	Rhodes Island	-34

Source : base de données « Acid Rain » de l'EPA

La première regroupe des clauses qui concernent des caractéristiques techniques et opérationnelles des centrales, comme la capacité de production et son niveau

d'utilisation, l'âge du générateur ou encore le type de combustible fossile utilisé. Joskow et Schmalensee [1998 : 56] considèrent que certains de ces amendements « techniques » masquent en réalité des intérêts politiques.

Une seconde catégorie correspond aux dispositions favorisant des *utilities* situées dans des États ayant un représentant bien placé au congrès. C'est le cas pour le Dakota du Nord et c'est en accord avec l'hypothèse de Joskow et Schmalensee [1998] sur l'incidence de la représentation. Une troisième catégorie rassemble des dispositions favorisant des intérêts particuliers mais qui sont difficiles à relier avec des parlementaires bien positionnés.

Section 2 LE MOTIF DE LOBBYING

2.1. L'INTERET DES ACTIONNAIRES DU SECTEUR DE L'ELECTRICITE

Au cours des années 80, l'industrie de génération d'électricité a bloqué toute progression des négociations sur la qualité de l'air, grâce à un lobbying puissant et avec l'aide d'autres secteurs (Cohen [1992]). Cependant, elle n'a pas réussi à s'opposer au CAAA. Une explication est un lobbying moins efficace en raison de dissensions internes. Les *utilities* de l'Ouest avaient déjà été contraintes à une réduction de leurs émissions et pour cela, elles avaient des intérêts opposés à ceux des centrales plus polluées du Nord-Est et du Centre¹⁶². L'*Edison Electric Institute*, le lobby du secteur de l'électricité, n'est pas parvenu à résoudre ces divergences (Cohen [1992 : 111]). Lorsque l'administration Bush a proposé un plafond sur les émissions, en juin 1989, les firmes se sont davantage impliquées dans un jeu à somme nulle pour obtenir un maximum de permis pour elle-même, plutôt que dans une stratégie de coopération pour s'opposer à la nouvelle réglementation dans son ensemble. Il y a eu véritablement des

¹⁶² Il y a eu une coalition « pluies acides » regroupant les États de l'Ouest qui avaient déjà pris des mesures contre ce problème et des États (à l'Ouest et au Nord) producteurs de charbon à faible teneur en soufre et avantagés par une telle loi. Le président Bush (senior) était par ailleurs plus réceptif aux problèmes d'environnement que son prédécesseur en raison notamment du fort retentissement de la catastrophe écologique de l'Exxon Valdez en mars 1989.

comportements de « passagers clandestins », d'importantes *utilities* ayant embauché leurs propres lobbyistes.

À la fin des années 80, les premières estimations du prix des permis étaient comprises entre 500 et 1 500 dollars par tonne de SO₂ ¹⁶³. La quantité totale des permis correspondait alors à une rente annuelle valorisée entre 5 et 15 milliards de dollars après 2000, date de mise en œuvre complète du programme. Dans le cas de firmes non-réglementées, ce gain « tombé du ciel » revient normalement aux actionnaires : les permis gratuits augmentent la marge exceptionnelle et le profit comptable de l'entreprise tandis que sa marge opérationnelle est inchangée (Dijkstra [1999 : 35] et chapitre 1, section 1.4.1).

En réalité, les *utilities* du secteur de l'électricité, organisées en monopoles locaux avec des franchises d'exclusivité, étaient réglementées sur leurs profits et sur leurs prix à la fin des années 1980. À première vue, leurs actionnaires ne pouvaient pas espérer obtenir si facilement toute la rente écologique (la valeur marchande de tous les permis).

La réglementation américaine du secteur de l'électricité repose sur le principe que les prix doivent refléter le coût réel du service et ne doivent donc couvrir que les dépenses opérationnelles et les coûts en capital. Ces derniers sont égaux à l'amortissement plus un rendement acceptable, le « *fair rate of return* ». Cette réglementation a deux origines. Au niveau fédéral, la *Federal Energy Regulatory Commission* (FERC) propose des orientations générales et au niveau local, les *Public Utility Commissions* (PUC) suivent ou modifient ces propositions.

Au premier abord, on pouvait penser que les producteurs d'électricité seraient tenus de transmettre aux consommateurs tous les gains réalisés sur la vente des permis d'émission. De même qu'ils ne seraient pas autorisés à comptabiliser le coût d'opportunité d'utilisation des quotas gratuits (chapitre 1, section 1.4.1) comme un coût opérationnel. En réalité, lorsque le CAAA fut négocié et voté, il y avait une « incertitude réglementaire » sur plusieurs aspects du dispositif (Bernstein, Farrell et Winebrake [1994]). Le traitement légal des permis et de l'investissement en *scrubbers* n'avait pas encore été décidé et ses modalités étaient incertaines. Les *utilities* pouvaient escompter des règles de récupérations plus favorables, leur permettant de retenir une

¹⁶³ Bohi et Burtraw [1997 : 8] et Joskow et Schmalensee [1998 : 38].

partie des profits réalisés sur la vente des permis. Dans ce qui suit, nous exposons les raisons de ce climat « d'incertitude réglementaire ».

2.2. INCERTITUDE REGLEMENTAIRE SUR LE TRAITEMENT COMPTABLE DES PERMIS

Dans un cadre tel que celui posé par la loi sur les « pluies acides », les *utilities* ont en théorie trois méthodes principales pour se conformer à la réglementation (section 2.1) et un manager rationnel choisit la plus économique. Une partie de l'incitation pour installer un filtre à émissions, pour utiliser un charbon moins soufré et pour réduire les émissions au-delà de la contrainte légale, repose sur la possibilité de vendre un excédent de permis. Il peut être revendu et le profit réalisé sert à rembourser l'investissement de départ. Une centrale électrique va acheter (vendre) des droits négociables tant que leur prix est inférieur (supérieur) au coût marginal de réduction de ses émissions (chapitre 1, section 1.2.2). Si les firmes ne peuvent pas conserver le profit réalisé sur la vente des permis (car il est transmis au consommateur), elles vont moins investir en filtres à émissions et la répartition de l'effort de dépollution sera collectivement sous-optimale (Bohi et Burtraw [1992 : 132]). Pour préserver l'incitation, les entreprises doivent être autorisées à garder une partie du gain. Le Connecticut et la Georgie ont légiféré en ce sens¹⁶⁴ et l'Ohio et le Wisconsin ont envisagé des mesures similaires (Rose [1997 : 119]).

Sur le plan comptable, les permis peuvent être enregistrés comme une dépense opérationnelle ou bien être incorporés dans la base de calcul du « *fair rate of return* » (Bailey [1998 : 7])¹⁶⁵. Ils peuvent être comptabilisés au coût historique ou bien pour leur valeur marchande, ce qui importe beaucoup dans le cas des permis distribués gratuitement¹⁶⁶. Au moment des discussions de l'amendement, il y avait une incertitude

¹⁶⁴ La PUC du Connecticut a annoncé en 1993 que 85 pour cent des coûts et des bénéfices provenant des transactions de permis (hors bonus) seraient retournés aux usagers tandis que les 15 pour cent restant seraient conservés par les utilities. Les profits réalisés sur les bonus de permis doivent être intégralement transmis aux consommateurs (Bailey [1998 : 34]).

¹⁶⁵ Bohi et Burtraw [1992 : 151] expliquent que ces deux solutions ne sont pas équivalentes et que seule la seconde permet de préserver une certaine symétrie (et neutralité du point de vue de la réglementation) entre la stratégie d'achat de permis et celle d'investissement dans des équipements de dépollution.

¹⁶⁶ La seconde alternative crée des conditions plus favorables pour que les actionnaires retiennent une partie de la rente. Hahn et Noll [1983 : 87–88] recommandent une comptabilisation des permis à leur coût de remplacement, afin de préserver l'incitation de certaines firmes à investir dans la dépollution.

sur ces deux aspects du traitement comptable des permis. En 1993, la FERC a indiqué sa préférence pour un enregistrement au coût historique (nul pour les permis gratuits) et en 1994, à la demande d'une centrale, l'autorité de régulation de Géorgie a autorisé une comptabilisation à la valeur marchande, sous certaines conditions (Bailey [1998 : 34]).

Le traitement légal des investissements en filtres à émissions était lui aussi incertain. Durant les discussions de la loi sur l'air, l'installation de ces équipements était considérée comme le moyen de maintenir la consommation du charbon à haute teneur en soufre et préserver ainsi l'emploi dans les bassins houillers des Appalaches et du Centre des États-Unis¹⁶⁷. Au début des années 1990, plusieurs États ont adopté des dispositions fiscales et des règles de recouvrement des coûts pour encourager l'investissement dans les *scrubbers*¹⁶⁸. Ces mesures devaient inciter les firmes à vendre leurs permis pour financer l'installation de filtres et augmenter ainsi le profit des actionnaires à travers le mécanisme du « *fair rate of return* »¹⁶⁹. Les *utilities* pouvaient raisonnablement anticiper ces dispositions d'autant plus que le congrès a consacré une partie des permis gratuits pour subventionner ces investissements.

Plusieurs raisons ont renforcé ce climat d'incertitude réglementaire. Les autorités de régulation FERC et PUCs ont été longues à déclarer leur opinion sur le traitement comptable des permis et des autres méthodes de mise en conformité avec la loi et sur les modalités de calcul du « *fair rate of return* »¹⁷⁰. Ce n'est qu'à partir de 1993 qu'elles ont commencé à donner des directives claires¹⁷¹. Les *utilities* sont traditionnellement consultées par leur autorité de tutelle locale sur la régulation ce qui leur offre une chance de l'influencer. Elles peuvent ainsi bénéficier d'environnements réglementaires plus ou moins favorables (pour leurs actionnaires) selon les États dans lesquelles elles

¹⁶⁷ Cf. note 160 page 105.

¹⁶⁸ Des États ont pris des mesures légales pour encourager leurs utilities à continuer d'utiliser le charbon local (Rose [1997 : 117]. Certaines autorités de régulation ont par exemple favorisé l'investissement dans des filtres à émissions par rapport à la substitution entre charbons en accordant des avantages fiscaux à la première méthode, comme la possibilité d'un amortissement accéléré de l'investissement (Bohi et Burtraw [1997 : 3]).

¹⁶⁹ La vente des permis sert à compenser l'investissement en scrubbers et ce coût est incorporé dans la base de calcul du taux de profit autorisé (Bohi et Burtraw [1992 : 131]).

¹⁷⁰ Arimura [2002] étudie de manière empirique l'effet de cette incertitude sur le comportement d'investissement des utilities.

¹⁷¹ La Federal Energy Regulatory Commission a publié sa réglementation finale en mars 1993 et en 1995, seuls neuf États l'avaient formellement appliquée (Bailey [1998]).

fonctionnent¹⁷². Selon Rose [1997 : 119], les modalités de recouvrement des coûts ont souvent été décidées au cas par cas, à partir des plans de mise en conformité soumis par les producteurs d'électricité. Cette pratique discrétionnaire des PUC explique les différences de pratiques entre États.

Il faut enfin mentionner que les discussions sur le CAAA de 1990 se sont tenues dans le contexte du débat sur la libéralisation du secteur de l'électricité et à la veille d'une déréglementation partielle. Les prémices de cette vague¹⁷³ indiquaient la volonté de remplacer la réglementation basée sur les coûts par une tarification de marché, en échange d'un meilleur accès aux réseaux de transmission (Joskow [2000]). Les actionnaires des *utilities* avaient donc des raisons d'espérer pouvoir retenir, à court ou moyen terme, une partie de la rente générée par la création de permis d'émission négociables.

Section 3 LE MODELE

3.1. UN JEU NON-COOPERATIF POUR LA DISTRIBUTION DES PERMIS

Nous considérons l'allocation des permis d'émission entre les producteurs d'électricité comme le résultat d'un processus de décisions politiques imparfait. La relation « principal agent » entre le législateur et ses électeurs (chapitre 2, section 1.2) est ici biaisée par la corruption du régulateur ouvert à l'influence des *utilities*. Celles-ci se livrent une compétition pour les permis gratuits et suivant Nitzan [1991], nous la formalisons comme une règle de distribution endogène. La quantité totale Ω de permis est exogène et l'industrie américaine de production d'électricité est divisée en n

¹⁷² Les banques d'investissement estiment le risque (financier) des utilities. Pour cela, elles évaluent le climat réglementaire de l'État dans lequel elles opèrent. Ce type de mesure est subjectif par certains aspects mais il indique clairement que certaines autorités locales de régulation (américaines) sont plus favorables que d'autres aux intérêts des actionnaires. Voir Joskow, Rose et Wolfram [1994] et Bailey [1998].

¹⁷³ Dans les années 80, les autorités avaient encouragé l'entrée de nouvelles firmes dans le secteur de production d'électricité (Joskow [2000]).

producteurs locaux notés j , $j \in \{1, \dots, j, \dots, n\}$ ¹⁷⁴. Lorsque le régulateur distribue les permis suivant la règle de référence, chaque firme reçoit une part β_0^j de Ω ¹⁷⁵. Soit x^j l'effort de lobbying de l'acteur j . Une part $(1 - a)$ de Ω , telle que $0 \leq a \leq 1$, est distribuée en fonction des efforts relatifs $\frac{x^j}{\sum_j x^j}$ et chaque producteur j devrait finalement recevoir une part β^j qui est telle que :

$$\beta^j = (1 - a) \frac{x^j}{\sum_j x^j} + a \beta_0^j \quad (1)$$

Le paramètre a reflète l'arbitrage du régulateur entre les contributions politiques et un comportement intègre : $a = 0$ signifie une corruption complète et $a = 1$ une intégrité totale. Nous supposons que ce paramètre est exogène et qu'il dépend de caractéristiques institutionnelles qui ne sont pas considérées ici¹⁷⁶. L'ensemble $\{\beta^j\}$ caractérise l'allocation finale et il diffère de l'ensemble $\{\beta_0^j\}$ si le régulateur est réceptif à l'influence politique d'intérêts particuliers.

Nous admettons que certaines firmes investissent plus que d'autres dans l'activité de recherche de la rente mais la formation des lobbies et leurs comportements échappent au cadre de notre analyse. Celle-ci est placée du côté de l'offre de faveurs politiques par le régulateur.

Suivant Burkey et Durden [1998], nous prenons l'argent politique comme indicateur de l'effort de recherche de la rente. Les auteurs ont réalisé une étude d'économie politique de la loi sur l'air de 1990 dans laquelle ils utilisent les contributions offertes par les Comités d'action politique (PAC) comme mesure du lobbying d'intérêts particuliers. Ils montrent que cette variable a influencé de manière significative le vote des sénateurs américains sur une série d'amendements concernant la qualité de l'air¹⁷⁷. Aux États-Unis, les entreprises donnent de l'argent aux hommes politiques candidats à

¹⁷⁴ Cette division du secteur suit la distribution géographique des États américains.

¹⁷⁵ Ω est égal à 5,7 millions chaque année durant la première phase et 9,3 millions au cours de la seconde.

¹⁷⁶ Voir note 205 pour une discussion de ce paramètre dans le modèle de Grossman et Helpman [1994].

¹⁷⁷ Voir Durden, Shogren et Silberman [1991] et Riddel [2003] pour d'autres études empiriques sur l'incidence de l'argent politique dans le processus d'élaboration des politiques environnementales aux États-Unis.

des élections. Elles peuvent le faire par le biais des comités d'action politique, en toute transparence et à concurrence de montants plafonnés¹⁷⁸. L'argent politique joue un rôle important dans l'arène politique américaine, mais elle ne révèle qu'une petite partie du lobbying¹⁷⁹. La relation entre les contributions des PACs et les décisions des législateurs est certainement beaucoup plus complexe que ne le laisse paraître notre modèle. Les PACs peuvent espérer un climat réglementaire favorable à l'industrie qu'ils représentent, sur plusieurs sujets. Grossman et Helpman [1994 : 835] expliquent que durant le cycle électoral américain de 1987 – 88, les contributions des PACs ont été essentiellement offertes à des candidats en place plutôt qu'à leur « challenger ». Cela suggère que l'argent des lobbies était plus destiné à obtenir des faveurs politiques plutôt qu'à tenter d'influencer le résultat des élections¹⁸⁰. Les politiciens acceptent volontiers ces dons pour financer leurs campagnes et augmenter leurs chances de re-élection. Dans cette étude, nous supposons que les parlementaires américains constituent un agent régulateur homogène.

Dans la suite, nous testons une forme réduite de la relation (1) pour vérifier si elle permet d'expliquer l'allocation des permis gratuits pour les phases I et II.

3.2. TESTS ECONOMETRIQUES

3.2.1. Variables

Nous construisons la variable dépendante β^j comme le ratio entre la valeur actualisée, en 1989, du flux de permis qu'un secteur j devrait recevoir au cours des deux phases d'après la règle « finale », et la valeur actualisée de la totalité des permis distribués¹⁸¹. Cette construction nous permet de prendre en compte l'arbitrage que les *utilities* pourraient avoir effectué entre des permis de millésimes différents. Certaines

¹⁷⁸ La Commission fédérale électorale (FEC) enregistre et publie l'information sur les contributions politiques.

¹⁷⁹ Voir le Chapitre 2, section 4.2.4.

¹⁸⁰ Cf. note précédente.

¹⁸¹ Le taux d'actualisation est le rendement des bons du trésor américain à 30 ans, émis en 1989, soit $r = 0,0845$. Nous supposons que le prix des permis reste constant au cours des deux phases. Cela ne correspond pas à la réalité mais simplifie l'analyse sans compromettre le sens et la significativité des résultats.

entreprises peuvent en effet avoir privilégié l'obtention de permis pour la première phase plutôt que pour la seconde¹⁸². Suivant la même construction, nous obtenons la variable indépendante β_0^j qui est l'allocation définie par la règle de référence. Pour la phase I, les données proviennent des colonnes 1 et 2 du tableau 3.1. Pour la seconde phase, elles proviennent de la base de données « Acid Rain » de l'EPA.

Pour mesurer l'effort de lobbying des *utilities* dans un État en particulier, nous prenons la somme des contributions offertes par les comités d'action politiques apparentés au secteur électrique dans cet État. Nous considérons les élections présidentielles, sénatoriales et pour la chambre des représentants, durant les cycles 1987-88 et 1989-90¹⁸³. Nous prenons ces contributions en pourcentage du total et nous appelons cette variable *UPAC*.

3.2.2. Résultats

Les résultats des régressions linéaires¹⁸⁴ sont présentés dans les deux premières colonnes du tableau 3.3. Pour les deux cycles électoraux de 1987-88 et 1989-90, les coefficients estimés pour β_0^j et pour *UPAC* sont positifs et significatifs. Ils confirment l'hypothèse selon laquelle la répartition finalement choisie a suivi la règle de référence et a été influencée par le lobbying des intérêts du secteur de l'électricité. L'argent politique n'explique cependant qu'une petite proportion de la distribution des permis. L'estimation du paramètre pour *UPAC* est comprise entre 0,035 et 0,04, ce qui est faible comparativement au coefficient estimé pour β_0^j . Cela vient de ce que pour la première phase, les déviations ne représentent que 2,5 pour cent des permis et 6,1 pour cent pour la seconde phase. Dans le second cas, l'ensemble des déviations correspond encore à

¹⁸² Ainsi, nous admettons la dépendance entre les distributions de permis pour les deux phases. Une alternative serait de considérer deux jeux indépendants de recherche de la rente, un pour chacune des deux phases.

¹⁸³ Les données sur les contributions de campagnes proviennent du consortium inter-universitaire ICPSR et les informations sur les PACs sont tirées de Roeder [1982].

¹⁸⁴ Nous testons la relation :
$$\beta^j = a_1 \frac{x^j}{\sum_j x^j} + a_2 \beta_0^j + \varepsilon^j$$

dans laquelle ε^j est un terme d'erreur normalement distribué.

des transferts de 280 millions de dollars pour une année de mise en œuvre complète du programme¹⁸⁵.

Nous contrôlons le pouvoir explicatif d'*UPAC* en la remplaçant par d'autres variables qui pourraient également refléter l'influence politique de l'industrie électrique. Nous considérons trois variables et trois régressions supplémentaires. Suivant Bailey [1998], nous utilisons un indicateur du climat réglementaire de l'État dans lequel opère une firme j pour construire un index allant de 1 à 14 et nous appelons cette variable *REG*¹⁸⁶. Une valeur plus importante signifie que les décisions de l'autorité de régulations sont relativement plus favorables aux intérêts des actionnaires des *utilities* et nous pouvons supposer que c'est le résultat d'un lobbying plus intense¹⁸⁷. Une corrélation positive entre β^j et *REG* confirmerait l'influence du lobbying et notre hypothèse que l'incertitude sur le traitement comptable des permis a motivé une compétition pour la rente entre lobbies du secteur électrique. La troisième colonne de la table 3 indique un coefficient positif et significatif, conforme à nos prédictions. Sa valeur est cependant très faible, signe d'une influence marginale de cette variable.

Nous utilisons la variable *Capital* comme approximation de l'incitation des actionnaires du secteur électrique d'un État à former un lobby. C'est le ratio entre le capital du secteur j et la valeur des fonds propres de cette industrie au niveau fédéral. Les données proviennent de la base « *Form EIA-412* » de « *l'Energy Information Administration* »¹⁸⁸. On peut s'attendre à ce que dans les États où il y a plus de capital investi dans le secteur des *utilities*, les actionnaires s'organisent davantage pour défendre leurs intérêts et offrent plus de contributions aux politiciens. Cette hypothèse est confirmée par les résultats du test (colonne 4) qui indiquent une valeur estimée positive et significative pour le coefficient de la variable *Capital*.

¹⁸⁵ En prenant une valeur estimée des permis, *ex ante* égale à 500 dollars. Cf. note 164 page 110.

¹⁸⁶ Nous utilisons l'indicateur « Opinions of Regulation 1987-1989 » réalisé par la banque Merrill Lynch.

¹⁸⁷ Cette estimation du climat réglementaire est une mesure subjective. Elle est réalisée par des banques d'investissement qui considèrent pour cela des variables telles que les pratiques comptables prescrites et proscrites, la composition de la base de calcul du « fair rate of return » et le niveau de ce rendement autorisé.

¹⁸⁸ En raison de la disponibilité des données, le nombre de secteurs observés est réduit à 41.

Tableau 3.3 : Résultats des tests économétriques
(MCO^a – t statistique entre parenthèses)

Allocation finale β_j	β_j	β_j	β_j	β_j	β_j	P + S
Permis + Subventions						
Allocation selon la règle de référence β_j^0	0,926*** (56,943)	0,931*** (60,896)	0,943*** (56,72)	0,949*** (52,78)	0,946*** (55,58)	0,957*** (54,3)
UPAC (1989-90) ^b	...	0,0383*** (3,679)
UPAC (1987-88)	0,0358*** (3,266)	0,0286*** (2,407)
REG	0,0002* (1,375)
Capital	0,0216** (1,845)
Emploi	0,0006 (0,148)	...
Constante	0,0011*** (2,142)	0,0009** (1,847)	-0,0002 (-0,12)	0,001* (1,472)	0,0014*** (2,377)	0,0008* (1,34)
N	48	48	48	41	48	48
F	1941	2043	1632	1393	1566	1746
R ²	0,988	0,989	0,986	0,986	0,986	0,987

*** indique une significativité à 1%, ** à 5% et * à 10%

(a) Les tests ont été réalisés avec le logiciel Eviews version 3.1

(b) Des tests conduits avec comme variable expliquée la proportion de contributions offertes sur la période 1987 – 1990 donnent des résultats très similaires.

Nous procédons par ailleurs à un test de la contrainte sur les paramètres, $a_1 + a_2 = 1$, et nous trouvons qu'elle est significative à 1 pour cent, dans les deux cas. Etant donné la forte corrélation entre β_j et β_0^j , nous procédons au test de Durbin et Watson et les résultats n'indiquent pas la présence de corrélation sérielle positive.

Les membres du congrès américain peuvent avoir distribué les permis comme une forme de subvention pour la protection de l'emploi dans le secteur de l'électricité et satisfaire ainsi les préférences des organisations syndicales ouvrières. Pour vérifier cette hypothèse, nous utilisons la variable *Emploi* qui est le ratio entre l'emploi dans le secteur *j* et la population de l'État *j*. Les données proviennent du « *Bureau of Labor Statistics* » et du « *Census* ». On peut s'attendre à ce que dans les États où la population est proportionnellement plus employée dans le secteur de l'électricité, les organisations

syndicales aient plus d'influence politique et attirent davantage de permis. Les résultats (colonne 5) indiquent que le coefficient estimé pour *Emploi* est positif mais non-significatif.

Nous examinons enfin l'hypothèse selon laquelle les actionnaires des *utilities* ont été en compétition pour la distribution des subventions (à l'installation de filtres) au même titre que pour les autres permis. Joskow et Schmalensee [1998 : 54]) suggèrent que des États ont pu privilégier les subventions plutôt que les quotas gratuits. Pour vérifier cette hypothèse, nous incluons les subventions (table 1, colonne 6) dans la construction de β^j et nous appelons cette nouvelle variable dépendante *permis + subventions*. Nous la régressons sur β_0^j et sur *UPAC* pour le cycle électoral 1987-1988. Les résultats sont présentés dans la dernière colonne de la table 3. Le coefficient positif et significatif pour *UPAC* indique que les lobbies d'actionnaires étaient également motivés par les subventions pour l'installation de *scrubber*.

CONCLUSION

Nous avons analysé l'allocation des permis d'émission de SO_2 , dans le cadre du programme américain « pluies acides », comme le résultat d'une compétition pour une rente jouée entre les producteurs locaux d'électricité. Malgré la réglementation sur les prix et sur les profits dans ce secteur, les quotas gratuits constituaient un gain potentiel « tombé du ciel » pour les actionnaires. Au moment des discussions du projet de loi, il y avait en effet une incertitude sur ce que serait le traitement comptable des permis. Les actionnaires pouvaient espérer des autorités de régulation (FERC et PUCs) qu'elles prennent des dispositions favorables leur permettant de retenir une partie de la rente provenant de la vente des permis gratuits. Nous trouvons que les contributions offertes par les comités d'action politique (PACs) apparentés aux producteurs régionaux d'électricité ont influencé le choix des parlementaires américains. L'emploi de variables de contrôle qui peuvent refléter l'intérêt et le lobbying des actionnaires des *utilities* révèle également cette influence politique.

Ces résultats confirment l'influence de l'argent politique dans les processus d'élaboration des politiques environnementales. Il convient cependant d'être prudent car les contributions des comités d'action politique ne représentent pas tout l'effort de lobbying des compagnies américaines.

Notre étude d'économie politique contribue à la comparaison entre deux méthodes pour l'allocation initiale de quotas négociables, la vente aux enchères et l'offre suivant le principe du droit acquis. Elle ne permet pas de conclure à la supériorité de l'une ou l'autre car d'autres facteurs doivent être pris en compte (chapitre 1). Cependant, elle confirme l'hypothèse selon laquelle la règle de « *grandfathering* » induit un contentieux politique au sujet de la répartition des permis gratuits. Elle motive des comportements de recherche de la rente qui réduisent l'efficacité, et donc la désirabilité, de la réglementation environnementale. Dans le cas du marché américain de SO₂, les subventions pour l'installation de filtres et leur mauvaise répartition ont eu un impact négatif car elles ont limité la substitution entre types de charbons, solution pourtant plus efficace (Bohi et Burtraw [1997 : 16]).

Il y a des arguments politiques en faveur de l'offre gratuite des permis. La rente écologique (la valeur marchande des permis) peut-être utilisée pour compenser les actionnaires des industries polluantes pour leurs pertes de profit induites par le resserrement de la contrainte environnementale. Bovenberg et Goulder [2000] et Pezzey [2002] expliquent qu'il suffirait d'offrir moins de la moitié des permis pour laisser les actionnaires dans une situation patrimoniale inchangée et obtenir ainsi un seuil « d'acceptabilité politique » (Chapitre 1, section 4.5). En présence de distorsions fiscales préexistantes, cette mesure n'aurait par ailleurs qu'un impact limité sur l'efficacité d'une réforme fiscale écologique.

Les résultats de notre étude suggèrent que les actionnaires rationnels ne se contentent pas d'une partie des permis. Ils sont motivés par l'intégralité de la rente. Cela peut expliquer que les États membres européens vont donner gratuitement l'essentiel des permis d'émission négociables de gaz à effet de serre, malgré le désir exprimé par certains, d'en vendre une partie ou la totalité (Chapitre 1, section 1.3).

Chapitre 4

LOBBYING POUR LES PERMIS NEGOCIABLES ET NON-NEUTRALITE DU MODE D'ALLOCATION[†]

[†] Un extrait de ce chapitre a été publié sous le titre : « Lobbying pour les permis négociables et non-neutralité de la règle d'allocation initiale », *Revue Economique*, mai 2004, à paraître.

INTRODUCTION

Les discussions pour la création d'un marché européen de permis d'émission (MPE) de gaz à effet de serre (GES) appliqué aux entreprises fortement consommatrices d'énergies fossiles, ont dévoilé des désaccords sur le mode d'allocation initiale des droits. Dans son livre vert sur l'établissement du système, la Commission européenne [2000] s'était prononcée en faveur de la vente aux enchères des quotas (chapitre 2, section 1.3). Dans leur réponse à ce document, les gouvernements de certains États membres ont également déclaré leur préférence pour la vente (Com[2000] 87). Ils invoquaient notamment la transparence¹⁸⁹ de la méthode et sa plus grande efficacité.

Le choix entre vente et offre gratuite n'a pas d'incidence sur le montant des coûts macroéconomiques primaires de la politique environnementale. En revanche, seule la vente permet au régulateur de récupérer la rente de rareté (la valeur marchande des permis) et de la recycler pour réduire des distorsions fiscales préexistantes. Ce basculement de l'impôt apporte alors un gain d'efficacité économique qui compense une partie des coûts bruts de la réduction des émissions (Chapitre 1, section 2.5.4). Ce gain constitue le double dividende « faible » d'une réforme fiscale écologique (RFE) (Goulder [1994]).

Les industries européennes concernées par cette réglementation de leurs émissions de GES sont farouchement opposées à la vente des permis¹⁹⁰. Elles l'accusent d'être la source de coûts excessifs et d'une perte de compétitivité. Dans sa réponse au livre vert, l'association des cimentiers européens (Cembureau) a par exemple déclaré : « As auctioning is tantamount to a tax, it would further impair the competitiveness of companies based in Europe compared to those located in the rest of the world. It would deprive them from the money needed to further invest in the control of greenhouse gas

¹⁸⁹ Dans le cas du marché américain de permis de SO₂, Joskow et Schmalensee [1998] expliquent que la règle initiale de *grandfathering*, transparente, a ensuite été modifiée par des dizaines de dispositions favorisant des intérêts particuliers (Chapitre 3, section 1).

¹⁹⁰ Des organisations professionnelles et des entreprises, comme British Energy, se sont néanmoins prononcées en faveur de la vente aux enchères. Leur nombre est cependant minoritaire (Voir Com[2000] 87).

émissions » (Com[2000] 87). Il est pourtant admis en théorie économique que pour une quantité donnée de droits, le choix du mode d'allocation initiale n'influe ni sur les décisions opérationnelles de la firme ni sur l'équilibre du marché (chapitre 1, section 1.4.1). Le manager rationnel considère le même coût d'opportunité (le prix de marché) pour l'usage d'un permis acheté ou reçu gratuitement¹⁹¹. En revanche, l'offre gratuite génère un profit exceptionnel¹⁹² qui motive des comportements de recherche de la rente (chapitre 3). C'est pourquoi les entreprises tentent généralement d'influencer le choix du mode d'allocation des permis.

Cet aspect a été peu abordé par l'analyse positive de la réglementation environnementale (Chapitre 2, section 4.2.1). Svendsen [1998, 2002] et ses coauteurs font exception en décrivant les préférences des groupes d'intérêt à l'égard du mode d'allocation initiale. Cependant, ils ne formalisent pas les comportements des lobbies et le processus de décisions publiques et ne permettent donc pas d'expliquer les choix politiques observés. C'est l'objet de notre étude.

Un gouvernement qui a décidé d'organiser un MPE doit encore prendre des décisions sur deux variables centrales de la politique¹⁹³. Il doit fixer le niveau de la contrainte collective sur les émissions et choisir la manière de distribuer les quotas. Ces choix sont soumis à la contrainte d'acceptabilité politique de la réglementation dans son ensemble. Les actionnaires s'opposent en effet à une loi si elle menace leur profit économique. Pezzey et Park [1998] et Stavins [1998] suggèrent de leur laisser la totalité ou une partie de la rente écologique pour réduire leur opposition. Bovenberg et Goulder [2000] et Pezzey [2002] considèrent qu'un seuil d'acceptabilité politique peut être obtenu lorsque la réduction des émissions produit un effet globalement neutre sur la richesse des actionnaires des industries polluantes. Les auteurs expliquent qu'il suffit

¹⁹¹ La Commission européenne [2000] avait clairement décrit cet aspect dans son livre vert. Voir chapitre 1, section 1.4.5.

¹⁹² Capros et Mantzos [2000] simulent les effets d'une politique de réduction des émissions de carbone en Europe (15 États membres) avec l'organisation d'un marché des permis d'émission. Ils montrent que la rente écologique serait égale chaque année à environ 153 milliards d'Euros (1999) à partir de 2010. Les permis d'émission de SO₂ mis aux enchères par l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA), ont été adjugés à 171,8 dollars en 2003 et 260 dollars en 2004. Cela valorise ce marché (9,3 millions de permis) entre 1,6 et 2,4 milliards. Ces données sont disponibles sur le site de l'Environmental Protection Agency, à l'adresse <http://www.epa.gov/airmarkets/auctions/> (consulté le 5 avril 2004).

¹⁹³ Un gouvernement doit en réalité effectuer un grand nombre de choix pour mettre en œuvre cet instrument, mais les deux variables auxquelles nous nous intéressons sont les plus importantes à bien des égards (Beaumais et Chiroleu-Assouline [1999]).

pour cela de leur offrir gratuitement moins de la moitié des permis. Le transfert ainsi réalisé compense la perte de profit économique induite par les coûts de la réduction des émissions (chapitre 2, section 2.5.5). Bovenberg et Goulder ajoutent que cette disposition n'augmente pas beaucoup le coût d'efficience de la politique, même en présence de distorsions fiscales préexistantes. Si les industries polluantes se contentent d'une partie seulement des quotas pour accepter la nouvelle réglementation, l'objectif de dépollution reste proche de son niveau optimal de second rang. En théorie, la prise en compte du facteur politique serait neutre.

On constate pourtant que les permis sont généralement offerts gratuitement dans leur quasi-totalité. Ce sera vraisemblablement dans le cadre du système européen d'échange de droits d'émission de GES (chapitre 2, section 1.3). Les résultats de l'étude présentée au chapitre 3 suggèrent une explication. Les actionnaires des industries polluantes, rationnels, adoptent un comportement de recherche de la rente pour recevoir gratuitement la totalité des permis et maximiser ainsi leur profit. C'est donc sous la pression de ces derniers que les autorités choisissent généralement la distribution gratuite.

Dans ce chapitre, nous montrons que le choix du mode d'allocation initiale des permis négociables n'est pas neutre car il affecte la décision du régulateur concernant le niveau de la contrainte environnementale. L'idée est que le choix sur la première variable de politique modifie l'incitation des actionnaires à faire pression pour ou contre la baisse des émissions. Pour cela, nous formalisons le lobbying pour les quotas à l'aide du modèle d'agence de politique développé par Grossman et Helpman [1994, 2001]. Dans la première section, nous présentons le modèle économique pour faire apparaître les effets en bien-être de changements sur les deux variables par rapport à leur niveau d'équilibre sans « défaillance politique » mais avec une taxe préexistante¹⁹⁴. Nous développons ensuite (section 2) la structure politique en insistant d'une part sur l'arbitrage du gouvernement « corrompu » entre bien-être collectif et contributions monétaires et d'autre part sur les préférences d'un unique lobby au voisinage de l'optimum de second rang. Ces préférences dépendent de la valeur de la rente écologique marginale. Nous montrons alors que la décision de vendre les permis ou de

¹⁹⁴ Cette structure économique est adaptée de celle du modèle de Fullerton et Metcalf [2001].

les offrir gratuitement modifie leur quantité et leur prix d'équilibre parce qu'elle affecte l'incitation des actionnaires à faire du lobbying sur l'autre variable.

Section 1 LE MODELE ECONOMIQUE

1.1. PRODUCTION, GOUVERNEMENT ET POPULATION

On considère une industrie compétitive dans une économie fermée et composée de n firmes produisant un bien X selon une technologie $X^o = X^o(K, L, E)$ à rendements constants. L'offre de travail L est parfaitement élastique et avec un revenu brut exogène. Le stock de capital est fixe mais les firmes peuvent en faire varier le niveau d'utilisation K . Les actionnaires sont rémunérés au taux d'intérêt r fois la quantité K . La production génère des émissions polluantes E avec une intensité $e = E/X$. Elle est constante, telle que $e < 1$, si bien que la seule alternative pour diminuer E est de réduire la production. Notre approche consiste à partir d'une situation d'équilibre (l'optimum sans distorsion politique). Pour simplifier l'analyse, nous admettons que dans cet état, les prix du bien et des facteurs sont égaux à un. Les rémunérations du travail et du capital sont exogènes et nous supposons que K et E sont parfaitement complémentaires ($dE = dK$)¹⁹⁵.

Le gouvernement prélève une taxe au taux t sur le revenu du travail pour financer l'offre exogène d'un bien public G . Il plafonne les émissions de l'industrie au niveau E et il organise un MPE qui fonctionne en concurrence pure et parfaite. Il peut vendre les permis ou bien les offrir gratuitement. Il peut aussi choisir une combinaison des deux méthodes et nous appelons α la proportion de quotas vendus avec $0 \leq \alpha \leq 1$. La vente se déroule aux enchères selon un mécanisme et à un prix unique z qui reproduisent parfaitement les conditions d'équilibre sur le marché des permis (chapitre 1, sections 1.2 et 1.4.1). Nous ne spécifions pas la règle de distribution des $(1-\alpha)$ droits d'émission

¹⁹⁵ Avec l'absence de technologies de dépollution, cette hypothèse nous permet de matérialiser les coûts de la réduction des émissions comme la perte de profits économiques, entièrement supportés par les actionnaires.

gratuits. Les entreprises considèrent le même coût d'opportunité z pour l'usage d'un permis acheté ou vendu et le régulateur utilise la recette de la vente pour réduire t .

Au début de la période et compte tenu de t , le décideur public choisit la politique environnementale optimale de second rang (E^*, α^*) . Nous définissons une unité de X de manière à ce que son prix d'équilibre soit $p^* = 1$ et une unité de E telle que $z^* = 1$.

La population est composée de ménages notés h et d'actionnaires notés s . Les ménages forment l'immense majorité et offrent leur travail $L = \bar{L} - H$, en notant \bar{L} leur dotation totale en temps et H leur la consommation de loisir. Leur fonction d'utilité agrégée est : $U^h = u^h(X, H) - \Phi(E)$. Elle est quasi-linéaire, additivement séparable et quasi-concave dans les biens non-environnementaux¹⁹⁶. $\Phi(\cdot)$ est la désutilité que provoquent les émissions. Elle est faiblement convexe et ses dérivées premières et secondes partielles en E sont telles que $\Phi_E > 0$ et $\Phi_{EE} \geq 0$. Les ménages dépensent tout leur revenu dans la consommation de X et étant donné leur contrainte budgétaire agrégée $pX = (1 - t)L$, nous obtenons leur fonction d'utilité indirecte agrégée :

$$V^h = v^h(p, 1 - t) - \Phi(E) \quad (1)$$

Les actionnaires détiennent le capital de l'industrie et forment une infime minorité de la population. Cette hypothèse signifie que seul leur profit apparaît dans la fonction de bien-être collectif, pas leur consommation. Ils sont seulement concernés par la maximisation de leur profit :

$$\pi(E, \alpha) = rK + (1 - \alpha)zE \quad (2)$$

La première composante rK correspond au profit économique. La seconde est la part $(1 - \alpha)$ de la rente écologique : $R = zE$ que les actionnaires reçoivent comme un « don du ciel »¹⁹⁷. Les actionnaires sont seulement intéressés par la réglementation environnementale dans la mesure où elle affecte leur profit $\pi(E, \alpha)$ et nous écrivons leur utilité indirecte agrégée :

$$V^s = v^s(\pi) \quad (3)$$

¹⁹⁶ Cf. note 66.

¹⁹⁷ La présence d'une taxation partielle des profits ne changerait pas nos résultats.

1.2. EFFET EN BIEN-ETRE D'UN CHANGEMENT DU PLAFOND DES EMISSIONS

Nous cherchons à mettre en évidence les effets sur le bien-être des ménages et des actionnaires de variations de E et de α au voisinage de (E^*, α^*) . Pour cela, nous dérivons les effets intermédiaires sur p et sur t . En prenant la différentielle totale de la contrainte budgétaire équilibrée du gouvernement, $tL + \alpha zE = G$ et α constant, nous obtenons l'effet d'une variation de E sur t dans le cadre de la RFE :

$$dt = -\frac{t}{L}dL - \alpha \frac{E}{L}dz - \frac{\alpha}{L}dE \quad (4)$$

Nous cherchons ensuite la relation entre les variations de z et de p , étant donné la condition de profits nuls. En différentiant totalement la production $X(L, K, E)$, nous obtenons $dX = X_L dL + X_K dK + X_E dE$ dans laquelle X_L , X_K et X_E sont les productivités marginales de L , K et E . À l'équilibre, elles sont égales au ratio entre les prix du facteur et de l'output. Avec l'hypothèse de prix unitaires, nous avons $X_L = X_K = X_E = 1/p = 1$ et :

$$dX = dL + dK + dE \quad (5)$$

Avec l'hypothèse d'une industrie compétitive, nous imposons la condition de profits nuls, $pX = L + K + zE$ ¹⁹⁸. Sa différentielle totale donne, avec (5) :

$$dp = \frac{E}{X} dz \quad (6)$$

Nous définissons le salaire réel net : $w = (1-t)/p$. Sa différentielle totale s'écrit $dw = -dt/p - (w/p)dp$. Elle indique que le pouvoir d'achat des ménages augmente avec une baisse de t et diminue pour une hausse du prix p . À l'aide de cette relation, de la contrainte budgétaire des ménages, de (4) et (6), nous obtenons :

$$dw = \frac{t}{L}dL + (\alpha - 1)\frac{X}{L}dp + \frac{\alpha}{L}dE \quad (7)$$

¹⁹⁸ En se rappelant que les rendements des facteurs K et L sont exogènes et égaux à un.

L'offre de travail des ménages $L = L(w)$ est fonction de leur salaire réel w et en la différentiant nous avons $dL = \varepsilon(L/w)dw$, avec ε l'élasticité non-compensée d'offre de travail. Avec (7) nous obtenons :

$$dL = \frac{(\alpha - 1)\varepsilon X \cdot dp + \alpha \varepsilon \cdot dE}{(1 - t - \varepsilon t)} \quad (8)$$

Une variation du plafond des émissions E affecte l'offre de travail par son effet sur le revenu net réel. En prenant la différentielle totale de la contrainte budgétaire des ménages et en utilisant les relations (4), (6) et (8) et avec $dE = e dX$, nous obtenons :

$$dp = \frac{\omega}{\gamma X} dE \quad (9)$$

avec $\gamma = e(\alpha - 1)(1 - t)(1 + \varepsilon)$ et $\omega = \alpha(t - 1 + \varepsilon(1 + t)) + (1 - t - \varepsilon t)/e$. C'est la réponse complète d'équilibre général du prix de l'output à un changement de E . Nous vérifions que cette relation est négative ($\gamma < 0$ et $\omega > 0$) pour $e < 1$ et les valeurs des paramètres utilisées par Fullerton et Metcalf [2001], $0,1 \leq \varepsilon \leq 0,3$ et $t = 0,4$. La baisse de E entraîne la hausse de p car la plus grande rareté des permis en augmente le prix et ce renchérissement est transmis aux consommateurs. En substituant les relations (6), (8) et (9) dans (4) et nous obtenons :

$$dt = \frac{(\varepsilon t - \alpha(1 - t))\omega + \alpha(1 + \varepsilon)(1 - t)\gamma}{(1 - t - \varepsilon t)\gamma X} dE \quad (10)$$

Le signe de cette relation est indéterminé et nous admettons que $dt/dE > 0$: la réduction des émissions permet de réduire l'impôt en place par le biais d'une RFE. Cette relation indique la réduction de t qui est obtenue par l'intermédiaire de la RFE à la suite d'une baisse de E .

1.3. EFFET D'UN CHANGEMENT DE LA PROPORTION DE PERMIS VENDUS

Nous considérons les effets d'une variation de α pour $E = E^*$ exogène et tel que $dE = 0$ et $dX = 0$. L'ajustement intervient entièrement par l'offre de travail et ne

modifie pas les prix $p^* = I$ et $z^* = I$ ¹⁹⁹. Le marché du travail n'est pas fermé dans le modèle. À l'aide des différentielles totales du salaire net réel et de la contrainte budgétaire du gouvernement pour $dp = 0$ et $dz = 0$, et en utilisant $dL = \varepsilon(L/w)dw$, nous obtenons :

$$dt = \frac{(t-1)E}{L(1-t-\varepsilon t)} d\alpha \quad (11)$$

Cette relation est toujours négative et elle indique de combien le gouvernement peut diminuer t quand il vend une plus grande proportion de permis.

1.4. L'OPTIMUM DE SECOND RANG SANS DISTORSION POLITIQUE

Le gouvernement choisit la paire de variables politiques (E^*, α^*) qui maximise le bien-être collectif $W(E, \alpha) = V^h(E, \alpha) + V^s(E, \alpha)$. À l'aide des relations (2), (9), (10) et (11) nous obtenons les effets sur W de variations marginales de E et de α au voisinage de (E^*, α^*) ²⁰⁰:

$$\frac{\partial W}{\partial E} = \lambda \left[(1-\alpha) \left(1 + \frac{\omega}{\gamma} \right) + r \right] - \lambda \left[\frac{(1-t)((1-\alpha)\omega + \alpha(1+\varepsilon)\gamma)}{(1-t-\varepsilon t)\gamma} \right] - \Phi'_E \quad (12a)$$

$$\frac{\partial W}{\partial \alpha} = \lambda \frac{\varepsilon t E}{1-t-\varepsilon t} \quad (12b)$$

où λ est l'utilité marginale du revenu. Ces deux relations s'annulent pour l'optimum (E^*, α^*) . Le premier terme entre crochet à droite de (12a) est la dérivée première partielle du profit (2). On l'appelle V_E^S et c'est le coût (gain) d'opportunité marginal à dépolluer pour les actionnaires. Il est égal à la somme du profit économique marginal r et de la part $(1-\alpha)$ de la rente écologique marginale R_E . Le second terme est noté CMM .

¹⁹⁹ Nous faisons cette hypothèse d'absence de phénomènes inflationnistes pour simplifier l'analyse. Autrement, nous aurions le mécanisme serait le suivant. En vendant davantage de permis, le gouvernement diminue un peu plus t et avec le supplément de pouvoir d'achat, les ménages demandent plus du bien X . Pour une offre donnée (E exogène), cela provoque une hausse du prix p . Celle-ci réduit le pouvoir d'achat des ménages et cela peut compenser en partie ou totalement la hausse initiale. La non-prise en compte de ce mécanisme ne modifie pas le sens de nos résultats.

²⁰⁰ L'application de l'identité de Roy à $V^h(E, \alpha)$ et $V^s(\pi)$ donne $\partial V^h / \partial p = -\lambda X$, $\partial V^h / \partial t = -\lambda L$ et $\partial V^s / \partial \pi = \lambda$.

C'est le coût marginal brut pour les ménages, car la baisse des émissions induit des diminutions de la production et de la masse salariale. Le dernier terme, noté DEM , est le dommage environnemental marginal. Nous vérifions que $CMM > 0$ et que $W_E < 0$ pour $E > E^*$, et que pour $E < E^*$, $W_E > 0$.

Nous vérifions que $W_\alpha > 0$. La réforme fiscale écologique apporte un gain en bien-être collectif. Quel que soit E , nous avons une solution en coin $\alpha^* = 1$. Le bien-être collectif est maximum pour E^* et $\alpha^* = 1$, lorsque la rente écologique est entièrement recyclée dans la baisse de t .

Section 2 LE MODELE POLITIQUE

2.1. LE MODELE D'AGENCE COMMUNE DE POLITIQUE (GROSSMAN ET HELPMAN [1994])

Pour formaliser le lobbying des firmes, nous utilisons le jeu « d'enchères à la carte » développé par Bernheim et Whinston [1986] et appliqué par Grossman et Helpman [1994]. Des groupes de pressions tentent d'influencer un gouvernement et lui offrent des contributions en échange de faveurs sur les variables de la politique environnementale. Le décideur public est seulement concerné par sa réélection et il accepte les contributions politiques qui peuvent être des dons monétaires ou en nature, parce qu'elles lui permettent d'accroître la probabilité qu'il soit réélu²⁰¹. Ces paiements illicites ont cependant un coût d'opportunité car les faveurs accordées en échange réduisent le bien-être de la société et augmentent le mécontentement des électeurs.

La compétition électorale n'apparaît pas explicitement dans l'analyse. On admet implicitement qu'un gouvernement en place est soumis à la pression d'élections futures (un candidat virtuel) et pour cela, ses décisions prennent en compte les contributions offertes et le bien-être des électeurs.

²⁰¹ Ces contributions peuvent servir à financer des dépenses de campagne électorale ou à procurer un bénéfice direct aux politiciens (Grossman et Helpman [1994 : 834]).

Le processus de lobbying est formalisé comme un jeu d'enchères qui se déroule en information complète. Chaque groupe de pression présente au régulateur un « barème » de contributions contingentes aux décisions possibles sur les deux composantes de la politique environnementale et étant donné les « menus » proposés par les autres lobbies²⁰². En d'autres termes, pour chaque paire de choix faisables, un lobby propose et s'engage à verser au gouvernement une certaine somme qui maximise le bien-être de ses membres. Certaines paires peuvent ne susciter qu'une contribution nulle chez un groupe de pression.

Le gouvernement choisit alors sa politique (un vecteur de décisions) et collecte les paiements associés. C'est un jeu en un coup mais les lobbies respectent leur engagement et versent les pots-de-vin qu'ils ont promis. Il a les caractéristiques d'une relation d'agence commune dans laquelle plusieurs principaux (les lobbies) tentent d'inciter un agent (le gouvernement en place) à prendre des décisions coûteuses pour lui.

2.1.1. Un jeu d'enchères à la carte pour l'influence politique

Bernheim et Whinston [1986] ont limité leur analyse aux situations dans lesquelles les joueurs enchérissent pour un ensemble fini d'objets. Grossman et Helpman [1994] généralisent ce résultat et l'appliquent au cas où le vendeur peut choisir dans un continuum d'actions. Nous appelons A l'ensemble continu des vecteurs $\mathbf{a} = (E, \alpha)$ de décisions politiques possibles. Nous allons nous intéresser aux équilibres qui sont à l'intérieur de A .

Le jeu d'influence politique se déroule en deux étapes. Au cours de la première étape, chaque lobby $i \in n$ propose au gouvernement un ensemble $C^i(\mathbf{a})$ de contributions $c^i(\mathbf{a})$ contingentes aux paires \mathbf{a} ²⁰³. Le groupe de pression fixe ce barème de manière à maximiser le bien-être net $V^i - c^i$ de ses membres pour chaque action \mathbf{a} , avec V^i l'utilité indirecte agrégée des membres du groupe i . Pour cela, il connaît les stratégies de ses

²⁰² Bernheim et Whinston [1986] ont inventé l'expression « d'enchères à la carte » pour décrire cette compétition par les prix pour l'influence et dans laquelle les enchérisseurs annoncent des « cartes » (menu ou barèmes) de paiements.

²⁰³ $C^i(\mathbf{a})$ indique la taille du paiement que le lobby i est prêt à effectuer pour chaque pair \mathbf{a} de choix politiques. Cette représentation constitue néanmoins une abstraction par rapport à la réalité : « No interest group would take the time to construct such a detailed and complete set of offers, and even if it did so, it would have difficulty communicating such a function to the policy maker » (Grossman et Helpman [2001 : 222]).

concurrents et il anticipe le comportement du régulateur. Les lobbies proposent simultanément leurs barèmes de paiements. On suppose que la stratégie d'un groupe de pression est une fonction continue et différentiable $C^i : A \rightarrow R^+$. Un lobby ne peut pas demander une compensation si la politique choisie lui est défavorable et il n'y a donc pas de contribution négative.

Au cours de la seconde étape, le gouvernement prend connaissance des offres de pots-de-vin des groupes de pression, il choisit le vecteur de décisions politiques qui maximise son utilité et il collecte les paiements associés. Chaque lobby i reçoit un gain brut défini par la fonction continue $V^i : A \rightarrow R^+$. La fonction objectif W' du régulateur influencé a une forme linéaire :

$$W' = \sum_{i \in n} c^i(a) + \beta W(a) \quad (13)$$

C'est la somme pondérée de la totalité des contributions reçues et du bien-être social W déjà défini. Le coefficient de pondération $\beta \geq 0$ reflète le degré de corruption du gouvernement²⁰⁴. W' est une fonction croissante de c et comme fonction de a , elle admet un unique extremum pour chaque valeur de $c = \sum_{i \in n} c^i$. L'équilibre de ce sous-jeu de Nash est caractérisé par un ensemble $\{C^i(a)\}_{i \in n}$ de fonctions de contribution qui maximisent le bien-être de chaque lobby et par un vecteur a^0 de décisions politiques qui maximise l'utilité du régulateur compte tenu des barèmes proposés.

2.1.2. L'équilibre politique

2.1.1.2 Conditions d'équilibre

En supposant que la paire de décisions est à l'intérieur de A , les conditions nécessaires pour avoir un équilibre de ce jeu sont²⁰⁵ :

²⁰⁴ On admet implicitement que les politiciens accordent davantage d'importance à un € lorsqu'il va dans les caisses de leur campagne plutôt que dans les finances publiques. Grossman et Helpman [1996] spécifient davantage ce paramètre. Il est fonction de la proportion des électeurs informés (des affaires publiques) dans la population.

²⁰⁵ Voir le second lemme de Bernheim et Whinston [1986] et la première proposition de Grossman et Helpman [1994].

Proposition 1 (Grossman et Helpman)

$(\{C^{i0}\}_{i \in n}, a^0)$ est l'équilibre d'un sous-jeu de Nash de politique environnementale si et seulement si :

(a) C^{i0} est faisable pour tout $i \in n$;

(b) a^0 maximise $\sum_{i \in n} C^{i0}(a) + \beta W(a)$ dans A ;

(c) a^0 maximise $V^{j0}(a) - C^{j0}(a) + \sum_{i \in n} C^{i0}(a) + \beta W(a)$ dans A pour tout $j \in n$;

(d) pour tout $j \in n$, il existe $a^j \in A$ qui maximise $\sum_{j \in L} C_j^0(a) + \beta W(a)$ dans A et tel que $C^{j0}(a^j) = 0$.

L'intuition de ce résultat est la suivante²⁰⁶. La première condition restreint le barème de chaque groupe de pression à l'ensemble des contributions qui sont faisables (elles sont non-négatives et ne sont pas supérieure au bien-être de ses membres). La seconde condition énonce que le gouvernement choisit la paire qui maximise son bien-être, étant donné les offres de paiements illicites. La condition (c) indique que pour chaque lobby, le vecteur de décisions d'équilibre maximise le bien-être joint du gouvernement et de ce groupe compte tenu des stratégies de ses concurrents. Si ce n'était pas le cas, le lobby j aurait toujours la possibilité de reformuler son offre de contributions afin d'inciter le gouvernement à choisir une autre politique qui lui soit plus favorable. Nous reportons la discussion de la condition (d) au paragraphe suivant.

Ce sous-jeu de Nash admet plusieurs équilibres dont certains peuvent être inefficients. Bernheim et Whinston [1986] ajoutent une condition implicitement contenue dans la proposition, qui permet de sélectionner parmi les équilibres possibles, ceux qui sont efficaces à la fois pour chaque lobby et pour le gouvernement. Cette condition exige la « sincérité » des contributions autour de l'équilibre. Cela signifie que l'offre d'un lobby reflète exactement la forme de sa carte d'indifférente (entre contributions et faveurs politiques). En d'autres termes, pour obtenir une faveur

²⁰⁶ Voir Bernheim et Whinston [1986] pour la preuve que ces conditions sont suffisantes.

supplémentaire à l'équilibre, le lobby offre une contribution additionnelle qui est égale à son gain en bien-être²⁰⁷.

2.1.2.2 Caractérisation de l'équilibre

Nous admettons que les fonctions de contributions offertes par les lobbies sont différentiables, au moins autour de l'équilibre \mathbf{a}^0 . Le fait que \mathbf{a}^0 maximise le bien-être joint du lobby j et du gouvernement (condition c) pour tout $j \in n$ entraîne que la condition de premier ordre suivante est satisfaite :

$$\nabla V^{j0}(\mathbf{a}^0) - \nabla C^{j0}(\mathbf{a}^0) + \sum_{i \in n} \nabla C^{i0}(\mathbf{a}^0) + \beta \nabla W(\mathbf{a}^0) = 0 \quad \text{pour tout } j \in n \quad (14)$$

où le symbole ∇ désigne un vecteur de dérivées premières partielles. \mathbf{a}^0 maximise simultanément la fonction objectif du gouvernement (condition b) et la condition suivante doit être remplie :

$$\sum_{i \in n} \nabla C^{i0}(\mathbf{a}^0) + \beta \nabla W(\mathbf{a}^0) = 0 \quad (15)$$

En introduisant (15) dans (14), nous obtenons la condition suivante :

$$\nabla C^i(\mathbf{a}^0) = \nabla V^i(\mathbf{a}^0) \quad \text{pour tout } i \in n \quad (16)$$

Cette relation établit que les offres de contributions des lobbies sont localement sincères autour de \mathbf{a}^0 . Chaque groupe établit son barème de manière à ce qu'à la marge, sa contribution additionnelle soit égale au gain en bien-être que lui procure le changement de politique induit. Bernheim et Whinston [1986] étendent cette notion de sincérité en expliquant que les fonctions de contributions des lobbies sont globalement sincères, et pas seulement autour de l'équilibre. Elles reflètent partout les véritables préférences des membres des groupes. Pour toute paire de choix \mathbf{a} , un lobby j propose au gouvernement de lui payer le surplus de bien-être, au-delà d'un niveau de référence

²⁰⁷ Dixit, Grossman et Helpman [1997] expliquent que cette propriété de sincérité de l'offre de contributions est analogue à celle de valorisation des biens publics selon la méthode des préférences révélées des agents. Grossman et Helpman [2001 : 266] parlent du concept (Hicksien) de variation compensatoire.

B^j , que lui procure cette politique²⁰⁸. Une fonction de contribution globalement sincère s'écrit formellement :

$$C^{jS}(a, B^j) = \max[0, V^j(a) - B^j] \quad \text{pour tout } B^j \quad (17)$$

La constante B^j partage la rente entre le gouvernement et le groupe de pression j . Pour des fonctions objectif des lobbies et du gouvernement qui sont linéaires dans les contributions, le niveau d'équilibre de la politique peut être caractérisé indépendamment de la distribution de la rente²⁰⁹.

Nous revenons maintenant sur la condition (d) de la proposition 1. Elle énonce que pour chaque j , il existe une politique a^{-j} qui ne suscite pas d'offre de paiements de la part du lobby j , et qui est aussi attractive pour le gouvernement que la politique a^0 . À l'équilibre sincère, chaque lobby offre une contribution c^{j0} qui est égale à son surplus de bien-être au-delà d'un montant B^{j0} . En diminuant sa contribution, le lobby accroît B^j et son utilité, *ceteris paribus*. Il est donc incité à offrir le pot-de-vin le plus faible possible. Mais ce faisant, il s'expose au risque que le gouvernement choisisse une autre politique. À la limite, il existe un niveau de réserve $B^{j'}$ pour lequel le lobby j ne contribue pas et le régulateur choisit la politique a^{-j} , défavorable au lobby car son niveau d'utilité est inférieur à B^{j0} .

Pour obtenir le choix de a^0 plutôt que a^{-j} , le lobby doit offrir une contribution au moins égale au coût politique supporté par le gouvernement :

$$W'(a^0, c^0) \geq W'(a^{-j}, 0) \quad (18)$$

C'est une « contrainte de participation »²¹⁰. Cette contribution peut être décomposée en deux. La première partie compense exactement le gouvernement pour le coût politique de la faveur. Il conserve le même niveau d'utilité en choisissant a^0 ou a^{-j} . La seconde composante est un « bonus » que le lobby offre pour être certain que le gouvernement choisit bien a^0 . L'intérêt du groupe de pression est de minimiser cet extra. À la limite, il peut être réduit à un niveau positif proche de zéro et la décision du

²⁰⁸ Les auteurs précisent que les groupes de pression ne supportent pas des coûts de transaction supplémentaires en menant une stratégie sincère. L'ensemble des meilleures réponses d'un lobby aux stratégies de ses concurrents contient en effet une stratégie sincère.

²⁰⁹ Dixit, Grossman et Helpman [1997] généralisent cela au cas de fonctions de préférences quasi-linéaires (chapitre 5).

²¹⁰ Voir Aidt [1997 : 10].

gouvernement est encore « capturée »²¹¹. Il y a là une difficulté technique pour la résolution du jeu d'enchères et elle peut être contournée par une approximation de l'équilibre (Grossman et Helpman [2001 : 230]). Le lobby j choisit le paiement illicite qui laisse le gouvernement avec le même niveau de satisfaction lorsqu'il choisit la politique a^0 plutôt que celle a^j :

$$W'(a^0, c^0) = W'(a^{-j}, 0) \quad (19)$$

Avec la condition de sincérité, la paire de décisions politiques qui équilibre le sous-jeu de Nash « sincère » peut se réécrire :

$$a^0 = \arg \max_{a \in A} \left[\sum_{i \in n} V^i(a) + \beta W(a) \right] \quad (20)$$

Cette relation décrit l'effet de l'influence politique sur le processus de décision public, compte tenu des fonctions de contribution sincères. Le gouvernement continue de maximiser une fonction de bien-être social mais dans laquelle il affecte un coefficient de pondération supérieur à l'intérêt des agents qui font du lobbying.

2.2. CAS D'UN UNIQUE LOBBY

Nous supposons qu'un unique lobby représente les intérêts de toutes les firmes polluées i . C'est un cas de parfaite coopération sans tentation au resquillage. Dans le chapitre suivant, nous reviendrons sur cette hypothèse en envisageant le cas d'un jeu partiellement coopératif entre des lobbies ayant des intérêts convergents sur certaines variables de politiques et divergents sur d'autres.

La formation de ce groupe de pression est exogène dans notre analyse mais notre hypothèse selon laquelle les actionnaires forment une petite minorité de la population est cohérente avec les critères d'Olson [1965] de réussite d'une action collective. Parce que certains individus de la société parviennent mieux que d'autres à s'organiser pour défendre leurs intérêts, ils obtiennent un traitement de faveur et l'équilibre politique dévie par rapport à l'optimum (E^*, I) .

²¹¹ L'idée est que le lobby a toujours la possibilité d'offrir un bonus non nul pour s'assurer du choix a^0 .

Le gouvernement maximise son support politique qui est la somme pondérée de la contribution c du lobby et du bien-être collectif, $W'(a, c) = c + \beta W(a)$. Le groupe de pression offre la contribution \hat{c} qui maximise son bien-être net $V^{s'}(a, c) = V^s(a) - c$. La paire de décisions $\hat{a} = (\hat{E}, \hat{c})$ et le niveau \hat{c} de contribution sont déterminés simultanément à l'équilibre du marchandage en deux étapes et ils maximisent à la fois le bien-être du lobby et l'objectif du régulateur. $(\hat{E}, \hat{\alpha})$ est solution de :

$$(\hat{E}, \hat{\alpha}) = \arg \max_{\{E, \alpha\}} [V^s(E, \alpha) + \beta W(E, \alpha)] \quad (21)$$

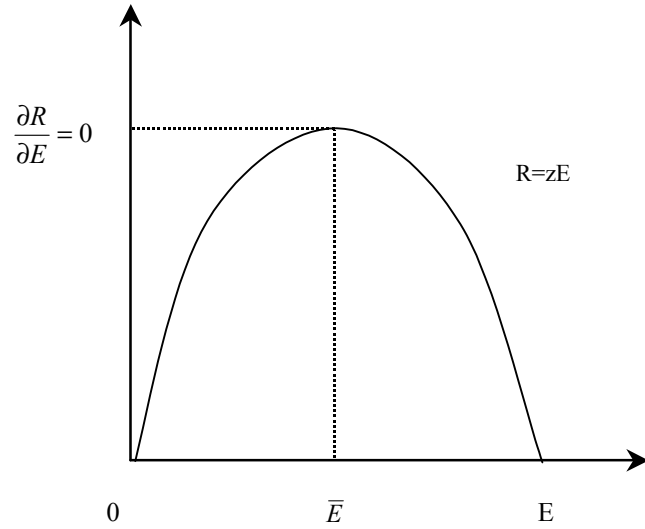
Un unique lobby obtient la politique qu'il désire du moment qu'il offre une contribution suffisante (telle que $W'(\hat{a}, \hat{c}) = W'(a^*, 0)$). Pour apprécier comment l'équilibre politique solution de (21) dévie de l'optimum de second rang, nous dérivons les effets sur W' de variations de E et de α au voisinage de (E^*, I) . Prenant la différentielle de π par rapport à E et en utilisant (6) et (9), nous obtenons :

$$\frac{1}{\lambda} \frac{\partial W'}{\partial E} = (1 + \beta) V_E^S + \beta (CMM - DEM) \quad (22a)$$

Le signe de cette relation dépend de la valeur de V_E^S . D'après (12a), celle-ci est fonction de la valeur de la rente écologique marginale $R_E = \partial R / \partial E = 1 + \omega / \gamma$ comparativement à r . La figure 4.1 représente la valeur de la totalité des permis en fonction de la quantité disponible. À mesure que les émissions sont réduites, la rente écologique augmente puis diminue et c'est le résultat de deux effets prix et quantité qui divergent. R_E est successivement négative et positive autour d'un niveau seuil \bar{E} qui est tel que $R_E(\bar{E}) = 0$ ²¹².

²¹² En l'absence de contrainte environnementale, la valeur totale des permis est nulle. Elle est également nulle lorsqu'il n'y a plus d'émission. Entre ces deux extrêmes, elle est maximale pour \bar{E} .

Figure 4.1 : Valeur totale de la rente écologique



En différentiant π par rapport à α et en utilisant (11) et (12b), nous obtenons l'effet d'un changement marginal de α :

$$\frac{\partial W'}{\partial \alpha} = \frac{\lambda[\varepsilon t \beta - 1 + t + \varepsilon t]E}{1 - t - \varepsilon t} \quad (22b)$$

Pour des valeurs données de t et ε , le signe de cette expression dépend du degré de corruption du gouvernement. Lorsque β est suffisamment important²¹³, nous avons $\partial W'/\partial \alpha > 0$ et une solution en coin $\hat{\alpha} = 1$. Le gouvernement n'est pas incité à offrir gratuitement des permis. Lorsque β est suffisamment faible, nous avons $\partial W'/\partial \alpha < 0$ et $\hat{\alpha} = 0$ car l'offre gratuite de permis augmente la satisfaction du gouvernement.

Nous montrons que l'équilibre politique $(\hat{E}, \hat{\alpha})$ dépend des valeurs de R_E et de r et de la position relative de l'optimum de second rang E^* par rapport à \bar{E} . Nous considérons alors trois situations qui caractérisent différentes préférences du lobby.

²¹³ Avec les valeurs $t = 0,4$ et $0,1 \leq \varepsilon \leq 0,3$ considérées dans Fullerton et Metcalf [2001], nous trouvons une valeur seuil $\beta = 4$.

CAS A :

Pour $E^* < \bar{E}$, nous avons $R_E > 0$ et $V_{E_1}^S = (1 - \alpha)R_E + r > r$. Au voisinage de E^* , les actionnaires ont un gain d'opportunité marginal dans la hausse des émissions. Elle augmente le rendement de leur stock de capital ainsi que leur profit exceptionnel. Quel que soit α , leur intérêt est de faire pression pour obtenir une contrainte environnementale moins stricte que E^* . Comparant les effets de variations de E sans et avec distorsion politique (relations 12a et 22a), nous obtenons :

$$(1 + \beta)V_{E_1}^S + \beta(CMM - DEM) > V_{E_1}^S + CMM - DEM = 0 \quad (23)$$

Etant donné que Φ_E est une fonction monotone croissante de E et pour $C(\hat{E}) > 0$, la hausse de E autour de E^* améliore la situation du gouvernement et nous en déduisons que $E^* < \hat{E}$.

Nous trouvons que $\partial V_E^S / \partial \alpha < 0$ ce qui signifie que le coût d'opportunité marginal des actionnaires à dépolluer diminue avec α (voir Appendice). Dans ce cas, si le gouvernement offre gratuitement des permis plutôt qu'il ne les vend, il augmente davantage l'incitation des actionnaires à faire du lobbying contre le resserrement de la contrainte environnementale. Et le niveau d'émissions d'équilibre politique dévie encore plus de l'optimum de second rang.

CAS B :

Pour $E^* > \bar{E}$ et $-r \leq R_E < 0$ nous avons $0 \leq V_{E_2}^S < r$. Les actionnaires ont toujours à gagner d'une hausse du plafond des émissions par rapport à E^* et nous avons $E^* < \hat{E}$. Cependant, à la marge, leur gain induit par le relâchement de la contrainte est entamé par la baisse de valeur de leur « don du ciel » ($R_E < 0$). En offrant gratuitement des permis, le gouvernement réduit l'incitation des actionnaires à faire pression contre la dépollution et l'équilibre politique dévie moins.

CAS C :

Pour $E^* > \bar{E}$ et $\partial R/\partial E < -r$, nous avons $V_{E3}^S < 0$. Les actionnaires ont un gain d'opportunité marginal à réduire les émissions car à la marge, leur perte de profit économique est plus que compensée par une hausse de la valeur du don du ciel. Ce peut être le cas dans les secteurs industriels dont l'offre est très élastique et/ou qui font face à une demande peu élastique. Bovenberg et Goulder [2001] suggèrent que dans le cadre d'une politique de réduction des émissions de carbone menée aux États-Unis, ce serait le cas pour les secteurs du charbon et du pétrole, à court et à long terme²¹⁴. Nous déduisons de la relation (22a) :

$$(1 + \beta)V_{E3}^S + \beta(CMM - DEM) < V_{E3}^S + CMM - DEM = 0 \quad (24)$$

Le niveau d'émissions d'équilibre \hat{E} sera tel que $E^* > \hat{E}$: le lobby souhaite une réduction supplémentaire du plafond des émissions afin de profiter d'une rente supérieure. Nous ne pourrions pas avoir un équilibre stable pour $E^* < \hat{E}$, le lobby et les actionnaires préférant tous la baisse des émissions. Le gain marginal à dépolluer des actionnaires diminue avec α ($\partial V_E^S/\partial \alpha < 0$). C'est en vendant les permis que le gouvernement augmente le moins l'incitation des actionnaires à faire pression pour obtenir une réduction supplémentaire des émissions et le niveau d'équilibre politique s'écarte moins du niveau de second rang.

CONCLUSION

Cette étude démontre qu'en présence de lobbying, le choix d'une méthode pour l'allocation initiale de permis négociables n'est pas neutre. Pour cela, nous avons formalisé l'élaboration de la réglementation environnementale à l'aide du modèle d'influence politique de Grossman et Helpman.

Un régulateur qui souhaite réduire les émissions polluantes et organise pour cela un système de permis négociables doit encore choisir la quantité totale des droits et la manière de les distribuer (vente, offre gratuite ou une combinaison des deux). Sans distorsion politique mais avec une taxe préexistante, la (seconde) meilleure politique

²¹⁴ Voir chapitre 1, section 4.4.

disponible consiste à diminuer les émissions, à vendre tous les permis et à utiliser la recette fiscale écologique pour réduire les autres taxes. Lorsqu'il est soumis au lobbying des actionnaires d'une industrie polluante qui désirent les quotas gratuits pour maximiser leur profit, le gouvernement doit arbitrer entre bien-être collectif et acceptabilité politique de la nouvelle réglementation. L'acceptabilité est conditionnée par la préférence des actionnaires à l'égard des deux variables de la politique et nous montrons que cette préférence dépend du niveau d'émissions optimal de second rang. Lorsque ce niveau est tel que la rente écologique marginale est positive (CAS A), les actionnaires souhaitent le relâchement de la contrainte environnementale. Si le gouvernement offre gratuitement les permis plutôt qu'il ne les vend, il augmente davantage l'incitation au lobbying pour un niveau d'émissions plus élevé et le compromis politique dévie encore plus de l'équilibre de second rang.

Lorsque la rente marginale est négative (CAS B), c'est avec la distribution gratuite que l'équilibre politique dévie le moins. Bovenberg et Goulder [2001] expliquent qu'aux États-Unis, dans les secteurs du charbon et du pétrole, le profit augmenterait grâce à la création d'un marché de permis d'émission de carbone (CAS C). Dans ce cas, les actionnaires ont intérêt à la baisse des émissions et c'est en vendant les quotas que le compromis politique s'écarte le moins de l'optimum de second rang.

Notre conclusion sur la non-neutralité du mode d'allocation initiale en présence de défaillances politiques présente une analogie avec les travaux ayant obtenu un résultat similaire, mais en supposant l'existence de distorsions économiques (Hahn [1989], Stavins [1995]). On peut également mentionner Finkelstein et Kislev [1997] qui empruntent une démarche comparable dans un cadre d'agence commune. Comme Weitzman [1974], ils démontrent la non-équivalence entre taxes et permis d'émission négociables, mais pour cela, ils placent les imperfections politiques (et non l'incertitude) au centre de leur analyse²¹⁵.

²¹⁵ Voir le chapitre 2, section 4.2.4., page 95.

APPENDICE

$$\frac{\partial^2 V^s}{\partial E \partial \alpha} = \lambda \left[-1 - \frac{\omega}{\gamma} + (1-\alpha) \frac{\gamma \frac{\partial \omega}{\partial \alpha} - \omega \frac{\partial \gamma}{\partial \alpha}}{\gamma^2} \right]$$

Le troisième terme entre les crochets s'écrit $\xi =$

$$\frac{(1-\alpha)}{\gamma^2} \left[(1-t)(1+\varepsilon)(t-1+\varepsilon+e(1-t-\varepsilon-\varepsilon)) + \gamma(1-\alpha+\varepsilon-(1+\varepsilon)/e) \frac{\partial t}{\partial \alpha} + \omega e(\alpha-1)(1+\varepsilon) \frac{\partial t}{\partial \alpha} \right]$$

Il est toujours négatif pour $\frac{\partial t}{\partial \alpha} < 0$ d'après (11), pour $\gamma < 0$, $\omega > 0$, pour $e < 1$ par hypothèse de départ et pour les valeurs des paramètres considérées par Fullerton et Metcalf [2001].

$\frac{\omega}{\gamma} > -1$ pour $\alpha < 0,32$. Dans ce cas, $\frac{\partial^2 V^s}{\partial E \partial \alpha} < 0$. Pour $\alpha > 0,32$, nous ne pouvons pas conclure définitivement sur le signe de $V_{E\alpha}^s$ car nous ne pouvons pas calculer la valeur (négative) du terme ξ . Nous présageons néanmoins que $V_{E\alpha}^s$ est négatif pour des valeurs de α supérieures à 0,32.

Chapitre 5

JEU PARTIELLEMENT COOPERATIF D'INFLUENCE POUR LES PERMIS

INTRODUCTION

Pendant les discussions de la directive 2003/87/CE pour la création du marché européen de permis d'émission de gaz à effet de serre (GES), les entreprises et les organisations professionnelles européennes ont présenté des opinions divergentes au sujet du mode de distribution des droits. Elles sont globalement en faveur d'une offre gratuite²¹⁶, mais s'opposent sur la méthode de répartition des permis gratuits. Dans leurs réponses au livre vert de la Commission de Bruxelles (COM 2000/87 final), des organisations professionnelles ont demandé la distribution des permis selon le critère d'un droit acquis historiquement (« grandfathering ») tandis que d'autres demandaient l'application d'un critère de performances futures (« benchmarking »)²¹⁷. La première méthode favorise les gros pollueurs ayant un potentiel de réduction des émissions à faible coût. La seconde méthode favorise les firmes qui anticipent l'augmentation de leurs émissions en raison de leur activité et qui supporteraient des coûts relativement plus importants pour les diminuer (chapitre 1, section 1.3). Des entreprises appartenant à chacune de ces catégories et concernées par la création d'un marché de permis, sont en concurrence pour la distribution des droits (chapitre 3). Cette compétition peut se matérialiser par une opposition en terme d'influence politique, chaque catégorie d'entreprises faisant du lobbying pour une règle d'allocation différente. Cette opposition est susceptible d'avoir une incidence sur les décisions publiques concernant deux autres variables de la mise en œuvre du marché : la quantité globale des permis et le choix entre vente et allocation gratuite. C'est ce que nous étudions dans ce chapitre.

Nous considérons un gouvernement qui choisit d'organiser un marché des droits d'émission et doit encore décider sur trois variables de politique. Il doit fixer le niveau

²¹⁶ Voir néanmoins la note 191 page 126 pour l'exemple d'entreprises anglaises en faveur de la vente.

²¹⁷ L'association européenne des cimentiers (CEMBUREAU) s'est par exemple déclarée en faveur du « grandfathering » : « allocation should take place by grandfathering adapted to take account of early action undertaken by companies to control (GES) emissions ». Le conseil de l'industrie chimique européenne (CEFIC) a au contraire demandé la distribution des droits suivant un critère relatif. Voir COM 2003/87/CE.

de la contrainte environnementale globale. Il doit choisir entre allocation gratuite et payante et éventuellement définir la manière de distribuer les permis gratuits. Les industries concernées par la réglementation ont un intérêt commun sur les deux premières variables. Elles souhaitent que le régulateur crée un maximum de permis et qu'il les offre gratuitement²¹⁸. Pour cela, elles devraient s'unir et coordonner leurs efforts de lobbying. Cette action collective rencontre un obstacle avec la troisième variable de politique. Chaque industrie est en effet tentée de se comporter comme un passager clandestin en ne participant pas à l'effort collectif d'influence pour les deux premières variables. Elle peut ainsi consacrer davantage de ressources au lobbying sur la troisième variable pour obtenir un maximum de permis gratuits pour elle-même et au détriment des autres. C'est pourquoi cet aspect de l'influence politique pour la distribution des permis gratuits a les caractéristiques d'un jeu à somme nulle (chapitre 3).

Pour formaliser ce jeu partiellement coopératif pour l'influence de la réglementation environnementale, nous utilisons le cadre de « l'agence commune » de politique développé par Dixit, Grossman et Helpman [1997]. Les auteurs appliquent leur « théorie générale » au cas d'un gouvernement qui choisit entre des transferts forfaitaires et un système de taxes/subventions distordantes pour répondre au lobbying d'intérêts particuliers. Le cadre de notre analyse est proche de celui envisagé par ces auteurs : le choix de la quantité de permis négociables affecte le prix des émissions tandis que le mode d'allocation détermine la répartition d'une rente forfaitaire (entre les industries).

La première section présente le modèle économique. Il a les caractéristiques de celui développé au chapitre 4 et c'est pourquoi nous ne l'exposons que brièvement. Nous caractérisons l'optimum de premier rang sans imperfection du marché politique (c'est-à-dire sans lobbying) et sans distorsion fiscale. Dans la seconde section, nous appliquons le modèle d'agence commune de politique au cas de lobbies ayant des intérêts convergents et divergents selon la variable de politique considérée. Nous insistons sur les caractéristiques d'efficacité et de distribution du compromis politique, telles qu'elles sont définies par Dixit, Grossman et Helpman [1997]. Nous montrons que

²¹⁸ Nous excluons le cas dans lequel les actionnaires pourraient avoir un gain marginal dans la réduction des émissions (chapitre 1, section 2.4.5 et chapitre 4, section 2.2).

pour répondre de manière efficace à l'influence des groupes d'intérêt, le gouvernement manipule en priorité le mode d'allocation initiale des permis, avant le niveau de la contrainte environnementale. Nous retrouvons ainsi le résultat standard de l'analyse normative du choix optimal entre taxes distordantes et transferts forfaitaires. Diamond et Mirrlees [1971], énoncent en effet que si les transferts sont disponibles, ils seront utilisés en priorité car cette solution est collectivement plus efficace.

Il serait erroné d'en déduire que le processus politique d'élaboration de la réglementation environnementale est efficace. Le gouvernement est guidé par la collecte des contributions et pour cela il pousse les lobbies dans une situation ayant les caractéristiques d'un dilemme du prisonnier. Cette situation est collectivement la moins favorable pour les groupes de pression qui seraient mieux en l'absence de tout lobbying. C'est ce que nous montrons dans un deuxième temps. Nous concluons dans la dernière section.

Section 1 LE MODELE ECONOMIQUE

Soit une petite économie fermée dans laquelle une industrie composée de n firmes identiques, fonctionne en concurrence pure et parfaite. Elle produit un bien de consommation X en utilisant du capital K , du travail L et en rejetant des émissions polluantes E selon une technologie (grandeurs agrégées) $X^o = X^o(K, L, E)$. Nous reprenons les mêmes hypothèses qu'au chapitre précédent sur les facteurs de production et sur leurs rémunérations (chapitre 4, section 1.1).

La population est composée de N individus notés $i = 1, \dots, N$ de deux types. Il y a $N - n$ ménages, notés h , qui offrent leur travail, sont affectés par le niveau des émissions et forment l'immense majorité. Il y a n actionnaires, notés s , qui détiennent le capital (fixe) des entreprises polluantes. Chaque individu dispose d'une rémunération $wL^i + rK^i$ pour les facteurs qu'il détient avec $L^i = 0$ pour $i \in n$ et $K^i = 0$ pour $i \notin n$. Les individus ont une utilité $U = u(X, H) - \Phi(E)$, quasi-linéaire, additivement séparable et quasi-concave dans les biens non-environnementaux. $\Phi(\cdot)$ est la désutilité (ou dommage ressenti) en raison des émissions polluantes E .

Le rôle du gouvernement est restreint. Au début de la période, il plafonne les émissions au niveau $E < E^0$ et organise un marché de permis négociables qui fonctionne en concurrence pure et parfaite. Il peut vendre les permis, les offrir gratuitement ou bien une combinaison des deux. Il vend aux enchères une proportion α des droits ($0 \leq \alpha \leq 1$) selon un mécanisme et à un prix z qui reproduisent parfaitement les conditions d'équilibre du marché des droits (chapitre 1, section 1.3). La recette de la vente est distribuée équitablement entre les individus, ménages et actionnaires, chacun recevant une part $1/N$. Les permis gratuits sont attribués aux firmes²¹⁹ et dans ce cas, une part $(1 - \alpha)$ de la rente R revient aux actionnaires, avec $R = zE$.

Nous supposons que chacune des n firmes de l'industrie a un unique actionnaire formant à lui seul un lobby $i \in n$. Les décisions du gouvernement sur la proportion α de permis vendus et sur la manière de distribuer ceux gratuits, déterminent un mode de répartition de la rente écologique. Nous le caractérisons par l'ensemble $\Theta = (\theta^1, \theta^2, \dots, \theta^n)$, chaque citoyen $i \in N$ recevant une proportion θ^i de R , avec $\sum_{i \in N} \theta^i = 1$. Lorsque tous les permis sont donnés gratuitement, $\theta^i = 0$ pour $i \in N - n$, et lorsqu'ils sont tous vendus, chaque individu $i \in N$ reçoit une part $\theta^i = 1/N$ de R . Un citoyen $i \in N$ reçoit un revenu total :

$$I^i + \theta^i R = wL^i + rK^i + \theta^i R \quad (1)$$

avec $L^i = 0$ pour $i = n$ et $K^i = 0$ pour $i = N - n$. Le gouvernement est soucieux de l'équité de sa politique et en l'absence de distorsion sur le marché politique, il choisit le mode d'allocation optimale de premier rang Θ^* tel que $\theta^{i*} = 1/N \quad \forall i \in N$. Sans le formaliser, nous admettons que tout écart $\omega^i = |\theta^{i*} - 1/N|$ par rapport à cette règle optimale a un coût d'opportunité pour le gouvernement. Ce coût est tel que $\partial W / \partial \omega^i < 0 \quad \forall i \in N$, en notant W le bien-être social agrégé. Nous avons également :

$$\frac{\partial W}{\partial \alpha} > 0 \quad \forall E \quad (2)$$

Cette relation énonce que le gouvernement doit vendre les permis pour pouvoir pratiquer l'allocation optimale de la rente écologique R . Les ménages ont un revenu

²¹⁹ Nous ne spécifions pas une règle particulière pour la distribution.

agrégé : $I^h = wL + \alpha zE$, αzE étant la part de la rente qui leur est effectivement versée. En notant V^i l'utilité indirecte de l'individu i , les ménages ont une utilité indirecte agrégée : $V^h = \sum_{i \in N-n} V^i$. Elle est telle que :

$$V^h = v^h(p, I^h) - \Phi(E) \quad (3)$$

en notant p le prix du bien X . Les actionnaires sont essentiellement concernés par leurs profits économiques et exceptionnels²²⁰. Pour toute l'industrie, ces profits sont :

$$I^s(E, \alpha) = rK + (1 - \alpha)zE \quad (4)$$

L'utilité indirecte agrégée des actionnaires est notée :

$$V^s = v^s(I^s) \quad (5)$$

Dans le reste de ce chapitre, nous admettons que les actionnaires sont seulement concernés par la réglementation environnementale dans la mesure où elle affecte leurs profits $I^s(E, \alpha)$ ²²¹.

Sans distorsion politique, le gouvernement choisit la paire de décisions (E^*, θ^*) qui maximise sa fonction objectif $W(E, \alpha) = V^h(E, \alpha) + V^s(E, \alpha)$ ²²² et respecte un principe d'équité entre les individus. Il est tel que le régulateur affecte la même pondération aux intérêts de chacun des N individus dans la fonction de bien-être social : $W(E, \alpha) = \sum_{i \in N} V^i(E, \alpha)$. En l'absence de distorsion économique, le niveau de pollution optimal E^* correspond au niveau pigouvien (Chapitre 1, section 1.1.2). Étant donné la relation (2), nous avons une solution en coin $\alpha = 1$: le régulateur maximise le bien-être agrégé en vendant tous les permis et en donnant une part $\theta^{i*} = 1/N$ de la rente écologique à chaque individu.

²²⁰ Cela vient notamment de notre hypothèse que $(N-n)/N \cong 1$. Voir le chapitre 4, section 1.1 pour la distinction entre profits économiques et exceptionnels.

²²¹ $\Phi^i(E) = 0$ pour $i \in n$, quel que soit E .

²²² Voir chapitre 4, section 1.6.

Section 2 LE MODELE POLITIQUE

2.1. ALLOCATION GRATUITE DES PERMIS ET COLLECTE EFFICIENTE DES CONTRIBUTIONS

Le gouvernement en place est soumis à la pression de n lobbies industriels. Nous formalisons la relation d'influence politique suivant le modèle d'agence commune (chapitre 4, section 2.1). Chaque groupe $i \in n$ offre une contribution c^i en échange de faveurs sur une ou plusieurs des trois variables de décision politique. Pour montrer que le régulateur choisit l'instrument le moins distordant pour effectuer des transferts au profit des actionnaires, nous procédons à une analyse de statique comparative de deux compromis politiques (E^0, Θ^0) et (E^1, Θ^1) ²²³. Nous partons d'un équilibre politique (E^0, Θ^0) dans lequel le niveau légal des émissions E^0 est sous optimal ($E^0 > E^*$), le gouvernement vend tous les permis et $\theta^{i0} = 1/N \quad \forall i \in N$. Nous supposons qu'une réduction des émissions de E^0 à E^1 , telle que $E^* \leq E^1 < E^0$, améliore le bien-être social et ce quelle que soit l'allocation initiale des permis :

$$\sum_{i \in N} V^i(E^1) > \sum_{i \in N} V^i(E^0) \quad (6)$$

Nous supposons par ailleurs qu'il existe E^1 tel que $E^1 - E^0 < 0$ et pour lequel la part $(N-n)/N$ de la rente écologique $R^1 = R(E^1)$ est au moins égale à la perte de profit économique des actionnaires induite par la réduction des émissions (de E^0 en E^1). Nous montrons alors que l'on peut trouver une politique alternative (E^1, Θ^1) pareto-supérieure à la précédente²²⁴. Le gouvernement rapproche le plafond légal des émissions de son niveau optimal de premier rang et modifie la règle de distribution initiale des permis tel que $\theta^{i1} \leq 1/N$ pour $i \in N - n$. Il réalise ainsi les transferts nécessaires pour garantir que cette nouvelle politique est pareto-supérieure.

²²³ Elle est similaire à celle généralement utilisée pour l'analyse des gains de l'échange. Voir Dixit et Norman [1980, ch. 3].

²²⁴ La seconde hypothèse garantit que les transferts forfaitaires réalisés grâce à la manipulation des θ sont suffisants pour que le choix (E^1, Θ^1) soit pareto-supérieur à celui (E^0, Θ^0) . Elle n'est pas nécessaire mais simplifie l'analyse. Suivant Dixit, Grossman et Helpman [1997], nous pourrions introduire un système de taxes et de transferts forfaitaires $\{t^i\}$ pour garantir que l'alternative politique est pareto-supérieure.

Chaque individu reçoit maintenant un revenu total net $wL^i + rK^i + \theta^i R - c^i$ avec $c^i = 0$ pour $i \in N - n$. Pour montrer que la politique (E^1, Θ^1) est supérieure à celle (E^0, Θ^0) , nous raisonnons pour des niveaux constants de contributions et d'utilités indirectes des individus. L'ajustement intervient par le biais des transferts forfaitaires. L'utilité indirecte individuelle s'écrit :

$$V^i = v^i(p, E, I^i + \theta^i R - c^i) \quad (7)$$

Le gouvernement effectue des transferts entre citoyens en modifiant la règle de répartition de la rente écologique, de Θ^0 à Θ^1 . Ces transferts sont tels que :

$$\left[\sum_i \theta^{i1} - \sum_i \theta^{i0} \right] R^1 = 0 \quad (8)$$

Soient (E^0, Θ^0) l'équilibre politique sincère, $\{u^{i0}\}_{i \in N}$ l'ensemble des niveaux d'utilités associés et $\{C^{i0}(E, \theta^{i0}, u^{i0})\}_{i \in n}$ les barèmes de contributions offerts par les lobbies²²⁵. Nous définissons les variations compensatoires relatives à cet équilibre²²⁶ :

$$V^i(p, E, I^i + \theta^i R - \varphi^i) = v^{i0} \quad (9)$$

avec

$$\varphi^i(p, E, \theta^i, v^{i0}) = I^i + \theta^i R - \xi^i(p, E, v^{i0}) \quad (10)$$

où ξ^i désigne la fonction de dépense duale de la fonction d'utilité indirecte. C'est le montant minimum de revenu nécessaire à l'individu i pour qu'il atteigne le niveau d'utilité v^{i0} , pour p et E donnés. Les barèmes de contributions sincères relatifs à cet équilibre sont :

$$C^{i0}(p, E, \theta^i, v^{i0}) = \max[0, \varphi^i(p, E, \theta^i, v^{i0})] \quad (11)$$

Nous supposons enfin que les niveaux de contribution sont au départ $c^{i0} = C^{i0}(p^0, E^0, \theta^{i0}, v^{i0})$, avec $c^{i0} = 0$ pour $i \notin n$ et $c^{i0} > 0$ pour $i \in n$. La politique alternative (E^1, Θ^1) apporte un gain net en bien-être social grâce à l'abattement des

²²⁵ Voir le chapitre 2, paragraphe 2.1.2.1 pour l'explication des notions d'équilibre et de barèmes de contributions sincères.

²²⁶ Elles correspondent à la variation de revenu nécessaire pour que chaque individu conserve son niveau initial de bien-être, à la suite d'une variation de E ou θ (Varian [1995]).

émissions de E^0 to E^1 . Elle est pareto-supérieure si la nouvelle règle d'allocation induit les transferts adéquates. Celle-ci doit être telle que :

$$V^i(p^1, E^1, I^{i1} + \theta^{i1} R^1 - c^{ii}) = v^{i1} \quad (12)$$

avec $c^{ii} = 0$ pour $i \notin n$. Avec cette politique alternative, tous les individus conservent la même variation compensatoire, chaque citoyen $i \in n$ contribue pour le même montant et les $i \notin n$ ne contribuent toujours pas. Tous conservent le même niveau d'utilité à l'équilibre et la valeur de la fonction objectif du gouvernement ne change pas. Il faut encore vérifier que cette nouvelle politique satisfait la contrainte budgétaire du régulateur. On peut réécrire ainsi les transferts forfaitaires entre individus :

$$(\theta^{i1} - \theta^{i0})R(E^1) = \xi^i(p^1, E^1, v^{i0}) - I^{i1} - \theta^{i0}R(E^1) + c^{i0} \quad (13)$$

Étant donné la fonction de dépense duale de l'utilité indirecte, la relation (6) devient :

$$\sum_i \xi^i(p^1, E^1, v^{i0}) - \sum_i I^{i1} + \sum_i c^{i0} < \sum_i \xi^i(p^0, E^0, v^{i0}) - \sum_i I^{i0} + \sum_i c^{i0} \quad (14)$$

Cette relation indique que le coût (en équivalents monétaires) pour atteindre le même niveau de bien-être collectif, a diminué grâce à la baisse des émissions (de E^0 en E^1). Il est équivalent de dire que l'alternative politique (E^1, Θ^1) apporte un gain net de bien-être social comparativement à (E^0, Θ^0). Étant donné les relations (10) et (11), le second terme de cette relation est nul. Avec (13) nous obtenons :

$$\sum_i (\theta^{i1} - \theta^{i0}) < 0 \quad (15)$$

La somme des transferts forfaitaires entre individus n'est pas nulle mais négative. Cela signifie que si le gouvernement choisit (E^1, Θ^1) à la place de (E^0, Θ^0) en maintenant constantes les utilités et les contributions des citoyens, il doit alors prélever une somme d'argent positive sur la société. Il peut utiliser ce surplus²²⁷ pour augmenter les θ^{ii} pour $i \in n$, et bénéficier de la hausse d'au moins une contribution, telle que $c^{ii} > c^{i0}$. L'alternative politique (E^1, Θ^1) est donc pareto-supérieure et elle est nécessairement

²²⁷ Le gouvernement obtient ce surplus étant donné les barèmes de contributions sincères à l'équilibre.

choisie étant donné la propriété d'efficacité jointe de l'équilibre du jeu d'enchères à la carte²²⁸.

Pour effectuer un transfert au bénéfice d'intérêts particuliers (les actionnaires) et pour collecter un certain montant de contributions, le gouvernement choisit la politique la plus efficace, celle réduisant le moins le bien-être social. Nous avons montré dans une analyse de statiques comparatives que le gouvernement préfère modifier l'allocation des permis (distribution forfaitaire de la rente écologique) plutôt que de manipuler la quantité globale des permis. La seconde option affecte en effet le coût marginal de réduction des émissions (égal au prix d'équilibre des permis). On retrouve ainsi le résultat de Diamond et Mirrless [1971]. Cela ne veut pas dire que le processus de décisions politiques soit efficace mais seulement que le gouvernement prélève de manière efficace une partie de la rente.

2.2. DISTRIBUTION DE LA RENTE

À l'équilibre du jeu d'enchères à la carte, la contribution sincère du lobby j incite le gouvernement à choisir la politique a^0 plutôt qu'une autre a^j , et le laisse avec un niveau de bien-être inchangé. Si nécessaire, le lobby peut offrir un petit « bonus » juste suffisant pour garantir le choix de a^0 (Chapitre 4, paragraphe 2.1.2.2). Dixit, Grossman et Helpman [1997] formalisent cette caractéristique de l'équilibre dans la proposition suivante :

²²⁸ C'est la condition (c) de la proposition 1 pour avoir un équilibre du jeu d'enchères à la carte. Voir Grossman et Helpman [1994 : 839] et le chapitre 4, paragraphe 2.1.2.1. Dixit, Grossman et Helpman [1997 : 763] détaillent cette condition sous forme d'un corollaire :

« Soient les préférences d'un agent (régulateur) données par la relation $W^i(a, c) = W^i(W, \bar{c})$ dans laquelle $W = W[V^1(a, c^1), V^2(a, c^2), \dots, V^N(a, c^N)]$ et $\bar{c} = \sum_{i=1}^N c^i$. Soit l'ensemble $n \subset N$ des individus qui offrent des barèmes de paiements $\{C^i(a)\}_{i \in n}$, tandis que $C^i(a) \equiv 0$ pour $i \notin n$. Finalement, soit un vecteur a^0 de décisions politiques et C^0 un vecteur de fonctions de paiement globalement sincères par rapport aux niveaux d'utilité $V^{i0} = V^i[a^0, C^{i0}(a^0)]$ pour $i \in n$. (a^0, C^0) est un équilibre sincère dans lequel $V^{i0} = V^i(a^0, 0)$ pour $i \notin n$. Alors, il n'existe pas d'autre vecteur de politique a' tel que $V^i(a', c^{i0}) \geq V^{i0}$ pour tout $i \in \{1, 2, \dots, n\}$ avec au moins une inégalité stricte pour un i ». Ce corollaire énonce que le gouvernement choisit la politique pareto-optimale parmi l'ensemble des possibles. Pour des barèmes de contributions donnés, il utilise la mesure la moins distordante car son objectif est de collecter efficacement les contributions.

Proposition 1 (Dixit, Grossman et Helpman [1997 : 760-761])

Soit $(\{C^i\}_{i \in n}, a^0)$ un équilibre sincère dans lequel V^{i0} est le niveau d'utilité d'équilibre du principal i , pour tout $i \in n$. Alors $(\{V^{i0}\}_{i \in n}, a^0)$ est caractérisé par :

$$(a) \quad a^0 = \arg \max_{a \in A} W^i[a, \{C^i(a, V^{i0})\}_{i \in n}];$$

$$(b) \quad \text{pour tout } i \in n, \quad W^i[a^0, \{C^i(a^0, V^{i0})\}_{i \in n}] = \max_{a \in A} W^i[a, \{C^j(a, V^{i0})\}_{j \neq i}, 0]$$

Cette proposition (condition b) énonce qu'à l'équilibre, le gouvernement obtient le même niveau de satisfaction que lorsqu'il répond de manière optimale aux barèmes de contribution des lobbies à l'exception de n'importe lequel d'entre eux, ce dernier n'offrant pas de paiement²²⁹.

Lorsque l'influence politique entraîne un choix public différent de l'optimum de premier rang, elle génère une rente. Celle-ci couvre au moins le coût d'opportunité que supporte le gouvernement en accordant la faveur politique et elle génère un surplus. Grossman et Helpman [1994 : 845-846] expliquent que le partage de ce surplus entre les groupes d'intérêt et les politiciens dépend de l'environnement politique. Lorsque le gouvernement fait face à un unique lobby, ce dernier capture les décisions du premier et récupère l'intégralité du surplus. La condition (b) de la proposition 3 indique qu'à l'équilibre, le régulateur est indifférent entre les politiques a^0 et a^{-j} , ce qui peut être exprimé dans la relation suivante :

$$\sum_{\substack{i \in n \\ i \neq j}} c^i(a^{-j}, B^{i0}) + \beta W(a^{-j}) = \sum_{i \in n} c^i(a^0, B^{i0}) + \beta W(a^0) \quad \text{pour tout } j \in n \quad (16)$$

Dans le cas d'un unique groupe de pression, cette relation devient :

$$c^j(a^0, B^{j0}) = \beta[W(a^*) - W(a^0)]$$

²²⁹ Voir Dixit, Grossman et Helpman [1997] pour une démonstration formelle de cette proposition.

La contribution du lobby est proportionnelle au coût pour la société induit par le changement de politique de a^* en a^0 . Le facteur de proportionnalité est le degré de corruption du gouvernement. En s'ouvrant à l'influence politique, celui-ci n'obtient pas plus de satisfaction que s'il était intègre et menait la politique optimale a^* . L'unique lobby sans concurrent capture tout le surplus de la relation d'influence qu'il entretient avec le gouvernement.

Lorsque plusieurs groupes de pression sont en compétition, le gouvernement récupère toute la rente. Nous le montrons formellement dans le cadre de l'élaboration endogène d'un marché de permis d'émission.

Nous utilisons la proposition 1 pour caractériser la distribution de la rente à l'équilibre du jeu. Pour identifier les niveaux d'utilité des individus et du gouvernement, il faudrait résoudre un système d'équations simultanées générées par cette proposition, techniquement difficile. Pour contourner cet obstacle, Dixit, Grossman et Helpman [1997 :766] limitent l'analyse à la résolution d'un problème restreint dans lequel le bien-être collectif et la fonction objectif du gouvernement sont additives :

$$W = W(v^1, v^2, \dots, v^n) = v^1 + v^2 + \dots + v^n, \quad (18)$$

et

$$W'(W, \bar{c}) = \bar{c} + \beta W \quad \text{avec } \bar{c} = \sum_i c^i \quad (19)$$

On suppose que les fonctions d'utilité $V^i(p, E, I^i)$ des individus sont strictement concaves en I et que les utilités marginales du revenu $V_I^i(p, E, I^i) \rightarrow \infty$ quand $I^i \rightarrow 0$. Cela garantit l'existence d'une solution intérieure au problème d'optimisation du gouvernement. Nous admettons le résultat précédent dans lequel le gouvernement offre gratuitement tous les permis et plafonne les émissions au niveau $E^l \geq E^*$. Dans la suite, nous raisonnons pour un niveau constant des émissions et l'argument E disparaît des diverses fonctions. Nous allons dériver les conditions de premier ordre pour la maximisation du programme du gouvernement, de l'utilité marginale de la consommation des individus et en appliquant la condition (b) de la proposition 1, nous pourrions comparer les niveaux d'utilité d'un individu lorsqu'il fait du lobby et lorsqu'il n'en fait pas.

Nous supposons que tous les actionnaires ne font pas de lobbying, pour des raisons exogènes au modèle. Soit $f \subset n$ le groupe des actionnaires qui font du lobbying tandis que les autres n'offrent pas de paiements, avec $c^i = 0$ pour $i \in n - f$. Les barèmes de contributions sincères sont $C^i = rK^i + \theta^i R - \xi^i(v^{i0})$ pour des niveaux d'utilités individuelles v^{i0} . Le gouvernement choisit le vecteur (θ^i) qui maximise :

$$W^i = \sum_{i \in f} v^{i0} + \sum_{i \notin f} (I^i + \theta^i R) + \beta \sum_{i \in f} [I^i + \theta^i R - \xi^i(v^{i0})] \quad (20)$$

$$\text{s/c} \quad R \sum_i \theta^i = R$$

Pour $i \in f$, la condition de premier ordre est $\lambda = \beta$. Elle permet de définir le multiplicateur de Lagrange. Pour $i \notin f$, la condition de premier ordre est :

$$V_i^i(I^i + \theta^i R) = \beta \quad (21)$$

En notant H^i l'inverse de la fonction d'utilité marginale indirecte de i : $H^i = V_i^{i-1}$, la condition précédente devient :

$$I^i + \theta^i R = H^i(\beta) \quad (22)$$

Elle indique la consommation optimale d'un individu $i \notin f$, étant donné le niveau de son revenu $I^i + \theta^i R$, lorsque d'autres font du lobbying mais pas lui. Nous sommes cette relation pour les $i \notin f$, avec la notation $\bar{I} = \sum_{i \in N} I^i$, et en utilisant la contrainte budgétaire du gouvernement, nous obtenons :

$$\sum_{i \in f} (I^i + \theta^i R) = I + R - \sum_{i \notin f} H^i(\beta) \quad (23)$$

En introduisant cette relation dans la fonction objectif du régulateur (20), nous obtenons :

$$W^i = \sum_{i \in f} v^{i0} + \sum_{i \notin f} (I^i + \theta^i R) + \beta \left[I + R - \sum_{i \notin f} H^i(\beta) - \sum_{i \in f} \xi^i(v^{i0}) \right] \quad (24)$$

À ce stade de l'analyse, nous utilisons le volet (b) de la proposition 1. Elle énonce que le gouvernement conserve le même niveau de satisfaction lorsqu'un individu j sort de l'ensemble des lobbies, c'est à dire qu'il n'offre plus de contribution tandis que les

autres maintiennent leurs barèmes et que le gouvernement y répond de manière optimale :

$$\begin{aligned}
W^1 &= v^{j0} + \sum_{i \in f, i \neq j} v^{i0} + \sum_{i \in f} (I^i + \theta^i R) + \beta \left[I + R - \sum_{i \in f} H^i(\beta) - \sum_{i \in f, i \neq j} \xi^i(v^{i0}) - \xi^j(v^{j0}) \right] \\
&= \sum_{i \in f} v^{i0} + \sum_{i \in f, i \neq j} (I^i + \theta^i R) + V^j(I^j + \theta^j R) + \beta \left[I + R - \sum_{i \in f, i \neq j} H^i(\beta) - H^j(\beta) - \sum_{i \in f} \xi^i(v^{i0}) \right]
\end{aligned}$$

Après simplification nous obtenons :

$$v^{j0} - \beta \xi^j(v^{j0}) = V^j(I^j + \theta^j R) - \beta H^j(\beta) \quad (25)$$

Cette égalité admet pour solution $v^{j0} = V^j(I^j + \theta^j R)$ et nous allons montrer que c'est la meilleure. La partie gauche de la relation (25) est concave et atteint son maximum lorsque l'utilité marginale de la consommation est $dv^j/d\xi^j = \beta$, lorsque la consommation est au niveau $H^j(\beta)$ ou encore pour une utilité $v^{j0} = V^j(H^j(\beta))$.

L'égalité (25) explique que l'actionnaire j obtient la même satisfaction quand il fait pression pour obtenir plus de permis pour lui que lorsqu'il ne fait rien. Ce résultat est le même pour tout les individus $i \in f$ et ils devraient donc tous s'abstenir d'avoir un comportement de passager clandestin. Ils devraient donc s'entendre, ex ante, sur une allocation de permis à l'industrie, faire pression pour l'obtenir, puis respecter cette règle. Pourtant, cette situation ne serait pas un équilibre. Partant d'un tel état, chaque actionnaire serait tenté de resquiller pour s'accaparer une plus grande part de la rente. Tous se comportent de la même manière ce qui est caractéristique d'une situation de « dilemme du prisonnier ». Cette situation est la moins favorable pour eux, collectivement. Elle profite en revanche au gouvernement qui collecte toute la rente écologique. Ce résultat repose sur la caractéristique de sincérité des contributions des actionnaires à l'équilibre et sur le fait qu'ils jouent un jeu à somme nulle pour les permis gratuits. Cette compétition pour l'influence politique est formalisée comme un jeu d'enchère à la carte (Bernheim et Whinston [1986]) dans lequel les actionnaires se

livrent une sorte de concurrence par les prix à la « Bertrand ». Á l'équilibre, leurs enchères épuisent complètement leurs espérances de profit. Chaque lobby choisit quand même cette stratégie car s'il ne contribue pas, il est implicitement soumis à la menace que le gouvernement ne lui donne pas de permis et traite avec ses concurrents. L'existence d'au moins deux groupes en compétition pour la rente garantit ce résultat qui est tel que pour tout $i \in N$, $\theta^{i1}R < \theta^{i0}R$.

En offrant gratuitement les droits, le régulateur pousse les actionnaires dans la situation de « dilemme du prisonnier ». Il peut ainsi collecter efficacement les contributions et maximiser son surplus. Si les lobbies anticipent ce résultat, ils peuvent s'entendre *ex ante* et s'engager sur un contrat qui spécifie une répartition équitable des permis et qui interdit le resquillage sur cette règle. Dans ce cas, les actionnaires de l'industrie forment un unique groupe de pression opposé au resserrement de la contrainte environnementale et désirant obtenir tous les permis gratuitement. C'est le cas de figure envisagé dans le chapitre 4.

CONCLUSION

Dans ce chapitre, nous avons appliqué la théorie générale de l'agence commune (Dixit, Grossman et Helpman [1997]) pour mener une analyse positive de l'élaboration d'un système de permis d'émission négociables. Nous avons envisagé le cas d'un régulateur ayant choisi cet instrument et devant encore fixer le niveau du plafond global sur les émissions. Il doit également décider entre la vente et l'offre gratuite des droits. Cette seconde méthode augmente le profit exceptionnel des industries polluantes.

Il apparaît qu'en présence de plusieurs lobbies industriels qui jouent un jeu à somme nulle pour les permis gratuits (chapitre 3), le gouvernement corrompu est davantage libre de ses décisions que lorsqu'il fait face à un unique lobby (chapitre 4). C'est une propriété du modèle d'agence commune. Nous montrons que pour opérer des transferts en réponse à la pression de groupes d'intérêts particuliers, le régulateur choisit en priorité d'offrir gratuitement les droits car c'est la mesure la moins distordante. Ce résultat standard de l'analyse des transferts optimaux (Diamond et Mirrless [1971]) permettrait d'expliquer, dans le cadre d'une étude empirique, que les gouvernements

offrent gratuitement la totalité des permis négociables quand l'analyse économique suggère de les vendre pour des raisons d'efficacité, *ceteris paribus*. En procédant ainsi, pour une influence politique donnée, ils obtiennent plus de liberté pour resserrer le niveau de la contrainte environnementale (abaisser le plafond sur les émissions). Cela ne signifie pas que les deux variables de décision soient parfaitement substituables du point de vue de l'influence politique. Si la rente écologique est insuffisante pour répondre aux demandes de transferts des groupes de pression, le gouvernement peut en complément augmenter la quantité des permis par rapport au niveau optimal de premier rang.

Chapitre 6

LOBBYING ET PARTICIPATION DES ECOLOGISTES AUX MARCHES DE PERMIS[†]

[†] Nous remercions Per Fredriksson et John List qui nous ont apporté leurs suggestions pour la conception de ce chapitre.

INTRODUCTION

Lorsque l'accès à un marché de permis d'émission est libre, des agents non-réglementés, comme des organisations environnementales, peuvent acheter des droits, les détruire et obtenir ainsi une diminution supplémentaire de la pollution. Ce phénomène se produit aux États-Unis, sur le marché pour l'échange de permis d'émission de SO₂. En présence de tels comportements, la quantité de permis négociables sur le marché n'est plus exogène, égale au plafond légal fixé par le régulateur. Elle devient endogène, déterminée par les comportements d'offre et de demande de tous les intervenants potentiels, qu'ils soient ou non pollueurs (Smith et Yates, 2003).

Les lobbies des industries polluées font du lobbying en matière de réglementation environnementale pour influencer notamment la quantité légale de permis disponibles sur un marché (Svendsen, 1998 et 1999 ; Dijkstra, 1999 ; Woerdman 2002). Ce comportement n'est pas indifférent à l'éventualité que le niveau légal des émissions puisse être endogène, modifié par des intervenants extérieurs. Durant les discussions au Parlement européen du projet de directive COM 2003/87/CE²³⁰, il a en effet été demandé que seules les entités réglementées aient accès au marché. Le motif de cette revendication était d'empêcher que des organisations non-gouvernementales achètent des permis pour les détruire²³¹.

Les industries polluantes n'ont pas le monopole du lobbying en matière de politique environnementale. Aux États-Unis, des organisations écologistes comme Sierra Club, offrent des contributions de campagne pour influencer les politiciens. Elles ont un avantage absolu à le faire comme le montre Riddel [2003] dans une étude sur les élections sénatoriales américaines. Il apparaît qu'un candidat a plus de chance d'être élu lorsque le financement de sa campagne a été offert par des écologistes plutôt que par

²³⁰ Voir chapitre 2, section 1.3.

²³¹ *Environment Daily*, 23 avril 2002.

d'autres groupes de pression. L'argent des environmentalistes produit un effet « d'écotax ».

Dans ce chapitre, nous contribuons à la théorie positive de la réglementation environnementale en suivant deux objectifs. Nous évaluons l'incidence de l'achat de permis (pour les détruire) par des écologistes, sur le lobbying d'industries polluantes. Nous étudions ensuite l'effet d'un avantage absolu des organisations environnementales en matière d'influence politique, sur leur comportement d'achat de droits d'émission. Pour cela, nous formalisons le comportement de groupes d'intérêt dans le cadre du modèle d'agence de politique (chapitre 4, section 2). La variable politique en jeu est la quantité totale des permis mis en circulation par le gouvernement.

Dans une première section, nous étudions la formation des mouvements écologistes en tant que groupes de pression. Il apparaît qu'ils échappent en partie au problème de l'action collective (Olson [1965]) grâce à l'existence de motifs « sélectifs » de participation chez leurs membres (Hardin [1982]). Dans la section suivante, nous supposons qu'un gouvernement est soumis à l'influence d'un unique lobby représentant les intérêts de l'industrie polluante (chapitre 4, section 2.2). Nous formalisons son comportement et nous caractérisons l'équilibre politique. Nous considérons ensuite que la quantité d'émissions légales disponibles sur le marché est endogène car des écologistes achètent des permis pour les détruire. Nous montrons que ce phénomène exacerbe le lobbying de l'industrie et que sous certaines conditions, il résulte sur un niveau d'émissions effectif encore plus important que lorsque les écologistes n'interviennent pas sur le marché.

Dans la troisième section, nous supposons que le lobby industriel est en concurrence avec une organisation environnementale pour influencer les décisions du gouvernement. Nous caractérisons le compromis politique (les écologistes n'achètent pas de permis). Nous comparons ensuite les coûts pour les écologistes de deux stratégies alternatives garantissant le même niveau d'émissions globales pour la société. Dans la première stratégie, l'organisation environnementale fait pression pour la diminution de quantité légale de permis. Dans la seconde, elle achète des permis mais ne fait pas de lobbying. Nous constatons que la première stratégie est toujours moins coûteuse, *ceteris paribus*. La dernière section présente une discussion et nos conclusions.

Section 1 LA FORMATION DES GROUPES DE PRESSION ECOLOGISTES

1.1. LE PROBLEME DE L'ACTION COLLECTIVE

La formation des groupes de pression rencontre des obstacles naturels et Olson [1965] expose en particulier le problème de l'action collective. Les individus se rassemblent autour d'un intérêt commun ayant généralement les caractéristiques d'un bien collectif et celle notamment de « non-exclusion ». Elle signifie que l'usage d'un bien ne peut pas être réservé exclusivement aux individus qui ont participé à sa production (Grefte [1997]). Chaque membre d'un groupe peut en bénéficier indépendamment du niveau de sa contribution. Les individus, rationnels, sont alors tentés de se comporter comme des « passagers clandestins » en ne participant pas à l'effort collectif et en bénéficiant gratuitement du travail des autres. De tels comportements individualistes ont pour effet d'augmenter le coût individuel de production du bien commun. À la limite, personne n'est incité à s'investir dans l'action collective si les coûts deviennent supérieurs aux bénéfices individuels en raison de ce problème de resquillage.

La conclusion générale d'Olson [1965] est que des individus ne vont pas s'engager dans une action collective en l'absence de certaines conditions restrictives : la faible taille du groupe, la disponibilité de moyens de coercition crédibles contre les resquilleurs, l'existence de mécanismes spéciaux tels que des "motifs sélectifs" de participation. Lorsque le groupe est petit, ses membres peuvent facilement se surveiller les uns les autres et sanctionner un éventuel passager clandestin.

On peut définir les mouvements écologistes comme des groupes d'individus ayant pour objectif commun d'améliorer la qualité de l'environnement, en utilisant pour cela des moyens de pression politiques et médiatiques. Ils ont besoin pour cela de ressources. Une partie est en nature, composée du travail bénévole des membres, mais dont l'utilisation ne peut être que limitée. Les mouvements écologistes ont surtout besoin de flux régulier de financements dont l'ampleur détermine le niveau d'activité. Ces ressources financières leur permettent également d'exister car ils entrent inévitablement

dans un processus d'institutionnalisation. Ils emploient en effet un personnel permanent composé d'administrateurs, de militants actifs et parfois même de chercheurs. Pour garantir leur activité et leur survie, elles doivent donc avoir un objectif de collecte de ressource qui peut affecter l'objectif politique.

À première vue, les organisations écologistes paraissent confrontées au problème de l'action collective. Elles sont en effet composées de dizaines voire de centaines de milliers de membres bénévoles²³². Il n'est pas possible de les contrôler ou de les taxer et ils pourraient être naturellement tentés de se comporter en resquilleurs. Nous allons voir qu'elles y échappent grâce aux « motifs sélectifs » de participation des membres.

1.2. DES MOTIFS « SELECTIFS » DE PARTICIPATION

Olson [1965] parle des incitations « sélectives » comme d'une exception à sa théorie générale de l'action collective. Il explique que ce sont des motifs de participation d'ordre psychologique, moral, social (le prestige) ou économique. Il les caractérise comme biens séparés, exclusifs et seulement disponibles pour certains membres du groupe. Ils ont pour effet de modifier l'analyse coût-bénéfice des agents rationnels en donnant plus de poids aux bénéfices de l'action collective et en réduisant l'incitation au resquillage.

Hardin (1982 : 103-108) offre un bon exemple d'incitations sélectives dans le cas d'une organisation environnementale parmi les plus influentes aux États-Unis. À la fin des années 70, Sierra Club comprenait environ 180 000 membres et disposait d'un budget d'environ 7 millions de dollars. Deux seulement étaient consacrés à l'étude et à l'influence de la politique publique. Le reste était utilisé pour financer le fonctionnement de l'organisation, des publications et des activités de plein air. Ces deux derniers « services » sont des incitations sélectives d'ordre économique, au bénéfice des membres actifs qui représentaient 60 pour cent du total. Les 40 pour cent restant se contentaient de recevoir Sierra, le magazine du club en échange de leur cotisation annuelle (25 dollars dont 3 seulement pour financer le magazine). La grande partie du budget était ainsi redistribuée depuis les membres non-actifs vers les membres actifs.

²³² C'est le cas des organisations américaines Sierra Club et Friends of the Earth (FOE) ainsi que des branches américaines, anglaises, allemandes ou françaises de Greenpeace et du World Wide Fund (WWF). En 2003, Greenpeace France avait plus de 60 000 adhérents (Connelly et Smith [2000]).

L'intérêt économique personnel peut expliquer les dons des membres actifs, mais pas ceux des membres non-actifs. Ces derniers contribuent pour un montant supérieur à ce qu'ils peuvent espérer en termes économiques et ils le font pour des raisons morales, psychologiques ou sociales.

L'achat de permis d'émission de SO₂ sur le marché américain offre un autre exemple de motif sélectif d'ordre moral. L'Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA) recense trois associations écologistes qui collectent des fonds pour retirer les permis et obtenir ainsi plus de réduction des émissions²³³. Entre 1993, date de la première vente aux enchères et 2003, 85 groupes et individus ont acheté 1 135 tonnes de dioxyde de soufre²³⁴. Au cours de la même période, 60 millions de tonnes sous forme de permis d'une durée de vie de un an ont été émis. Cette action a eu un impact négligeable sur le niveau global de pollution par le SO₂. Ceux qui ont dépensé de l'argent pour retirer des permis ne pouvaient pas espérer un intérêt purement personnel et ils ont agi pour des raisons strictement morales, parce qu'ils adhèrent à l'objectif politique de l'organisation. Pour conserver l'adhésion des individus ayant un engagement moral et susciter leurs contributions, les dirigeants des organisations écologistes sont soucieux de respecter leurs préférences politiques²³⁵, notamment en matière d'instrument de réglementation environnementale (Olson [1965 : 61]).

Section 2 LE MODELE

Suivant Smith et Yates [2003], nous spécifions les fonctions agrégées de bénéfice et de dommage de la pollution à l'aide de formes quadratiques. Les bénéfices agrégés sont :

$$V^s(E) = bE - \frac{1}{2}E^2 \quad (1)$$

²³³ Ce sont les organisations *Acid rain retirement fund*, *Adirondack council* et *Clean air conservancy*. Liste disponible sur l'Internet à l'adresse : <http://www.epa.gov/airmarkets/trading/buying.html#contacts> (consulté le 5 avril 2004).

²³⁴ Ces résultats ont été obtenus après examen des résultats des ventes aux enchères organisées par l'EPA et dont les résultats sont publiés sur son site (cf. note précédente).

²³⁵ Les dirigeants pourraient être tentés de suivre uniquement l'objectif de maximisation des ressources collectées pour financer l'expansion de leur organisation et en retirer un intérêt plus personnel.

où $b > 0$ est une constante et E le niveau des émissions de l'industrie. Le bénéfice marginal, $V_E^s(E) = b - E$ est une fonction décroissante du niveau des émissions. Les dommages agrégés sont :

$$\Phi(E) = \frac{1}{2} \phi E^2 \quad (2)$$

où $\phi > 0$ est une constante. Le dommage marginal agrégé, $\Phi_E(E) = \phi E$ est une fonction croissante de E . Il est égal à la somme « verticale » des dommages marginaux individuels²³⁶. Tous les citoyens sont affectés par la pollution et ce dommage marginal reflète leur disposition à payer pour éviter les effets d'une hausse des émissions à la marge. La relation (2) caractérise leur demande potentielle de permis.

En l'absence de distorsion sur le marché politique, le gouvernement fixe le niveau des émissions qui maximise le bien-être collectif W . Pour clarifier l'analyse, nous admettons qu'il est ici égal à la différence entre les bénéfices et les dommages agrégés de la pollution :

$$W(E) = V^s(E) - \Phi(E) \quad (3)$$

Le gouvernement dispose d'une information complète sur les fonctions de bénéfices et de dommages marginaux. Il choisit donc le niveau optimal E^* du plafond sur les émissions qui égalise à la marge les bénéfices et les dommages agrégés : $V_E^s = \Phi_E$. Il est tel que :

$$E^* = \frac{b}{1 + \phi} \quad (4)$$

Nous introduisons maintenant une distorsion politique. Le gouvernement est ouvert à l'influence et il accorde des faveurs politiques en échange de contributions. L'industrie polluante est représentée par un lobby qui offre des contributions C en échange de la promesse par le gouvernement que le resserrement de la contrainte environnementale sera modéré²³⁷. Nous formalisons la relation d'agence politique comme un jeu

²³⁶ La pollution est un « mal public » pour les citoyens, caractérisé par la non-rivalité et par la non-exclusion.

²³⁷ Il faut considérer l'intérêt de l'industrie au sens large. Il comprend le bien-être des actionnaires et celui des salariés.

d'enchères à la carte pour l'influence politique (Grossman et Helpman [1994, 2001])²³⁸ et nous l'appliquons au cas d'un unique lobby. Le gouvernement corrompu choisit la quantité légale de permis \hat{E}_1 qui maximise sa fonction objectif modifiée $W' = \beta C + W$ ²³⁹. Elle est égale à la somme pondérée du bien-être social et du total des contributions offertes. Le coefficient de pondération $\beta \geq 0$, reflète le degré de corruption du gouvernement. D'après l'équation (22a) du chapitre 4, section 2.2, nous savons que l'équilibre politique \hat{E}_1 doit satisfaire l'égalité suivante²⁴⁰ :

$$(1 + \beta)V'_E = \Phi_E \quad (5)$$

Elle a pour solution :

$$\hat{E}_1 = \frac{(1 + \beta)b}{1 + \beta + \phi} \quad (6)$$

Lorsque le gouvernement est ouvert à l'influence ($\beta \geq 0$), le lobby offre des pots-de-vin. En échange, il obtient que le plafond légal sur les émissions soit fixé à un niveau supérieur à celui optimal de premier rang, $\hat{E}_1 \geq E^*$ ²⁴¹.

Section 3 NIVEAU ENDOGENE DES EMISSIONS

Nous supposons maintenant que l'accès au marché des permis est libre si bien que le niveau effectif des émissions est endogène. En effet, après que le gouvernement ait fixé un plafond légal, tout citoyen peut acheter des permis pour les retirer du marché et obtenir ainsi une réduction d'émissions supplémentaire. Nous supposons que des

²³⁸ Voir le chapitre 4, section 2 pour une présentation du modèle et des notations.

²³⁹ Nous avons modifié légèrement la notation par rapport au chapitre 4 : nous avons changé l'emplacement du coefficient de pondération dans la fonction objectif du gouvernement corrompu. Cela simplifie l'exposé des développements suivants sans modifier le sens des résultats.

²⁴⁰ Autour de l'équilibre, les contributions du lobby sont localement sincères et la décision du gouvernement maximise la somme pondérée des intérêts de la société : $W' = (1 + \beta)V^S(E) - \Phi(E)$ (voir le chapitre 4, section 2).

²⁴¹ Voir le chapitre 4, section 2.2.

écologistes en achètent et qu'ils forment un groupe homogène caractérisé par une fonction de demande agrégée de permis :

$$D(E) = T\Phi_E(E) \quad (7)$$

La fonction $D(E)$ représente le dommage marginal de la pollution pour le groupe des citoyens acheteurs. Elle est proportionnelle au dommage marginal agrégé de la société, avec T qui est une constante telle que $0 < T \leq 1$. Cela traduit un problème d'action collective entre les citoyens pour le financement du bien collectif « protection de l'environnement »²⁴². Certains citoyens sont tentés de resquiller et de profiter gratuitement de l'effort des autres. Ils ne participent donc pas à l'achat de permis et la disposition à payer du groupe est inférieure au dommage marginal agrégé. Nous avons néanmoins $T > 0$ car la réduction des émissions suscite des motivations psychologiques et morales et pas seulement matériels. Le niveau endogène E' des émissions est déterminé par l'équilibre entre l'offre de permis de l'industrie et la demande des citoyens : $V_E^s(E) = T\Phi_E(E)$. Il est tel que :

$$E' = \frac{b}{1 + T\phi} \quad (8)$$

Nous vérifions que $E' \geq E^*$ pour $T \leq 1$. Quel que soit le niveau du plafond légal E , tel que $E \geq E'$, le niveau d'émissions sera E' à l'équilibre. Les citoyens retirent des permis et ce comportement induit des transferts de richesses. L'industrie vend $(E - E')$ à un prix $V_E^s(E')$ et reçoit donc $(E - E')V_E^s(E')$. En contrepartie, le groupe des citoyens dépense la même somme pour acheter la quantité d'émissions $(E - E')$. Le lobby de l'industrie polluante anticipe ce comportement et il fait pression sur le gouvernement pour qu'il intègre cette donnée dans son processus de décision et qu'il choisisse un plafond légal \hat{E}_2 éventuellement supérieur à \hat{E}_1 (avec accès limité au marché des permis). Nous devons envisager deux cas de figure selon les valeurs de T et β et parce que le compromis politique \hat{E}_1 est plus ou moins grand que E' .

²⁴² Voir la section 1 de ce chapitre.

Premier cas :

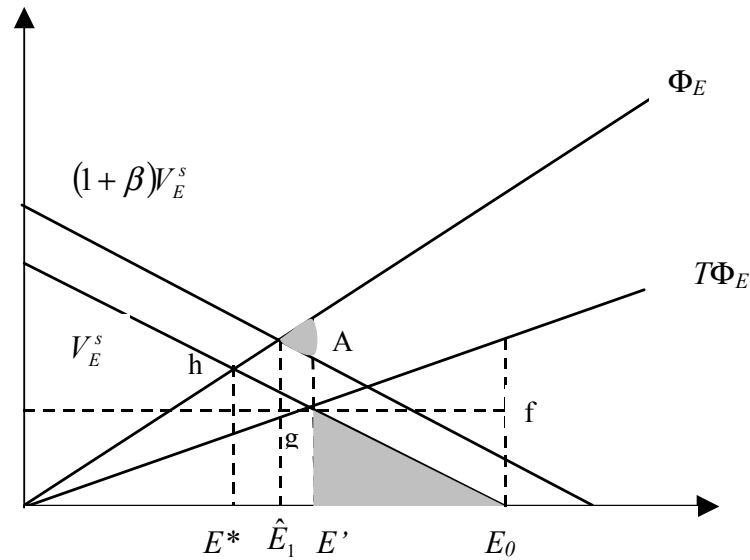
Pour $T \leq 1/(\beta - 1)$, $\hat{E}_1 < E'$ et nous avons représenté ce cas sur la figure 6.1. Sachant que $T > 0$, ce cas n'est possible que si $\beta \geq 1$. Si le gouvernement choisit un plafond légal supérieur à \hat{E}_1 , il supportera un coût politique net car à la marge, le dommage pour la société est plus important que le gain pour l'industrie polluante (pondéré par $1 + \beta$). Pour un niveau légal d'émissions E' , ce coût net politique correspond à la surface A sur la figure 6.1.

Si le gouvernement choisit un plafond légal E encore plus grand, tel que $E > E' > \hat{E}_1$, le coût politique net diminue. En effet, l'industrie touche une rente supérieure tandis que le dommage environnemental est identique, le niveau d'émission endogène étant invariablement E' . À la limite, lorsque le gouvernement choisit le plafond légal E_0 , l'industrie reçoit une rente égale à fgE_0E' et elle l'utilise pour compenser le gouvernement pour le coût politique net A qu'il subit. Ce n'est possible que si : $f'g'E_0E' \geq A$. Cette condition est remplie pour $T \geq \frac{\sqrt{1 + \beta + \phi} - 1}{\phi}$ (voir appendice)²⁴³. Dans ce cas, l'industrie polluante réalise un profit supplémentaire non nul (≥ 0). Parce qu'elle anticipe ce résultat, elle fait pression sur le gouvernement pour qu'il choisisse $\hat{E}_2 = E_0$ et non pas \hat{E}_1 .

L'éventualité d'un achat de permis par les citoyens pour les retirer du marché, exacerbe le lobbying de l'industrie polluante qui obtient que le gouvernement ne resserre pas la contrainte sur les émissions. À l'équilibre, les citoyens héritent d'un niveau d'émissions E' supérieur au compromis politique obtenu lorsque l'accès au marché est restreint aux entreprises réglementées.

²⁴³ Sur la figure 6.1, la surface $f'g'E_0E'$ correspond à celle fgE_0E' multipliée par $(1 + \beta)$.

Figure 6.1 : Équilibre sur le marché des permis avec un niveau des émissions endogène



Second cas :

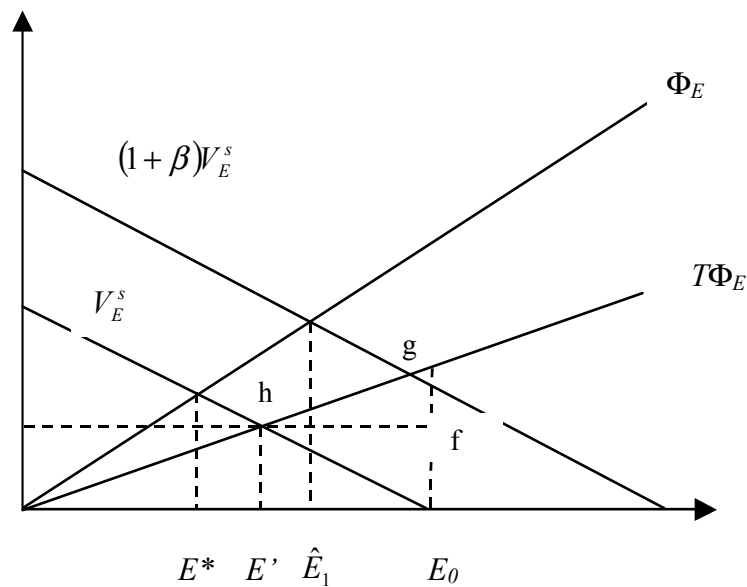
Pour $T \geq 1/(\beta - 1)$, $\hat{E}_1 \geq E'$. Sur la figure 6.2, l'équilibre politique \hat{E}_1 est à droite de E' . Le gouvernement prend en compte l'achat de permis par les citoyens et sa fonction objectif devient W'' telle que :

$$W'' = (1 + \beta)V_E^s(E') - \Phi(E') + (1 + \beta)(E - E')V_E^s(E') - (E - E')V_E^s(E') \quad (9)$$

Les deux premiers termes de la partie droite sont constants car le niveau final des émissions est invariant, égal à E' . Cela reste vrai quel que soit le choix E du gouvernement (tel que $E \geq \hat{E}_1 \geq E'$). Le seul effet d'un changement dans les décisions du gouvernement (E plutôt que \hat{E}_1) est d'induire des transferts de richesses entre agents. Celui-ci choisit \hat{E}_2 qui maximise la relation (10) et la condition de premier ordre est :

$$\frac{\partial W''}{\partial E} = \beta V_E^s(E') > 0 \quad (11)$$

Elle admet la solution en coin $\hat{E}_2 = E_0$. Parce que les écologistes achètent des permis et pour $T \geq 1/(\beta - 1)$, l'industrie polluante incite le gouvernement à ne pas modifier la contrainte environnementale. Les pollueurs réduisent néanmoins leurs émissions de E_0 en E' mais ils sont entièrement subventionnés pour cela par le groupe des citoyens. Ils reçoivent en effet une recette $(E_0 - E')V_E^s(E')$, représentée par la surface fhE_0E' sur la figure 6.2. La moitié de la recette (surface hE_0E) est suffisante pour couvrir le coût de réduction des émissions de l'industrie et de ce point de vue, la politique du gouvernement possède certaines caractéristiques de l'application du principe de « pollué – payeur ». L'autre moitié (triangle fhE_0) est un profit net pour l'industrie. Le groupe des écologistes est quand même incité à acheter $E' - E_0$ permis pour les retirer du marché car il réalise ainsi un gain net en bien-être représenté par la surface fgh . Quant au gouvernement, il reçoit des contributions qui compensent exactement le coût politique qu'il subit en choisissant E_0 comme plafond légal²⁴⁴.



²⁴⁴ Voir chapitre 4, section 2 une explication de cette caractéristique.

Section 4 LOBBYING DES ECOLOGISTES

Dans cette section nous supposons que le groupe des écologistes est représenté par un lobby qui offre lui aussi des contributions pour influencer les décisions publiques dans le sens de la diminution des émissions. Selon l'identité de leur donateur, les contributions monétaires n'ont pas le même degré d'influence politique. Riddel [2003] en apporte la preuve empirique dans le cadre d'une étude sur le financement de la campagne pour l'élection des sénateurs américains. Elle trouve que l'argent offert par les Comités d'action politique (CAP)²⁴⁵ apparentés à des mouvements écologistes augmente 300 fois plus la probabilité d'élection du candidat bénéficiaire que l'argent offert par des CAP apparentés à l'industrie. Dans ces conditions et pour des contributions monétaires du même montant, un homme politique sera plus ouvert à l'influence d'un lobby écologiste qu'à celle d'un lobby industriel, toutes choses égales par ailleurs. Afin de prendre en compte cette différence dans le degré d'influence politique des contributions monétaires, nous attribuons des valeurs différentes aux paramètres β_i selon l'identité du donateur.

Nous admettons que les industries polluantes ont pour intérêt commun de s'opposer à la réduction des émissions. Elles coopèrent pour cela et forment un unique lobby s qui n'est pas soumis au problème d'action collective. Il a en face de lui un unique lobby écologiste noté par l'exposant g . Soumis à la pression de ces deux lobbies, le gouvernement a désormais pour fonction objectif :

$$W'' = \sum_i \beta_i C_i(E) + W(E) \quad (12)$$

avec $i = \{g, s\}$. Le gouvernement choisit le niveau légal \hat{E}_3 tel que $\hat{E}_3 = \max_E W''(E)$. À l'aide de la relation (12), nous écrivons la condition de premier ordre pour la résolution de ce programme :

$$(1 + \beta^s) V_E^s(E) - (1 + \beta^g) T \Phi_E(E) - (1 - T) \Phi_E(E) = 0 \quad (13)$$

²⁴⁵ Voir chapitre 3, section 3.1

En utilisant les relations (1) et (2), cette condition devient :

$$\hat{E}_3 = \frac{(1 + \beta^s)}{\phi(T\beta^E + 1) + 1 + \beta^s} \quad (14)$$

Nous vérifions que $\hat{E}_3 \leq \hat{E}_1$. Le lobbying des écologistes pour la réduction des émissions compense en partie ou totalement l'action du lobby industriel. D'après la relation (14), \hat{E}_3 est croissant en β^E et décroissant en β^S . Le compromis politique dépend du rapport de force entre les deux lobbies comme l'expliquent Grossman et Helpman [1994, p. 846].

Section 5 COMPARAISON DES COÛTS DES STRATEGIES DE LOBBYING ET D'ACHAT DE PERMIS

Nous comparons maintenant les coûts pour le lobby écologiste des deux stratégies d'achat de permis et de lobbying pour atteindre le même niveau d'émissions E' .

5.1. COUT LORSQUE LES ECOLOGISTES ACHETENT DES PERMIS

Le gouvernement fixe le plafond initial en $\hat{E}_2 = E_0$ et les écologistes achètent $E'E_0$ permis au prix $V_E^s(E')$ pour réduire les émissions au niveau E' . Pour cela ils supportent un coût :

$$E'E_0fg = (E_0 - E')V_E^s = 2(V^s(E_0) - V^s(E')) \quad (15)$$

En remplaçant $V^s(E)$, $\Phi(E)$, E' , et E_0 par leurs valeurs, nous obtenons :

$$E'E_0fg = 2b^2 \left(\frac{1}{2} - \frac{1}{1+T\phi} + \frac{1}{2(1+T\phi)^2} \right) \quad (16)$$

5.2. COUT LORSQUE LES ECOLOGISTES FONT SEULEMENT DU LOBBYING

Grossman et Helpman [1994: 845] expliquent qu'à l'équilibre du jeu d'enchères à la carte, les contributions « sincères » offertes par un lobby j doivent satisfaire la condition :

$$\sum_{\substack{i \in n \\ i \neq j}} c^i(a^{-j}, B^{i0}) + \beta W(a^{-j}) = \sum_{i \in n} c^i(a^0, B^{i0}) + \beta W(a^0) \quad (17)$$

Cette relation énonce que le paiement du lobby j rend le gouvernement juste indifférent entre la politique d'équilibre a^0 , préférée par le lobby, et la politique a^{-j} qui est choisie lorsque ce lobby n'offre pas de contribution, *ceteris paribus*. Dans ce qui suit, nous écrivons cette condition pour chacun des deux lobbies s et g , en débutant par les écologistes. Avant cela, nous présentons les caractéristiques des deux alternatives, c'est-à-dire lorsque les écologistes font du lobbying et qu'ils n'en font pas.

Lorsque les écologistes n'offrent pas de contribution mais qu'ils achètent des permis, le lobby industriel offre un paiement $C^s(E_0)$, le compromis politique est $\hat{E}_2 = E_0$, le niveau final des émissions est E' et le bien-être de la société est $W(E')$. Lorsque les écologistes offrent des contributions mais n'achètent pas de permis et que le compromis politique est $\hat{E}_3 = E'$, les lobbies industriels et écologistes offrent respectivement $C^s(E')$ et $C^g(E')$ et le bien-être social est $W(E')$. Dans ce cas, la condition (17) s'écrit :

$$\beta^s C^s(E_0) + W(E') = \beta^s C^s(E') + \beta^g C^g(E') + W(E') \quad (18)$$

Après transformations, nous en déduisons la contribution que doit offrir le lobby écologiste pour obtenir le compromis politique $\hat{E}_3 = E'$:

$$C^g(E') = \frac{\beta^s}{\beta^g} (C^s(E_0) - C^s(E')) \quad (19)$$

Elle est proportionnelle à l'écart entre les contributions que le lobby industriel offre pour chacune des alternatives politiques \hat{E}_2 et \hat{E}_3 . Dans ce qui suit, nous tentons

d'estimer cet écart (d'en trouver une borne supérieure). Pour chaque alternative politique, la contribution d'un lobby est bornée par l'enjeu²⁴⁶.

Lorsque le gouvernement choisit $\hat{E}_2 = E_0$ plutôt que E^* , l'enjeu pour le lobby industriel est égal au bénéfice $V^s(E_0) - V^s(E^*)$, représenté par la surface hE^*E_0 sur la figure 6.1. C'est le montant maximum de contributions que le lobby peut offrir au gouvernement étant donné qu'il maximise le bien-être de ses membres :

$$C^s(E_0) \leq V^s(E_0) - V^s(E^*) \quad (20)$$

Nous appliquons maintenant la condition (18) au cas du lobby industriel pour déterminer une relation donnant $C^s(E')$, la contribution qu'il offre pour obtenir le compromis politique $\hat{E}_3 = E'$:

$$\beta^g C^g(\hat{E}_4) + W(\hat{E}_4) = \beta^s C^s(E') + \beta^g C^g(E') + W(E') \quad (21)$$

\hat{E}_4 est l'équilibre politique lorsque le lobby industriel n'offre rien et que le lobby écologiste est le seul à contribuer. C'est la solution du programme du gouvernement : $\max_E \{\beta^g C^g(E) + W(E)\}$. La condition de premier ordre en E est :

$$V_E^s(E) = \beta^g T \Phi_E(E) + \Phi_E(E) \quad (22)$$

Nous obtenons la solution :

$$\hat{E}_4 = \frac{b}{1 + \phi + \beta^g T \phi} \quad (23)$$

D'après la relation (4), pour $\beta^g > 0$ et $T > 0$, nous avons $\hat{E}_4 < E^*$. Après transformation de la relation (21), nous obtenons :

$$C^s(E') = \frac{\beta^g}{\beta^s} (C^g(\hat{E}_4) - C^g(E')) + \frac{1}{\beta^s} (W(\hat{E}_4) - W(E')) \quad (24)$$

La contribution offerte par le lobby industriel compense le gouvernement pour le coût d'opportunité politique à choisir $\hat{E}_3 = E'$ plutôt que \hat{E}_4 . Ce coût est proportionnel

²⁴⁶ Sa borne inférieure est définie par une « contrainte de participation » (chapitre 4, paragraphe 2.1.2.2). Elle impose qu'à l'équilibre du jeu politique, le paiement soit au minimum égale au coût d'opportunité politique supporté par le gouvernement en choisissant cette alternative politique.

à la somme pondérée de la variation du bien-être collectif et de la variation de l'offre de contributions par le lobby écologiste.

Lorsque les deux lobbies industriels et écologistes sont en compétition pour l'influence politique avec pour résultat un niveau d'émission E' , l'enjeu pour l'industrie de faire du lobbying est égal au bénéfice $V^s(E') - V^s(\hat{E}_4)$. Cet enjeu est la limite supérieure de la contribution offerte par le lobby industriel pour obtenir E' plutôt que \hat{E}_4 :

$$C^s(E') \leq V^s(E') - V^s(\hat{E}_4) \quad (25)$$

D'après les conditions (20) et (25), nous pouvons écrire que :

$$C^s(E_0) - C^s(E') \leq V^s(E_0) - V^s(E^*) - V^s(E') + V^s(\hat{E}_4) \quad (26)$$

Étant donné que $\hat{E}_4 < E^*$, et parce que $V^s(E)$ est une fonction monotone décroissante de E , nous avons $V^s(E^*) > V^s(\hat{E}_4)$. Nous pouvons alors déduire de (26) que :

$$C^s(E_0) - C^s(E') < V^s(E_0) - V^s(E') \quad (27)$$

Avec $\beta^g \geq \beta^s$ et en utilisant les relations (20) et (27), nous pouvons déduire de (19) que :

$$C^E(E') < E' E_0 f g \quad (28)$$

La contribution politique du lobby écologiste est inférieure au coût d'achat des permis. Pour garantir la baisse des émissions de E_0 en E' , il dépense moins en participant activement au jeu d'influence politique sur les décisions du gouvernement, et ce malgré l'opposition du lobby industriel, qu'en achetant des permis pour les détruire, *ceteris paribus*. Ce résultat repose sur l'hypothèse que $\beta^g \geq \beta^s$ et que les organisations écologistes ont un avantage comparatif à exercer une influence politique : Un euro offert par le lobby écologiste génère une meilleure influence politique qu'un euro offert par le lobby de l'industrie. C'est ce que montre Riddel (2003) dans le cadre des élections sénatoriales américaines²⁴⁷.

²⁴⁷ Cf. introduction.

CONCLUSION

Nos résultats démontrent que nous ne devrions pas observer que des écologistes achètent des permis d'émission négociables pour les retirer du marché. Nous apportons deux justifications à cette conclusion. La première repose sur la possibilité pour des agents non-régulés d'acheter des droits pour les retirer du marché. Cela exacerbe le lobbying de l'industrie polluante qui obtient un plafond encore moins contraignant sur ses émissions. La seconde vient de ce que l'argent des écologistes leur permet d'obtenir davantage de réductions effectives des émissions lorsqu'il investit en politique plutôt que sur le marché des permis, *ceteris paribus*.

Pourtant, on observe aux États-Unis que des organisations écologistes et des individus achètent régulièrement des permis d'émission de SO₂ pour les retirer du marché et obtenir ainsi une réduction supplémentaire des émissions. De 1993 à 2003, 85 groupes et individus ont acheté 1 135 droits pour un montant cumulé inférieur à 200 000 dollars²⁴⁸. C'est une quantité négligeable en comparaison des millions de permis qui sont émis chaque année.

L'EPA liste les trois principales organisations environnementales qui collectent des fonds pour acheter des droits d'émission et les détruire²⁴⁹. Si cette activité n'a pas d'incidence sur le niveau de pollution, on peut s'interroger sur les motifs des donateurs. Une explication est qu'ils ont une incitations psychologique et morale pour se comporter ainsi (Hardin [1982]). Ils retirent une certaine satisfaction en offrant de l'argent pour une cause écologique même s'ils ne ressentent pas concrètement d'amélioration de la qualité de l'environnement.

²⁴⁸ Cette estimation a été calculée à partir des données de l'EPA sur les résultats de la vente aux enchères annuelle de permis (note 193, page 127). Josh Margolis du broker Cantor Fitzgerald (communication personnelle du 18 novembre 2003) confirme que seules les firmes régulées et les professionnels du marché (brokers) interviennent sur le marché secondaire. Michael Hamilton du groupe écologiste Acid Rain Retirement Fund (communication personnelle) justifie cela par la taille des transactions sur le marché secondaire. Elles n'ont jamais été inférieures à 2 500 permis ce qui les place hors de portée des groupes écologistes et des individus (un permis égal une tonne de carbone). Les groupes écologistes et les individus n'interviennent donc qu'au moment de l'enchère annuelle où ils peuvent acquérir des permis à l'unité.

²⁴⁹ Cf. note 234

APPENDICE

La condition $f'g'E_0E' \geq A$ s'écrit :

$$\Phi(E') - \Phi(\hat{E}_1) - (1 + \beta)[V^s(E') - V^s(\hat{E}_1)] - (1 + \beta)[V^s(E_0) - V^s(E')] \leq 0$$

E_0 est tel que $V_E^s(E_0) = 0$ et cette équation admet pour solution $E_0 = b$. En remplaçant $V^s(E)$, $\Phi(E)$, E' , \hat{E}_1 et E_0 par leurs valeurs, l'inégalité précédente devient après arrangements :

$(1 + T\phi - \sqrt{1 + \beta + \phi})(1 + T\phi + \sqrt{1 + \beta + \phi}) \geq 0$. Cette inégalité est vérifiée si et seulement si $T \geq \frac{\sqrt{1 + \beta + \phi} - 1}{\phi}$. La seconde racine du polynôme carré génère une autre condition $T \geq \frac{-1 - \sqrt{1 + \beta + \phi}}{\phi}$ qui est toujours vérifiée compte tenu de l'hypothèse de départ $T > 0$.

CONCLUSION GENERALE

Depuis les années 90, des pays européens appliquent des marchés de permis d'émission pour contrôler des problèmes de pollution comme les rejets de gaz à effet de serre (GES)²⁵⁰. Ils suivent ainsi l'expérience pionnière des États-Unis et les recommandations des économistes qui ont depuis longtemps expliqué l'intérêt de cet instrument en terme d'efficience (Montgomery [1972]). Ceux-ci ont par ailleurs constaté qu'il est mieux accepté par l'industrie que des normes et des écotaxes (Dijkstra [1999], Svenden [1998]).

Parmi les divers aspects de la mise en œuvre de cet instrument, deux sont centraux. Ils concernent la quantité globale de permis et la manière de les allouer au départ (Beumais et Chiroleu-Assouline [1999]). Les choix sur ces deux variables posent des difficultés d'ordre scientifique, liées à l'évaluation des bénéfices de la réduction des pollutions, et technique, pour la conception et l'application de mécanismes d'allocation. Ces difficultés sont également culturelles en raison d'un à-priori négatif de l'opinion publique à l'égard de la notion de « droit à polluer ». Elles sont légales lorsque le choix d'un mode de distribution des permis interfère avec des réglementations internationales, comme le droit de l'OMC (Woerdman [2002]).

Les décideurs politiques (européens) doivent donc faire des choix difficiles dans un domaine nouveau de la réglementation et pour lequel ils sont peu expérimentés. Leurs décisions sont rendues encore plus compliquées par l'obligation de concilier en même temps les intérêts divergents des finances publiques, de la protection de l'environnement et de son acceptabilité politique (Pezzey et Park [1998]). L'actualité européenne récente témoigne de cette complexité et des problèmes politiques posés par le choix du mode d'allocation initiale des permis négociables. Les instances politiques de l'Union européenne se sont opposées sur ce thème durant les discussions de la

²⁵⁰ C'est le cas de Danemark depuis 1999 et du Royaume Uni depuis le printemps 2002.

directive COM 2003/87/CE pour la création du marché européen des droits d'émissions de GES. Le Parlement souhaitait que 30 pour cent des permis soient vendus aux entreprises des six secteurs industriels concernés. En définitive, la directive laisse aux États membres la possibilité d'en vendre 5 pour cent jusqu'en 2008 puis 10 pour cent jusqu'en 2012. Les gouvernements ont hérité de pouvoirs discrétionnaires sur deux autres aspects de cette réglementation. Ils doivent fixer la quantité totale de droits d'émission allouée aux entreprises de leur pays et choisir la manière de les distribuer gratuitement. Il apparaît d'ores et déjà que les États offriront gratuitement la totalité des permis et qu'ils seront très généreux sur les quantités. Hahn [1989] avait déjà fait un constat similaire pour les expériences américaines dans ce domaine. Nous avons pourtant expliqué dans cette thèse que les économistes préfèrent la vente des permis notamment pour des raisons d'efficacité et d'équité entre les entreprises. L'un de ces arguments repose sur la possibilité d'utiliser les recettes de la vente pour réduire des prélèvements obligatoires en place, importants en Europe, et minimiser ainsi les coûts macroéconomiques de la réduction des émissions. Il y a donc une contradiction entre les prescriptions de l'analyse économique et la réalité des choix. Elle est qualifiée de « défaillance politique » (Dixit [1996]).

Dans cette thèse, nous avons mené une analyse positive de l'allocation initiale des permis négociables pour expliquer leur offre gratuite malgré la recommandation des économistes d'en vendre une majorité. Pour cela, nous avons étudié le processus politique d'élaboration d'un marché de droits de pollution en ayant une approche de « public choice » par les groupes d'intérêt. C'est celle préconisée pour l'analyse positive de la réglementation environnementale (Oates et Portney [2003]) et c'est aussi la mieux adaptée à notre cas.

Cette démarche est justifiée par les limites de l'analyse normative. Celle-ci suppose en effet l'existence d'un processus politique parfait (un dictateur bienveillant), résultant systématiquement sur les meilleurs choix disponibles pour la société. Cette vision ne correspond pas à la réalité des politiques. Il paraît donc nécessaire d'avoir une représentation plus réaliste du mécanisme des choix publics. C'est l'objet de l'analyse

positive dont les résultats doivent en fin de compte permettre aux décideurs de mieux concevoir et appliquer les politiques.

Jusqu'à présent, peu d'économistes ont partagé cette préoccupation et mené une analyse positive de l'allocation initiale des permis négociables. À notre connaissance, aucun ne l'a fait en ayant une approche formelle et exhaustive au sens du paradigme de l'économie politique (Rodrik [1995]). Il faut en effet utiliser une représentation complète du processus politique, intégrant les comportements des acteurs qui interviennent à chacune de ses étapes. Brandt et Svendsen [2004], Markussen P., Svendsen G.T., Vesterdal M. (2002), Svendsen [2002] étudient les préférences des groupes de pression mais ils n'expliquent pas comment elles se matérialisent dans les choix publics. Joskow et Schmalensee [1998] recherchent empiriquement les facteurs politiques qui pourraient expliquer l'allocation des permis gratuits dans l'exemple du marché américain de droit de rejet de SO₂. Cependant, ils ne formalisent pas le processus politique et ne prennent pas en compte les groupes d'intérêt.

Notre thèse constitue donc un premier pas vers la prise en compte formelle de l'influence politique dans l'analyse de l'allocation initiale des permis négociables. Au centre de notre approche se trouve la notion de rente dont une composante est constituée par la valeur marchande des droits. Nous avons mis en évidence, empiriquement, la rationalité des groupes d'intérêt pour cette « rente écologique ». Nous confirmons ainsi l'hypothèse (Cramton et Kerr [1998]) selon laquelle la distribution gratuite des droits est influencée par des comportements de recherche de la rente. Cela n'avait pas été fait. Nous ne prétendons pas avoir prouvé ainsi la supériorité d'un mode d'allocation sur un autre. D'autres éléments, envisagés par l'analyse normative, doivent en effet être pris en compte dans cette comparaison. Nous montrons néanmoins que le choix de l'offre gratuite a pour contre-partie d'encourager le lobbying, source d'un gaspillage de ressources de la société (Bhagwati [1982]).

Ce résultat justifie notre démarche consistant à formaliser le choix public d'affectation de la rente écologique comme un arbitrage entre l'objectif d'efficacité collective (la maximisation du bien-être social) et celui, privé, de support politique. L'analyse normative énonce que le mode d'allocation initiale des permis importe pour

l'efficacité de la politique environnementale en présence d'imperfections des marchés économiques. À l'aide d'un modèle récent de l'analyse positive, nous étendons ce résultat au cas de défaillances du système politique (l'existence de lobbying d'intérêts particuliers). Nous démontrons que la décision de vendre ou d'offrir les droits d'émission n'est pas neutre, *ceteris paribus*. Elle modifie le niveau effectif des émissions en affectant l'incitation des actionnaires d'une industrie polluante à faire pression pour ou contre le resserrement de la contrainte environnementale. Nous mettons également en évidence que la compétition entre lobbies pour obtenir les permis gratuits, conduit un gouvernement à choisir en priorité l'offre plutôt que la vente. Il obtient ainsi une plus grande marge de manœuvre pour fixer la quantité globale de droits, elle aussi soumise à l'influence d'intérêts particuliers. Nous apportons ainsi une explication d'économie politique au constat de l'offre gratuite des permis.

En ouvrant la « boîte noire » du processus des décisions publiques, notre thèse a mis en évidence les conséquences politiques des choix en matières d'allocation initiale des permis négociables. Elles doivent être prises en compte par l'économiste et par le décideur politique lors de l'élaboration et de la mise en œuvre des marchés de droits d'émission.

Ces recherches peuvent être prolongées au niveau théorique pour prendre en compte l'incidence des facteurs institutionnels sur le lobbying et sur les choix politiques. Nous avons en effet raisonné en admettant l'existence d'un décideur « corrompu » sans le qualifier davantage. La littérature récente d'économie politique indique que la nature des institutions (ex : le régime politique) affecte les choix publics (Persson, Roland et Tabellini [2000]). Le marché européen des permis d'émission de GES, en cours d'élaboration, constituera un domaine privilégié pour l'examen de cet aspect.

BIBLIOGRAPHIE GENERALE

- AGENCE EUROPÉENNE DE L'ENVIRONNEMENT (1996), *Environmental taxes: Implementation and Environmental Effectiveness*, Environmental issues series I, Copenhagen.
- AGENCE EUROPÉENNE DE L'ENVIRONNEMENT (2000), *Environmental taxes: Recent Developments in Tools for Integration*, Copenhagen, 92 p.
- AIDT T. (1997), "On the Political Economy of Green Tax Reforms", *Working Paper 97-20*, University of Aarhus Department of Economics
- AIDT T. (1998), "Political Internalization of Economic Externalities and Environmental Policy", *Journal of Public Economics*, vol. 69, pp. 1-16
- ANSOLABEHÈRE, S., DE FIGUEIREDO, J.M., AND J.M. SNYDER (2002), "Are campaign contributions investment in the political marketplace or individual consumption? Or why is there so little money in politics,". MIT Sloan School of Management *Working Paper 4272-02*, Cambridge, Mass
- ALESINA A., RODRIK D. (1991), "Distributive Politics and Economic Growth", *NBER Working paper N° 3668*
- ARIMURA T. (1998), "An Empirical Study of the SO₂ Allowance Market Effect of PUC Regulations", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 44, pp. 271 - 289
- ARROW K. ET AL. (1996), "Is there a Role for a Cost-Benefit Analysis in Environmental, Health, and Safety Regulation?", *Science*, vol. 272, pp. 221-222
- BAILEY E. (1998), "International Pricing of Sulfure Dioxide allowances", *MIT CEEPR discussion paper*; Cambridge, Mass.
- BAILEY E. (1998), "Allowance trading activity and state regulatory rulings: Evidence from the U.S. Acid Rain Program", *MIT CEEPR discussion paper*, March 1998, Cambridge, Mass.
- BALLARD C. et al. (1985), "General Equilibrium Computations of the Marginal Welfare Costs of Taxes in the United-States", *American Economic Review*, 75, pp. 128-138
- BARON D. (1994), "Electoral Competition with Informed and Uninformed Voters", *American Political science Review*, vol. 88, pp. 33 - 47
- BAUMOL W, OATES W. (1988), *The theory of environmental policy*, seconde édition, Cambridge University Press, Cambridge, 299 p.

- BEAUMAIS O., CHIROLEU-ASSOULINE M. (1999), *Economie de l'environnement*, éditions Bréal, Rosny, 240 p.
- BEAUMAIS O., SCHUBERT K. (1996), "Les modèles d'Equilibre Général Appliqués à l'Environnement : Développements Récents ", *Revue d'Economie Politique*, vol.106 (3), pp. 355-379
- BECKER, GARY (1983), "A theory of Competition Among Pressure Groups for Political Influence", *Quarterly Journal of Economics*, vol. 98 (3), pp. 371-400
- BENNETSEN M., FELDMANN S. (2002), "Lobbying Legislature ", *Journal of Political Economy*, vol. 110 (4), pp. 919 - 946
- BERNHEIM D., WHINSTON M., (1986), "Menu Auction, Resource Allocation and Economic Influence", *Quarterly Journal of Economics*, vol. 51, pp. 1-31.
- BERNSTEIN M., FARRELL A., WINEBRAKE J. (1994), "The Impact of Restricting the SO2 Allowance Market", *Energy Policy*, vol. 9, pp. 748 - 754
- BESLEY T., COATE S. (1998), "Sources of Inefficiency in Representative Democracy: A Dynamic Analysis", *American Economic Review*, vol. 88 (1), pp. 139 - 156
- BHAGWATI J. (1982), "Directly Unproductive, Profit-seeking (DUP) Activities", *Journal of Political Economy*, vol. 90 (5), pp. 988 - 1002
- BHAGWATI J., SRINIVASAN T. (1980), "Revenue Seeking: A Generalization of the Theory of Tariffs", *Journal of Political Economy*, vol. 88 (6), pp. 1069 -87
- BLACK (1958), *Theory of Committees and Elections*, Cambridge university press, Cambridge
- BOHI D., BURTRAW D. (1992), "Utility investment behavior and the emission trading market", *Resources and Energy*, vol. 14, pp. 129-153.
- BOHI D., BURTRAW D. (1997), "SO₂ allowance trading: How experience and expectations measure up", *Resources For the Future Discussion Paper 97-24*, Washington, DC, février.
- BOHM P., RUSSELL C. (1985), "Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments", in Kneese A., Sweeney J. (eds), *Handbooks of Natural Resources and Energy Economics*, North-Holland, Amsterdam, pp. 395 - 460
- BOMMER R. (1996), "Environmental Regulation of Production Processes in the European Union: A Political Economy approach", *Aussenwirtschaft*, vol. 51, pp. 559-582
- BONNIEUX F., DESAIGUES B. (1998), *Economie et politiques de l'environnement*, Dalloz, Paris, 328 p.
- BOOM J., SVENDSEN G.T. (2000a), "The Political Economy of International Emissions Trading Scheme Choice: A theoretical Analysis", *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, vol. 4, pp. 548 – 566

- BOOM J., SVENDSEN G.T. (2000b), “The Political Economy of International Emissions Trading Scheme Choice: Empirical Evidence”, *Discussion paper 00-19*, Institute of Economics, University of Copenhagen
- BOSELLO ., CARRARO C. (1999), “Recycling Energy Taxes. Impacts on a Disaggregated Labour Market”, *FEEM Nota di Lavoro*
- BOSELLO ., CARRARO C., GALEOTTI M. (2001), “The Double Dividend Issue: Modelling Strategies and Empirical findings”, *Environment and Development Economics*, 66 (1), pp. 9 - 45
- BOSQUET B. (2000), “Environmental tax reform: Does it Work? A survey of the Empirical Evidences”, *Ecological Economics*, vol. 34, pp. 19-32
- BOVENBERG L. (1997), “Environmental policy, distortionary labour taxation and employment: Pollution taxes and the double dividend”, in CARRARO C. AND SINISCALCO D., eds. *New directions in the economic theory of the environment*, Cambridge University Press, 69-104
- BOVENBERG L. (1998), “ Environmental Taxes and the Double Dividend”, *Empirica*, vol. 25, pp. 15-35
- BOVENBERG L., DE MOOIJ R. (1994), “ Environmental Levies and Distortionary Taxation”, *American Economic Review*, vol. 94 (4), pp. 1085-1089
- BOVENBERG L., GOULDER L. (1996), “Optimal environmental Taxation in the Presence of Other Taxes: General Equilibrium Analyses”, *American Economic Review*, 86, pp. 985-1000
- BOVENBERG L., GOULDER L. (2001), “Neutralizing the Adverse Impacts of CO₂ Abatement Policies: What Does it Costs?”, dans Carraro C. et Metcalf G. (Eds), *Behavioral and Distributional Effects of Environmental Policy*, University of Chicago Press
- BOVENBERG L., GOULDER L. (2003), “Efficiency Costs of Meeting Industry-Distributional Constraints Under Environmental Permits and Taxes”, *NBER Working Paper* N° 10059
- BOVENBERG L., VAN DER PLOEG F. (1994), “green policies and Public Finance in a Small Open Economy”, *Scandinavian Journal of Economics*, 96, pp. 343-363
- BOVENBERG L., VAN DER PLOEG F. (1996), “Optimal Taxation, Public Goods and Environmental Policy with Involuntary Unemployment”, *Journal of Public Economics*, vol. 62, pp. 59-83
- BOY, D. (2003), “les parlementaires et l’environnement”, *cahiers du PROSES*, n° 7, septembre/octobre.
- BOYER M., LAFFONT J.J. (1999), “Toward a Political Theory of the Emergence of Environmental Incentive Regulation”, *Rand Journal of Economics*, vol. 30, pp. 137-157.
- BRANDT U., SVENDSEN G. (2004), “Rent-seeking and grandfathering: The case of GHG trade in the EU”, *Energy and Environment*, à paraître

- BUCHANAN J., TULLOCK G. (1975), "Polluter's Profit and Political Response: direct control versus taxes", *American Economic Review*, vol. 65, pp. 139-147.
- BUREAU D., HOURCADE J.C. (1998), "Les dividendes économiques d'une réforme fiscale écologique", dans, Bureau D., Godard O., Hourcade J.C., *Fiscalité de l'Environnement*, La Documentation française, Les Rapports du Conseil d'analyse économique
- BURKEY M., DURDEN G. (1998), "The political economy of Clean air legislation: An analysis of voting in the U.S. Senate on amendments to the 1990 Clean air act", *Environmental and Resources Economics*, vol. 11, pp.119-134.
- BURTAW D. et al. (2001), "The effect of allowances Allocation on the Cost of Carbon Emission Trading", *Resources For the Future Discussion Paper 01-30*, Washington D.C.
- CADOT O., GREYER J.M., OLARREAGA M. (2003), "India's Trade Policy for Sale: How Much? Who Buys?", *CEPR Discussion Paper N° 4168*
- CAMPOS J. (1989), "Legislative Institutions, Lobbying and the Endogenous Choice of Regulatory Instruments: A Political Economy Approach to Instrument Choice", *Journal of Law, Economics and Organization*, vol. 5, pp. 333 - 353
- COASE R. (1960), "the Problem of Social Costs", *The Journal of Law and Economics*, 3, pp. 1-44
- COATES D. (1996), "Jobs versus Wilderness Areas: The Role of Campaign Contributions", dans Congleton R. (eds), *The Political Economy of Environmental Protection*, Ann Arbor, University of Michigan Press, pp. 69 - 96
- COHEN R. (1992), *Washington at work: Back rooms and clean air*, Macmillan, New York, 1992, 190 p.
- COMMISSION EUROPEENNE (1992), COM 1992/226/final, *Proposition pour une directive du Conseil introduisant une taxe sur les émissions de dioxyde de carbone et sur l'énergie*, Bruxelles
- COMMISSION EUROPEENNE (1993), COM 1993/700, *Livre blanc sur la croissance, la compétitivité et l'emploi: les défis et les pistes pour entrer dans le XXI^e siècle*, Bruxelles
- COMMISSION EUROPEENNE (2003), COM 2000/87 final, *Livre vert sur l'établissement dans l'Union européenne d'un système d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre*, Bruxelles, 8 mars 2000 et documents de réponse des entreprises, des organisations professionnelles, des gouvernements et des organisations non-gouvernementales. Consultés le 28 mars 2004 à l'adresse Internet : http://europa.eu.int/comm/environment/docum/0087_en.htm
- COMMISSION EUROPEENNE (2003), COM 2003/403 final, *proposition de directive du parlement et du conseil européen*, 23 juillet 2003.
- COMMUNAUTE EUROPEENNE (2003), COM 2003/87/CE, *Directive établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre au sein de la Communauté européenne*, Journal Officiel de l'Union européenne, 25 octobre 2003,

- CONCONI P. (2003), "Green Lobbies and Transboundary Pollution in Large Open Economies", *Journal of International Economics*, vol. 59, pp. 399 - 422
- CONGLETON R. (1992), "Political Institutions and Pollution Control", *Review of Economics and Statistics*, vol. 74 (3), pp. 412 - 421
- CONNELY J., SMITH G. (2003), *Politics and the Environment*, Routledge, London, seconde édition
- CONVENTION-CADRE DES NATIONS UNIES SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE (1997), Texte du Protocole de Kyoto, disponible sur l'Internet à l'adresse : <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf> (consulté le 13/06/2001).
- CRAMTON P., KERR S. (1998), "Tradable carbon permits auctions: How and why to auction not grandfather", *Resources For the Future Discussion Paper 98-34*, Washington, DC, May.
- CRQUI P., VIELLE M., VIGUIER L. (2003), "les coûts des politiques climatiques" dans Guesnerie R. rapp. *Kyoto et l'économie de l'effet de serre*, Conseil d'analyse économique, La Documentation française, Paris, pp. 145-176
- CROCKER T. (1966), "The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems", in *The Economics of Air Pollution*, WOLOZIN H. eds., Norton, New York.
- CROPPER M., EVANS W., BERARDI S., DUCLA-SOARES M., PORTNEY P. (1992), "The Determinant of Pesticides Regulation: A Statistical Analysis of EPA Decision Making", *Journal of Political Economy*, vol. 100, pp. 175-197
- CROPPER M., OATES W. (1992), "Environmental Economics: A Survey", *Journal of Economic Literature*, vol. 30, pp. 675 - 740
- DALES J. (1968), "Land, Water and Ownership", *Canadian Journal of Economics*, vol. 1, pp. 797 - 804
- DAMANIA R., FREDRIKSSON P., LIST J. (2000), "Trade Liberalization, Corruption, and Environmental Policy Formation: Theory and Evidence", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 46, pp. 490-512
- DEFRA (2001), *Framework for the UK Emissions Trading Scheme*, Londres, 54 p.
- DEMSETZ H.(1998), "The Core Disagreement between Pigou, the Profession, and Coase in the analyses of the Externality Question", *European Journal of Political Economy*, vol. 12, pp. 565-579
- DEROUBAIX J.F., LÉVÈQUE F. (2002), *The Design of Ecological Tax Reform: The French Ecotax*, Petras Report, CERNA, Paris, 109 p.
- DE SAVORNIN LOHMAN A. (1994), "Economic Incentives in Environmental Policy: Why are they White Ravens? ", in Opschoor J., Turner R. (eds), *Economic Incentives and Environmental Policies*, Kluwer, Boston, pp. 55 - 67

- DEWEES D. (1983), "Instrument Choice in Environmental Policy", *Economic Inquiry*, vol. 21, pp. 53 - 71
- DIAMOND P., MIRRLEES J. (1971), "Optimal Taxation and Public Production", 2 pts, *American Economic Review*, vol. 61, pp. 8 – 27; pp. 261 - 278
- DIJKSTRA B. (1998), "A two Stages Rent-seeking Contest for Instrument Choice and Revenue Division, Applied to Environmental Policy ", *European Journal of Political Economy*, vol. 14, pp. 281 - 301
- DIJKSTRA B. (1999), *The Political Economy of Environmental policy: A Public approach to market Instruments*, Edward Elgar, Cheltenham, 376 p.
- DINAN T., ROGERS D. (2004), "Distributional Effects of Carbon Allowance Trading: How Government Decisions Determine Winners and Losers", *National Tax Journal*, vol. 55, pp. 199-222
- DIXIT A. (1996), *The Making of Economic Policy: A Transaction-Cost Politics Perspective*, MIT Press, Cambridge Massachussets, 192 p.
- DIXIT A., GROSSMAN G., HELPMAN E. (1997), "Common Agency and Coordination: General Theory and application to Government Policy Making", *Journal of Political Economy*, 105(4), pp. 752-769
- DIXIT A., NORMAN V. (1980), *Theory of International Trade*, Cambridge University Press, 339 p.
- DOWN A. (1957), *An Economic Theory of Democracy*, Harper and Row, New York
- DRÈZE J., MALINVAUD E. (1993), "Growth and Employment. The scope of a european initiative". Louvain
- DURDEN G., SHOGREN J., SILBERMAN J. (1991), "The Effects of Interest Group Pressure on Coal Strip-Mining Legislation", *Social Science Quarterly*, vol. 72 (2), pp.237 - 250
- DURIEUX B., MESSERLIN P. (2003), *Relations Commerciale France/Etats-Unis : L'Amérique telle qu'elle est*, Editions d'organisation, Paris, 266 p.
- EDWARDS T., HUTTON J.P. (2001), "Allocation of Carbon Permits within a Country: a General Equilibrium Analysis of the United Kingdom", *Energy Economics*, Vol. 23, pp. 371-386
- ELLERMAN D., JOSKOW P., SCHMALENSEE R., MONTERO J.P., BAILEY B. (1997), *Emissions Trading under the U.S. Acid rain Program: Evaluation of Compliance Costs and Allowance Market Performance*, MIT CEEPR, Cambridge, Massachussets, 66 p.
- ELLERMAN D., JOSKOW P., SCHMALENSEE R., MONTERO J.P., BAILEY B. (2000), *Markets for clean air: the U.S. acid rain program*, Cambridge University Press, New York, 362 p.
- ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION, *Clean Air Act Database*, disponible sur l'Internet à l'adresse : <http://www.doe.eia.gov>, consulté le 10/11/2000.

- ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION, *Form EIA-412 Database: Annual Electric Industry Financial Report*, 1990, disponible sur l'Internet à l'adresse : <http://www.eia.doe.gov>, consulté le 10/11/2000.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Acid Rain Data Base, disponible sur l'Internet à l'adresse : <http://www.epa.gov>, consulté le 10/11/2000
- FEDERAL ENERGY REGULATORY COMMISSION, disponible sur l'Internet à l'adresse <http://www.ferc.gov> (consulté en novembre 2000)
- FINKELSHTAIN I., KISLEV Y. (1997), "Price versus Quantities: The Political Perspective", *Journal of Political Economy*, vol. 105 (1), pp. 83 - 100
- FREDRIKSSON P. (1997), "The political economy of pollution tax in a small open economy", *Journal of Environmental economics and Management*, vol. 33, pp. 44-58.
- FREDRIKSSON P., MILLIMET D. (2003), "Comparative Politics and Environmental Taxation", *mimeo*.
- FREDRIKSSON P., SVENSSON J. (2003), "Political Instability, Corruption and Policy Formation: The Case of Environmental Policy", *Journal of Public Economics*, vol. 87, pp. 1383 - 1405
- FREDRIKSSON P., VOLLEBERGH H., DIJKGRAAF E. (2004), "Corruption and Energy Efficiency in OECD Countries: Theory and Evidence", *Journal of Environmental economics and Management*, vol. 47, pp. 207-231
- FULLERTON D., METCALF G. (2001), "Environmental Controls, Scarcity Rents, and Pre-existing Distortions. *Journal of Public Economics*, vol. 80, pp. 249 - 267
- FUNDERBERG D., TIROLE J. (1985), "The Fat-cat Effect, the Puppy Dog Ploy and the Lean and Hungry Look", *American Economic Review, Papers and Proceedings*, vol. 74, pp. 361-368
- GASTALDO S. (2001), "Les enchères dans l'allocation initiale des permis d'émission négociables", dans Cohen E. et Mougeot M., *Enchères et gestion publique*, La Documentation française, Les Rapports du Conseil d'analyse économique, pp. 263-275
- GLACHANT M. (2002), "The Political Economy of Emission Tax Design in Environmental Policy", *FEEM Working Paper*, 96-2002.
- GODARD O. (1997), "Les Permis Négociables et la Convention sur le Climat: De l'Expérience Américaine aux Enjeux de l'Harmonisation", *Revue de l'Energie*, n° 491, pp. 606-622
- GODARD O. (2003), "L'Allocation Initiale des Quotas d'Emission de CO2 aux Entreprises à la Lumière de l'Analyse Economique". *Cahier du Laboratoire d'Econométrie de l'Ecole Polytechnique*
- GODARD O., HENRY C. (1998), "Les Instruments des Politiques Internationales de l'Environnement : La Prévention du Risque Climatique et les Mécanismes de permis Négociables", dans, Bureau D., Godard O., Hourcade J.C., *Fiscalité de l'Environnement*, La Documentation française, Les Rapports du Conseil d'analyse économique

- GOLDBERG P., MAGGI G. (1999), "Protection for Sale : An Empirical Investigation", *American Economic Review*, vol. 84, pp. 833 - 850
- GORE, SENATEUR AL. (1992), *Earth in the Balance : Ecology and the Human Spirit*, Houghton Mifflin Company, New York.
- GOULDER L. (1992), "Do the Costs of a Carbon Tax Vanish when interactions with other Taxes are Accounted for? ", *NBER Working Paper* N° 4061.
- GOULDER L.H. (1995), Environmental Taxation and the "Double Dividend:" A Reader's Guide. *International Tax and Public Finance*, 72, p. 157-183
- GOULDER L. (2002), "Mitigating the Adverse Impact of CO2 Abatement Policies on Energy-Intensive Industries", *Resources For the Future Discussion Paper* N° 02-22.
- GOULDER, L., PARRY I., BURTRAW D. (1997), "Revenue-raising versus other Approaches to Environmental Protection: The Critical Significance of Preexisting Tax Distorsions", *RAND Journal of Economics*, Vol. 28 (4), pp. 708-731
- GREFFE X. (1997), *Economie des Politiques Publiques*, Dalloz, Paris, 582 p.
- GROSSMAN G., HELPMAN E. (1994), "Protection for Sale", *The American Economic Review*, 84, p. 833-850.
- GROSSMAN G., HELPMAN E. (1996), "Electoral competition and special interest politics ", *Review of Economic Studies*, vol. 63, pp. 265-285.
- GROSSMAN G., HELPMAN E. [2001], *Special Interest Politics*, Cambridge, MIT Press.
- HAHN R. (1984), "Market Power and Transferable Property Rights", *The Quarterly Journal of Economics*, 753-765
- HAHN R. (1989), "Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders", *Journal of Economic Perspectives*, vol. 3, pp. 95 - 114
- HAHN R., HESTER G. (1989), "Marketable Permits: Lessons for Theory and Practice", *Ecology Law Quarterly*, vol. 16(361), pp. 361-406
- HAHN R., NOLL R. (1983), "Barriers to Implementing Tradeable air Pollution Permits: Problems of Regulatory Interactions", *Yale Journal of Regulation*, vol. 1, pp. 63 - 91
- HANOTEAU J. (2003), "Lobbying for Emissions Allowances: A New Perspective on the Political Economy of the US Acid Rain program", *Rivista di Politica Economica*, 2003, vol. 43 (1-2), pp. 289-313.
- HANOTEAU J. (2004), "Lobbying pour les permis négociables et non-neutralité de la règle d'allocation initiale", *Revue Economique*, mai, à paraître.
- HARDIN, R. (1982), *Collective Action*, Resources for the future, Johns Hopkins University Press, Baltimore, 248 p.

- HAUSKER K. (1992), "The Politics and Economics of auction Design in the Market for Sulfur Dioxide Pollution", *Journal of Policy Analysis and Management*, vol. 11 (4), pp. 553 - 572
- HAUSMAN J. (1985), "Taxes and Labor Supply", in Auerbach A. et Feldstein M., eds., *Handbook of Public Economics*
- HILLMAN A. (1982), "Declining Industries and Political-support Protectionist Motives", *American Economic Review*, vol. 72 (5), pp. 1180 - 1187
- HILLMAN A., URSPRUNG H. (1992), "The Influence of Environmental Concerns on the Political Determination of Trade Policy", dans Anderson K., Blackhurst R. (eds), *The Greening of World Trade Issues*, Harvester Wheatsheaf, New York, pp. 195 - 220
- HOTELLING H. (1929), "Stability in Competition", *Economic Journal*, vol. 39, pp. 41-57
- ICF RESOURCES INC, Economic analysis of Title V (Acid Rain Provisions) of the Administration's proposed Clean Air Act Amendments (H.R.3030/S.140), September 1989.
- JAFFE, A. et al. (1995), "Environmental regulation and the competitiveness of U.S. Manufacturing: What does the evidence tell us?", *Journal of Economic Literature*, Vol. 33, pp. 132-163
- JAFFE A., PALMER K. (1997), "Environmental Regulation and Innovation: a Panel Data Study", *The Review of Economics and Statistics*, pp. 610-619
- JOSKOW, PAUL (2000), *Deregulation and regulatory reform in the US electric power sector*, MIT Center for Energy and Environmental Policy research, Cambridge, Mass.
- JOSKOW P., ROSE N., WOLFRAM C. (1994), "Political Constraint on Executive Compensation: Evidence on the Electric Utility Industry", *NBER Working Paper N° 4980*
- JOSKOW P., SCHMALENSEE R. (1998), "The political economy of market-based environmental policy: the U.S. Acid Rain Program", *The Journal of Law and Economics*, vol. 41, pp. 36-83.
- JOUVET P.A., MICHEL P., ROTILLON G. (2004), "Optimal Growth with Pollution: How to Use Pollution Permits?", *Cahiers de la MSE n° 2004-12*
- JOUVET P.A., MICHEL P., ROTILLON G. (2003), "International Markets for Pollution permits and Factor Income", *GREQAM Working Paper N°03a07*
- KATZ E., TOKATLIDU J. (1996), "Group Competition for Rent", *European Journal of Political Economy*, vol. 12, pp. 599-607
- KERR S., NEWELL R., SANCHIRICO J. (2003), "Evaluating the New Zealand Transferable Quotas Market for Fisheries Management", *MOTU Working Paper n° 03-02*
- KEOHANE N. (2003), "What did the Market Buy? Cost Savings Under the U.S. Tradeable Permits Program for Sulfur Dioxide", *Yale School of Management Working paper n°33*
- KEOHANE N., REVESZ R., STAVINS R. (1998), "The Choice of Regulatory Instruments in Environmental Policy", *Harvard Environmental Law Review*, vol. 22, pp. 313-367

- KLAASSEN G. (1997), *Acid Rain and Environmental Degradation: The Economics of Emission Trading*, Edward Elgar, Cheltenham
- KLEMPERER P. (1999), "Auction Theory: a Guide to the Literature", *Journal of Economic Surveys*, vol. 13 (3), pp. 227-286
- KLETZAN D., KÖPPL A., KRATENA K. (2002), "E3 Impact of Domestic Emissions Trading Regimes in Liberalized Energy Markets", *WIFO Working Paper N° 177*, Austrian Institute of Economic Research
- KLEVEN H., KREINER C. (2003), "The Marginal Cost of Public Fund in OECD Countries: Hours of Work versus Labor Force Participation", *CESIFO Working Paper N° 935*, april
- KÖRBER A. (1999), *The Political Economy of Environmental Protectionism*, Edward Elgar, Cheltenham, 153 p.
- KOSKELA E., SCHÖB R. (1997): "Alleviating Unemployment: the Case for Green Tax Reforms", *European Economic Review*, 43, 1723-1746
- KOUTSTAAL (1997), *Economic Policy and Climate Change: Tradable Permits for reducing carbon Emissions*, Edward Elgar, Cheltenham, 182 p.
- LAFFONT J.-J.; TIROLE J. (1996), "Pollution Permits and Environmental Innovation", *Journal of Public Economics*, vol. 62 (1-2), pp. 127-124
- LONG N.V., ET VOUDSEN (1991), "Protectionist Responses and Declining Industries », *Journal of International Economics*, vol. 30 (1-2), pp. 87 - 103
- MAGEE S., BROCK W., YOUNG L.(1989), *Black Hole Tariff Endogenous Policy Theory*, Cambridge University Press, Cambridge, 438 p.
- MAJOCCHI A. (1996), "Green Fiscal Reform and Employment: A Survey", *Environmental and Resource Economics*, Vol. 8, pp. 375-397
- MARSHALL C. (1998), *Economic Instruments and the Business Use of Energy*, Rapport au Ministre des finances, Trésor Britannique, Londres
- MARKUSSEN P., SVENDSEN G.T., VESTERDAL M. (2002), "The Political Economy of GHG permit Market in the European Union", Department of Economics, Aarhus School of Business, Working Paper 02-3.
- MAYER W. (1984), "Endogenous Tariff Formation", *American Economic Review*, vol. 74 (5), pp. 59-77
- MAYER W., LI J. (1994), "Interest Groups, Electoral Competition, and Probabilistic Voting for Trade Policies", *Economics and Politics*, vol. 6 (1), pp. 59 - 77
- MCKIBBIN W.J., WILCOXEN, P.J. (1995), "The Theoretical and Empirical Structure of the G-Cubed Model", mimeo
- MERRILL LYNCH, *Opinions of Regulation*, différentes années

- MESSERLIN P.A. (1998), *Commerce International*, Presses Universitaires de France, Paris, 416 p.
- MILLIMAN S., PRINCE R. (1989), "Firm Incentives to Promote Technological Change in Pollution Control", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 17, pp. 247 - 265
- MILLOCK K., NAUGES C. (2003), "The French Tax on air Pollution: Some preliminary Results on its Effectiveness", *FEEM Nota di Lavoro 44-2003*
- MISIOLEK W., ELDER H. (1989), "Exclusionary Manipulation of Markets for Pollution Rights", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 16, pp. 156-166
- MONTGOMERY D. [1972], "Markets in Licences and Efficient Pollution Control Programs", *Journal of Economic Theory*, 5, p. 395-418.
- MUELLER D.C. (1989), *Public Choice II*, Cambridge University Press, Cambridge, 518 p.
- MUIZON (DE) G. (2002), *La Combinaison d'Instruments dans les Politiques de Lutte contre le Changement Climatique: L'Expérience Anglaise*, mémoire de DEA, Université Paris X, 57 p.
- MULLINS F., KARAS J. (2003), *EU Emissions trading : Challenges and Implications of National implementation*, Royal Institute of International Affairs, november, 62 p.
- MURDOCH J., SANDLER T. (1997), "The Voluntary Provision of a Pure Public Good: The Case of Reduced CFC Emissions and the Montreal Protocol", *Journal of Public Economics*, vol. 63, pp. 331 - 350
- NITZAN, SHMUEL, (1991), "Collective rent dissipation". *The Economic Journal*, vol. 101, pp. 1522-1534.
- NITZAN, SHMUEL, (1994), "Modelling Rent-Seeking contests", *European Journal of Political Economy*, vol. 10, pp. 41 - 60
- OATES W., PORTNEY P. (2003), "THE POLITICAL ECONOMY OF ENVIRONMENTAL POLICY", IN K.G. Maler and J. Vincent (eds), *Handbook of Environmental Economics*, Elsevier, Amsterdam
- OLSON M. (1965), *The logic of collective action*, Harvard University Press, Cambridge Massachussets,
- PARRY I. (1995), "Pollution Taxes and Revenue Recycling", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 29, pp. 64-77
- PARRY I. (1997), "Environmental Taxes and Quotas in the Presence of Distorting Taxes in Factor Markets", *Resources and Energy Economics*, vol. 19 (3), pp. 203-220
- PARRY I. (2004), "Are Emission Permits Regressive?", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 47 (2), pp. 364-387

- PEARCE D. (1991), "The Role of Carbon Taxes in Adjusting to Global Warming", *Economic Journal*, vol. 101, pp. 938-948
- PELTZMAN S. (1976), "Towards a More General Theory of Regulation", *Journal of Law and Economics*, vol. 19 (2), pp. 211 - 240
- PERSSON T., ROLAND G., TABELLINI G. [2000], "Comparative Politics and Public Finance", *Journal of Political Economy*, vol. 108 (6), pp. 1121 - 1161
- PEZZEY J. (2002), "Distributing the Value of a Country's Tradeable Carbon Permits", paper presented at the 2nd CATEP workshop, University College, London, 25-26 mars 2002
- PEZZEY J., PARK A. (1998), "Reflections on the Double Dividend Debate: The Importance of Interest Groups and Information Costs" *Environmental and Resource Economics*, vol. 11 (3-4), pp. 539-555
- PIGOU A. (1920), *The Economics of Welfare*, Macmillan, Londres
- PORTER M., VAN DER LINDE C. (1995), "Towards a new conception of the environment competitiveness relationship", *Journal of Economic Perspective*, vol. 9, pp. 97-118
- POTTERS J., VAN WINDEN F. (1992), "Lobbying and asymmetric Information", *Public Choice*, vol. 74, 269 - 292
- POTTERS J., VAN WINDEN F. (1996), "Models of Interest Groups: Four different Approaches", dans SCHOFIELD N. (ed.), *Collective Decision-making: Social Choice and Political Economy*, Kluwer, Boston/Dordrecht/London, pp. 337-362
- QUIRION P. (2003), "Relative Quotas: Correct Answer to Uncertainty or case of Regulatory Capture?", *FEEM nota di lavoro* 33-03
- RASMUSSEN E. (1993), "Lobbying when the Decision-maker can Acquire independent Information", *Public Choice*, vol. 77, pp. 899 - 913
- RIDDEL M. (2003), "Candidate Eco-labelling and senate Campaign Contributions", *Journal of Environmental Economics and Management*, 45, pp. 177 - 194
- RODRIG D. (1995), "Political Economy of Trade Policy", dans Grossman G. et Rogoff K. (eds.), *Handbook of International Economics*, Elsevier, Amsterdam, pp. 1457 - 1493
- ROEDER EDWARD, *PACs Americana: A directory of Political Action Committees and their interests*, Sunshine Service Co. Washington D.C., 1982, 1050 p.
- ROSE, KENNETH, (1997), "Implementing an emissions trading program in an economically regulated industry: Lessons from the SO₂ trading program, in: 'Market based approaches to environmental policy: Regulatory innovations in the fore', R.F. Kosobud and J.M. Zimmerman, eds. Van Nostrand Reinhold, New York, pp.
- SALANIE B. (2002), *Théorie Economique de la Fiscalité*, Economica, Paris, 213p.

- SANDMO (1975), "Optimal Taxation in the Presence of Externalities", *Swedish Journal of Economics*, vol 7 (1), pp. 86-98
- SCHLEICH J. (1999), "Environmental Quality with Endogenous Domestic and Trade Policies", *European Journal of Political Economy*, vol. 15, 53 - 71
- SCHÖB R. (2003), "The Double Dividend Hypothesis of Environmental taxes: A Survey", *Cesifo Working Paper*, mai 2003
- SCHULZE G., URSPRUNG H.(2001), "The Political Economy of International Trade and the Environment", in Schulze G., Ursprung H (Eds.), *International Environmental Economics: A survey of Issues*, Oxford University Press, Oxford
- SMITH S.C., YATES A.J. (2003), "Optimal Pollution Permit Endowment in Markets with Endogenous Emissions", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.46 (3), pp. 425-445
- STAVINS R. (1995), "Transaction Costs and Tradeable Permits", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 29, pp. 133-148
- STAVINS R. (1998), "What can we learn from the Grand policy experiment? Lessons from SO₂ allowance trading", *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 12, pp. 69-88.
- STIGLER G. (1971), "The Theory of Economic Regulation", *Bell Journal of Economics and Management Science*, vol. 2, pp. 3 - 21
- SVENDSEN G.T. (1998), *Public Choice and Environmental Regulation: Tradable Permit Systems in the United States and CO₂ Taxation in Europe*, Edward Elgar, Cheltenham, 203 p.
- SVENDSEN G.T. (1999), "U.S. Interest Groups Prefer Emission Trading: A new Perspective", *Public Choice*, vol. 101 (1), pp. 109-128
- SVENDSEN G.T. (2002), "Lobbyism and CO₂ Trade in the EU. Department of Economics", Aarhus School of Business, Working Paper 02-16.
- SVENDSEN G.T., VESTERDAL M. (2003), "How to Design Greenhouse Gas Trading in the EU?", *Energy Policy*, 31, pp. 1531-1539
- SUNNEVÅG K. (2003), "Auction Design for the allocation of Emission Permits in the Presence of market Power", *Environmental and Resource Economics*, vol. 26, pp. 385 - 400
- TIETENBERG T. (1985), *Emissions Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy*, Resources for the Future, Washington D.C.
- TIETENBERG T. (1990), "Economic Instruments for Environmental Regulation", *Oxford Review of Economic Policy*, vol. 6, pp. 17 - 33
- TIETENBERG T. (2002), "The Tradable Permits Approach to Protecting the Commons: What have we learned?", *FEEM Nota di lavoro* 36.2002.
- TIROLE J. (1993), *Théorie de l'Organisation Industrielle*, Economica, Paris, 551 p.

- TULLOCK G. (1967), "The Welfare Costs of tariffs, Monopolies and Theft", *Western Economic Journal*, vol. 5, pp. 224 - 232
- TULLOCK G. (1980), "Efficient Rent-Seeking", dans BUCHANAN J., TOLLINSON R., TULLOCK G. (eds), *Towards a Theory of Rent-Seeking Society*, Texas A&M University Press, College Station, pp. 97 – 112
- TULLOCK G. (1983), *The Economics of Income Redistribution*, Kluwer, Hingham
- VARIAN H. (1995), *Analyse Microéconomique*, De Boeck, Bruxelles
- VOGEL D. (1995), *Trading Up: Consumer and Environmental Regulation in a Global Economy*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 322 p. TULLOCK (1967), "
- VAN DER MENSBRUGGHE D. (1994), "GREEN: The Reference Manual", OECD Economics Department Working Papers N° 143, Paris
- WEITZMAN M. (1974), "Prices Versus Quantities ", *Review of Economic Studies*, 41, pp. 477-491
- WOERDMAN E. (2001), "Developing a European Carbon Trading Market: Will Permit Allocation Distort Competition and Lead to State Aid?", *FEEM Nota di Lavoro N° 51-2001*