



HAL
open science

La participation des citoyens au marché de permis d'émissions

Mohamed Mehdi Mekni

► **To cite this version:**

Mohamed Mehdi Mekni. La participation des citoyens au marché de permis d'émissions. Economies et finances. Université de Bordeaux, 2014. Français. NNT : 2014BORD0375 . tel-01230445

HAL Id: tel-01230445

<https://theses.hal.science/tel-01230445>

Submitted on 18 Nov 2015

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.

THÈSE PRÉSENTÉE
POUR OBTENIR LE GRADE DE

DOCTEUR DE
L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX

ÉCOLE DOCTORALE ENTREPRISE, ÉCONOMIE, SOCIÉTÉ (EES)
SPÉCIALITÉ SCIENCES ÉCONOMIQUES

Mohamed Mehdi MEKNI

**La participation des citoyens
au marché de permis d'émissions**

Sous la co-direction de

Sylvie FERRARI & Sébastien ROUILLON

Soutenue le 12 Décembre 2014

Membres du jury :

M. ROTILLON Gilles
Professeur émérite, Université Paris X-Nanterre

M. TAZDAÏT Tarik
Directeur de Recherche CNRS, CIRED, **rapporteur**

Mme BINET Marie-Estelle
Maître de conférences HDR, Université de Rennes 1, **rapporteur**

M. PEREAU Jean-Christophe
Professeur, Université de Bordeaux, Président

Mme FERRARI Sylvie
Maître de conférences HDR, Université de Bordeaux, **co-directeur de thèse**

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

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

Titre : La participation des citoyens au marché de permis d'émissions

Résumé : Depuis l'amendement du Clean Air Act (1990), les marchés d'échange de permis d'émissions connaissent un succès grandissant. Un aspect peu étudié de leur fonctionnement est la participation des citoyens pour acheter et retirer des permis d'émissions. Cette thèse vise à étudier l'opportunité d'ouvrir le marché de permis aux citoyens et à analyser les implications de leur participation. Dans un premier chapitre, nous revenons sur le débat taxe *versus* marché. Nous montrons que lorsque le plafond de pollution est strictement supérieur au plafond de pollution optimal, la participation des citoyens est socialement bénéfique et n'est jamais socialement dommageable, même en présence de comportement de passager clandestin. Dans le deuxième chapitre, à partir d'exemples de marchés mis en place aux États-Unis et en Europe, nous mettons en évidence l'émergence d'une demande de retrait de permis de la part des citoyens et des ONG environnementales. Dans le troisième chapitre, nous montrons qu'il est possible de lutter efficacement contre le problème de passager clandestin en subventionnant la demande de retrait de permis des citoyens. Par ailleurs, l'intervention d'une éthique basée sur un postulat de liberté et de souveraineté conduit à recommander l'autorisation des citoyens à participer au marché. Enfin, le dernier chapitre analyse la participation des citoyens dans le cadre d'un modèle de pollution régionale et apprécie leur implication selon la valeur des paramètres des coefficients de transferts de pollution.

Mots clés : Participation des citoyens, marché de permis d'émissions, efficacité économique, ONG environnementales.

Title: Citizens participation in tradable emissions permits market

Abstract: Since the Clean Air Act Amendment (1990), the markets of tradable emission permits are becoming increasingly attractive. Very few works on the functioning of these markets have analyzed the participation of citizens in order to buy and retire emissions permits. This dissertation aims to study the effects of allowing citizens to participate in markets of tradable emission permits. In the first chapter, we show that when the pollution cap is strictly greater than the optimal one, citizen's participation is socially beneficial and never socially harmful, even in the presence of free-riding. In the second chapter, based on operating pollution markets in the US and Europe, we highlight the emergence of a demand to purchase and cancel emissions permits. In the third chapter, we show how it is possible to partly solve the free rider problem by subsidizing the citizen's demand. Moreover, we argue that an ethics based on the freedom and the sovereignty of citizens commands to allow citizens participation in pollution market. In the fourth chapter, we focus on citizen's participation in pollution markets with a regional pollution model. Such an implication depends on the value of transfer coefficients.

Keywords : Citizen participation, tradable emissions permits market, economic efficiency, environmental NGOs.

REMERCIEMENTS

Je tiens, tout d'abord, à remercier mes deux directeurs de thèse. Je remercie Mme Sylvie Ferrari et M. Sébastien Rouillon pour la confiance et la disponibilité qu'ils m'ont accordées dès notre première rencontre. Je tiens à les remercier pour leur soutien et les conseils qu'ils m'ont prodigués durant ces années de thèse.

Je remercie également M. Tarik Tazdaït, Mme Marie-Estelle Binet, M. Gilles Rotillon, et M. Jean-Christophe Perea qui me font l'honneur de prendre part au jury de cette thèse.

Je remercie aussi M. Marc-Alexandre Sénégas, directeur du Groupe de Recherche en Économie Théorique et Appliquée (GREThA) ainsi que les membres du GREThA de m'avoir offert les meilleures conditions pour réaliser cette thèse.

Je remercie les chargés de cours : M. François Cambarnous et M. Jean-Christophe Perea de m'avoir intégré dans leurs équipes pédagogiques.

Je tiens à remercier chaleureusement tous mes collègues et amis doctorants qui m'ont soutenu. Je pense particulièrement aux anciens et nouveaux occupants du bureau F345 : Fatma, Natacha et Pierre, Radhouane, Jean-Christophe, François, Antoine, Linh. Je remercie également Brice, Luc, Caroline, Alexandre, Céline, Tsiry, Pauline, Azyadé, Asma et Rim.

Je remercie mes proches et ma famille pour leurs encouragements et leurs soutiens continus. Ils ont toujours su trouver les mots pour que j'aie de l'avant malgré les moments de doute. J'ai, ici, une pensée particulière à ma mère pour son affection et sa patience et une profonde gratitude à l'égard de mon père. Je n'oublie pas mes deux sœurs qui n'ont pas cessé de m'apporter leurs soutiens. J'ai une pensée particulière pour mon grand-père qui nous a quittés et qui n'a jamais cessé de demander des nouvelles de l'avancement de ma thèse. Malheureusement, il nous a quittés avant. Cette thèse lui est dédiée.

Je tiens, enfin, à remercier Fatma Mabrouk pour sa patience, son soutien et ses encouragements. Nous nous souviendrons de ces années comme des années de bonheur. Cette thèse lui doit beaucoup.

SOMMAIRE

INTRODUCTION GÉNÉRALE	5
CHAPITRE 1 : L'OUVERTURE DU MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS AUX CITOYENS : À LA RECHERCHE D'UNE MEILLEURE EFFICACITÉ	13
CHAPITRE 2 : ANALYSE EMPIRIQUE DE LA PARTICIPATION DES CITOYENS ET DES ONG ENVIRONNEMENTALES AU MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS	51
CHAPITRE 3 : EFFICACITÉ ÉCONOMIQUE ET QUESTIONNEMENTS ÉTHIQUES DE LA PARTICIPATION DES CITOYENS À UN MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS	89
CHAPITRE 4 : POLLUTION TRANSFRONTALIÈRE ET INTERVENTION DES CITOYENS SUR LES MARCHÉS DE PERMIS D'ÉMISSIONS	123
CONCLUSION GÉNÉRALE	144
BIBLIOGRAPHIE	149
ANNEXES	158
TABLE DES FIGURES.....	181
TABLE DES TABLEAUX.....	183
TABLE DES ENCADRÉS	184
TABLE DES MATIÈRES	185

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Plus de deux décennies après l'amendement de la Clean Air Act (1990), les marchés d'échange de permis d'émissions (sous des formes plus ou moins diverses) connaissent un engouement croissant (à l'échelle régionale, nationale et internationale). L'attractivité de cet instrument peut s'expliquer par son efficacité sur le plan économique et environnemental.

En effet, sur le plan économique, les marchés d'échange de permis d'émissions permettent d'atteindre l'objectif environnemental au moindre coût tandis que sur le plan environnemental, ils assurent la réalisation d'un objectif quantifié, en termes de réduction de la pollution, préalablement fixé (Montgomery (1972)). Il s'agit d'une caractéristique très appréciable dans le contexte actuel qui exige le respect d'un seuil en termes de concentrations des émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, faute de quoi des perturbations dangereuses du système climatique peuvent se produire (quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (2007), Stern (2007)).

L'idée de mettre en place un marché d'échange de permis d'émissions pour lutter contre la pollution a émergé avec les travaux de Coase (1960) et Dales (1968). Dans son article « the problem of social cost », Coase (1960) met en exergue la nature réciproque du préjudice environnemental et critique l'idée selon laquelle il faut imposer une taxe, qui équivaut en termes monétaires au préjudice causé, au propriétaire de l'usine tenu pour responsable du préjudice environnemental¹. Pour l'auteur, cette taxe est une mesure inadaptée et aboutit à un résultat peu souhaitable. Son approche repose sur l'idée que les agents privés (individus ou entreprises) sont plus aptes à gérer les externalités qu'ils supportent (Jouvet et al. (2002)).

Plus tard, Dales (1968), qui s'intéressait au problème de pollution des lacs et des rivières au Canada, réinterprète le problème de la pollution en termes d'incomplétude des droits de propriété sur l'environnement et le relie à l'incapacité des hommes à concevoir un système de droits de propriété sur l'usage des cours d'eau. Pour mettre en exergue cette idée, il écrit : ce qui est la propriété de tous est la propriété de personne (« everybody's property is nobody's property »). Il recommande alors l'établissement d'un droit de propriété pour l'usage des

¹ Le problème posé est le suivant : *A* porte préjudice à *B*. Traditionnellement, la question qui se pose est de savoir comment empêcher *A* et la réponse apportée est de taxer *A*. Pour Coase, supprimer le préjudice de *B* nuirait à *A*. Alors selon lui, la vraie question est doit-on laisser *A* porter préjudice à *B* ou doit-on laisser *B* porter préjudice à *A* ? .

cours d'eau afin de lutter contre la pollution². Une fois les droits de propriété définis, ils peuvent être considérés comme des autorisations d'émissions ou des permis d'émissions qui s'échangent sur un marché dit marché d'échange de permis d'émissions. Dans le cadre d'un marché de permis d'émissions, chaque permis autorise son détenteur à émettre une quantité bien déterminée d'un polluant.

Le principe consiste à transformer les effets externes de pollution en un nouveau bien, en l'occurrence des permis d'émissions, qui peuvent s'acheter et se vendre sur un marché. Ainsi, « l'institution de permis d'émissions ne consiste nullement à créer un droit à polluer là où il n'y en avait pas. Elle restreint au contraire ce droit, là où il était auparavant illimité » (De Perthuis et Boccon-Gibod (2006)).

Pour mettre en place un marché d'échange de permis d'émissions, il faut fixer un plafond global pour les émissions et identifier les attributaires de la procédure d'allocation initiale, choisir la méthode pour attribuer les permis d'émissions et répartir les permis d'émissions, et enfin laisser l'échange de permis sur le marché déterminer l'allocation finale.

La fixation du plafond³ global pour les émissions relève du rôle du régulateur. Ce dernier, en fonction des objectifs de politique environnementale poursuivis, fixera un plafond maximal de pollution à ne pas dépasser. Ce plafond peut, éventuellement, être ajusté en fonction de l'évolution des objectifs environnementaux à long terme. Une fois le plafond fixé, le régulateur crée une quantité de permis qui correspond à ce plafond. Avant de répartir les permis d'émissions entre les attributaires de la procédure d'allocation, le régulateur choisit comment il va distribuer les permis d'émissions. On distingue les distributions gratuites et les distributions payantes. La distribution gratuite se fait généralement en fonction du niveau passé des émissions (méthode de grandfathering) ou en fonction du niveau passé de production durant une période de référence (méthode de benchmarking). La distribution payante peut se faire par le biais d'une vente à prix fixe ou aux enchères⁴ (Schwartz (2009)).

² Boisvert et al. (2004) portent un regard critique sur l'appropriation privée des ressources naturelles et plus globalement sur la nouvelle économie des ressources qui préconise le recours au marché de droits afin d'en assurer la meilleure gestion possible pour les conserver.

³ Dans le cadre des systèmes de niveaux de référence et de crédit (baseline and credit system), la limite quantitative traduit un engagement de performance minimal. Alors que dans le cadre des systèmes de plafonnement et d'échange (cap and trade system) la limite quantitative prend la forme d'un plafond à ne pas dépasser (OCDE (2008)). C'est l'hypothèse qui sera retenue dans la suite de cette thèse.

⁴ Le lecteur peut se référer au schéma présenté en annexe 1. Il résume les différentes modalités de distribution des permis d'émissions d'après Schwartz (2009).

Les deux modalités d'allocation des permis d'émissions ont des implications distributives différentes⁵. Si les permis d'émissions sont vendus, cela se traduit par un transfert financier vers l'État⁶ (à moins que ce dernier ne décide de redistribuer les recettes aux exploitants des installations soumises à une contrainte de conformité). Si les permis sont distribués gratuitement, cela se traduit par un transfert financier au profit des exploitants des installations soumises à une contrainte de conformité⁷ (Schwartz (2009)).

Chaque modalité a ses propres avantages et inconvénients. La vente aux enchères des permis d'émissions permet la formation d'un prix de marché, et aide à la révélation d'information privée détenue par l'agent régulé. Elle évite, par ailleurs, le problème de traitement des entreprises qui ferment⁸ et conduit à défavoriser les entreprises qui adoptent un comportement attentiste (Schwartz (2009)). L'autre avantage de la distribution payante par rapport à une distribution gratuite s'appréhende en prenant en compte la possibilité de l'obtention d'un second dividende. La notion de double dividende traduit ici l'idée que la mise en place d'un marché de permis d'émissions avec une distribution payante des permis peut permettre simultanément deux améliorations pour la collectivité⁹. La première amélioration qui représente le premier « dividende » consiste à réduire le dommage de la pollution. Le premier dividende découle directement de l'effet incitatif du signal prix sur les comportements. La seconde amélioration qui représente le second « dividende » traduit un gain collectif disjoint du bénéfice environnemental. Le second dividende découle d'une utilisation pertinente des recettes générées¹⁰ par la vente des permis d'émissions (Crassous et al. (2009)).

⁵ Dupuis (2008) expose les implications de deux modalités d'allocations des permis (grandfathering et vente aux enchères) sur le comportement des entreprises, sur l'efficacité allocative, et le coût que chaque modalité génère pour les entreprises existantes et les entreprises nouvelles.

⁶ Les implications distributives de la vente initiale des permis d'émissions sont les mêmes qu'une taxe. Un marché d'échange de permis d'émissions ne distingue d'une taxe que dans la mesure où les permis sont alloués gratuitement.

⁷ Lorsqu'on multiplie le nombre de quotas alloués gratuitement aux exploitants des installations par leur prix, cette somme peut être assimilée à une rente, gagnée par les entreprises, mais perdue pour l'ensemble de la société. Pearson (2010) montre comment un certain nombre d'installations industrielles (les « Carbon Fat Cat Companies ») qui font partie du marché de carbone européen ont profité de l'allocation gratuite de permis pour réaliser des bénéfices exceptionnels.

⁸ Doivent-elles oui ou non continuer à bénéficier gratuitement de permis d'émissions même si elles arrêtent leurs activités ?

⁹ On parle de double dividende « fort » lorsque le gain collectif est supérieur aux coûts des dépenses induites par la mise en place d'un marché d'échange de permis d'émissions et de double dividende « faible » lorsque le gain collectif ne compense que partiellement les coûts de la mise en place d'un marché de permis (Crassous et al. (2009)).

¹⁰ D'une manière générale, le régulateur se réserve le droit de choisir l'usage approprié des recettes budgétaires générées par la vente aux enchères des permis d'émissions. Il peut privilégier la réduction des prélèvements sociaux qui pèsent sur les revenus du travail, encourager le développement des énergies renouvelables, accorder des crédits d'impôt pour promouvoir la R-D ou encore pour couvrir une partie des coûts liés au fonctionnement du marché d'échange de permis d'émissions.

Malgré le fait que la vente aux enchères des permis d'émissions est économiquement plus efficace (Cramton et Kerr (2002) ; OCDE (2008)), la distribution gratuite des permis d'émissions reste largement majoritaire (Harrison et al. (2007)). Des arguments qui relèvent de l'économie politique, notamment le poids et l'importance des groupes de pression (Svendsen (1999); Hanoteau (2004) ; Schwartz (2009)) expliquent pourquoi une distribution gratuite plutôt qu'une vente aux enchères a souvent été choisie pour allouer les permis d'émissions. En effet, l'attribution gratuite des permis d'émissions représente un évident critère d'acceptabilité par les installations qui doivent être soumises au marché de permis. Ainsi, l'attribution gratuite des permis d'émissions aux installations industrielles françaises soumises au marché européen de CO₂ selon la procédure de grandfathering relève plutôt d'un réalisme économique et politique que d'un souci d'équité (Leseur (2006)). En outre, la distribution gratuite favorise le passage d'une situation où le polluant n'est pas réglementé à une situation où il le devient (Schwartz (2009)).

Une fois les permis d'émissions alloués, les transactions sur le marché déterminent l'allocation finale. Sur le marché d'échange de permis d'émissions, les transactions se font à un coût qui correspond « au coût de contractualisation des échanges et se composent en coûts *ex ante* et coûts *ex post*. Les coûts de transaction *ex ante* sont les coûts associés à la recherche d'un partenaire, à la rédaction, la négociation et la garantie d'un accord. Les coûts de transaction *ex post* comprennent les coûts induits par une mauvaise adaptation des contrats aux circonstances dans lesquelles ils évoluent, les coûts de renégociation et de contrôle du respect des arrangements contractuels et éventuellement les coûts de rupture des accords » (Saussier et Yvrande-Billon (2010)). Pour une analyse plus approfondie des coûts de transactions dans le cadre d'un marché de permis d'émissions se reporter à Stavins (1995) et Gangadharan (2000).

Pour ses besoins de conformité, chaque exploitant d'installation soumise au marché de permis d'émissions doit être en mesure de présenter une quantité de permis égale à la pollution générée sous peine de sanction. Ainsi, il devra effectuer un calcul économique simple. Si son coût marginal de dépollution est inférieur au prix des permis sur le marché, alors il va réduire ses émissions et vendre des permis d'émissions. Si en revanche son coût marginal de dépollution est supérieur au prix du permis, la firme continue d'émettre et achète des permis d'émissions. À l'équilibre du marché, il sera indifférent entre acheter un permis supplémentaire ou réduire d'une unité supplémentaire ses émissions puisque son coût marginal de dépollution sera égal au prix du permis d'émission. Le marché de permis aboutit

à une égalisation des coûts marginaux de dépollution entre les différentes installations au prix des permis sur le marché.

Pour faciliter l'atteinte de l'objectif environnemental fixé, le régulateur peut prévoir des mécanismes de flexibilité temporelle et géographique. La flexibilité temporelle concerne la mise en réserve (banking) de permis d'émissions qui peuvent être utilisés au cours des périodes de conformité futures et l'emprunt (borrowing) de permis d'émissions sur une allocation future pour un usage au cours de la période de conformité actuelle¹¹. Un rapport de l'OCDE (2008) recommande d'autoriser le banking et le borrowing, car ces mécanismes peuvent réduire sensiblement les coûts économiques de la réalisation de l'objectif environnemental visé.

La flexibilité géographique peut prendre la forme d'une bulle d'émission (emission bubble), d'une bulle de dépôts (deposition bubble) ou d'une compensation externe (offset). Le système des bulles autorise un exploitant à dépasser la norme d'émissions fixée à condition qu'il compense ce dépassement par la baisse des émissions d'une installation dont il est propriétaire et qui se trouve dans la même aire géographique. Avec un système de compensation¹², l'exploitant est autorisé à dépasser la norme d'émissions fixée à condition de compenser ce dépassement par une baisse des émissions d'une autre installation dont il est propriétaire sans référence à l'aire géographique où elle se trouve (Godard (2000) ; OCDE (2001) ; Bernier (2008)).

De nombreux marchés d'échange de permis d'émissions ont été mis en place dans le monde et ont fait l'objet de nombreuses analyses. Joskow et al. (1998), Schmalensee et al. (1998), Dhanda (1999), et Schwarze et Zapfel (2000) s'intéressent au marché d'échange de permis d'émissions de SO₂ mis en place aux États-Unis dans le cadre du programme de lutte contre les pluies acides. Godard (2000) passe en revue l'expérience américaine des permis d'émissions négociables. Burtraw et al. (2005) évaluent l'efficacité économique des programmes américains visant à réduire les émissions de SO₂ et NO_x (le marché RECLAIM, Ozone Transport Commission NO_x Budget Program, et le NO_x State Implementation Plan Call). Smith et Swierzbinski (2007) proposent une évaluation de l'efficacité économique et environnementale du système britannique d'échange de permis d'émissions (UK Emissions Trading Scheme). Hood (2010) propose une revue exhaustive des programmes de

¹¹ À titre d'exemple, le marché de permis d'émissions de SO₂ a autorisé la mise en réserve, mais pas l'emprunt de permis.

¹² Le système de compensations fonctionne comme un système de bulle sauf que le raisonnement ne se fait plus en fonction de l'aire géographique.

plafonnement des émissions et d'échange de permis d'émissions de CO₂ qui existent déjà et de ceux en devenir ou en cours d'étude. Ellerman et al. (2010) consacrent un ouvrage à la première phase du système communautaire d'échange de quotas d'émissions de CO₂. Berta (2010) revient sur les débuts du marché de permis d'émissions de SO₂ et du marché de carbone européen et propose un bilan des deux expériences.

Finalement, ce mode de fonctionnement des marchés d'échange de permis d'émissions qui considère que seules les entreprises qui polluent ont le droit d'intervenir sur le marché pour s'échanger des permis d'émissions, est de plus en plus contesté à la fois dans les faits et sur le plan théorique. Dans les faits, on assiste à l'émergence d'une nouvelle demande de retrait de permis d'émissions exprimée par les citoyens et les organisations non gouvernementales (ONG) environnementales qui veulent intervenir de manière volontaire sur les marchés de permis d'émissions pour réduire le niveau de pollution. Sur le plan théorique, de nombreux travaux (Ahlheim et Schneider (2002), Smith et Yates (2003a; 2003b), Smith (2004), Malueg et Yates (2006), Eshel et Sexton (2009), Rousse (2008), Rousse et Sévi (2013)) initiés par Shrestha (1998) montrent qu'il est possible d'améliorer l'efficacité économique des marchés d'échange de permis d'émissions, en particulier dans un contexte d'information imparfaite, en autorisant les citoyens et d'une manière générale tout acteur désireux de lutter contre la pollution à intervenir sur le marché.

En effet, un aspect très peu étudié du fonctionnement des marchés d'échange de permis d'émissions est celui de la participation des citoyens et des ONG environnementales à ces marchés. De plus en plus de citoyens se montrent disposés à payer pour faire baisser davantage le niveau de pollution et améliorer la qualité environnementale (Litvine (2010)). Par ailleurs, de plus en plus d'ONG environnementales, conscientes de cette possibilité, proposent aux citoyens un « service de dépollution » qui consiste à financer l'achat et le retrait de permis d'émissions comme alternative à la compensation carbone (TheCompensators et Sandbag). En achetant des permis d'émissions dans le but d'en geler l'usage, les citoyens et les ONG environnementales participent ainsi à la lutte contre la pollution.

Cette thèse s'inscrit dans la même lignée des travaux de Shrestha (1998) et vise à d'étudier l'opportunité d'ouvrir le marché de permis aux citoyens et les implications de leur participation au marché. Elle se divise en quatre chapitres.

Le premier chapitre revient sur le débat portant sur le choix de l'instrument de politique environnementale, taxe ou marché de permis d'émissions, pour réguler la pollution. Il élargit le cadre d'analyse traditionnel qui suppose que seules les entreprises qui polluent ont le droit d'intervenir sur le marché de permis d'émissions en incluant une demande de retrait de permis qui émane des citoyens. Nous montrons que lorsque le plafond maximal de pollution est supérieur au niveau de pollution socialement optimale, l'ouverture du marché de permis aux citoyens est socialement bénéfique et leurs participations contribuent à ramener le niveau de pollution vers l'optimum. Cependant, lorsque nous prenons en compte la présence de comportement de passager clandestin ce résultat s'amointrit et l'ouverture du marché de permis aux citoyens permet juste de se rapprocher du niveau de pollution optimal sans toutefois l'atteindre. Une synthèse du premier chapitre sera publiée prochainement dans un ouvrage collectif issu des 28^{ème} journées du développement ATM 2012.

Le deuxième chapitre revient sur un aspect très peu analysé du fonctionnement des marchés d'échange de permis d'émissions mis en place aux États-Unis et en Europe. On prend comme exemple le marché d'échange de permis d'émissions de SO₂, mis en place aux États-Unis dans le cadre du programme de lutte contre les pluies acides, le marché régional de lutte contre les émissions de gaz à effet de serre mis en place par dix États du nord-est des États-Unis et le système communautaire d'échange de quotas d'émissions de CO₂, mis en place en Europe. Nous montrons que, pour l'instant, l'achat et le retrait de permis d'émissions par les citoyens reste limités, mais qu'en revanche il existe des ONG environnementales qui proposent aux citoyens un « service de dépollution » par le biais duquel ils peuvent participer à lutter contre la pollution en finançant l'achat et le retrait de permis d'émissions à la place de financer des projets de compensation.

Le troisième chapitre poursuit le débat sur le bien-fondé, ou non, d'une participation des citoyens à un marché de permis d'émissions, en se plaçant à la fois sous l'angle de l'efficacité économique et sous l'angle de l'éthique. Sous l'angle de l'efficacité économique, nous montrons qu'il est possible de lutter efficacement contre le problème de passager clandestin. Nous proposons un mécanisme de subvention, par le régulateur, de la demande de dépollution des citoyens. Avec ce mécanisme, l'ouverture du marché de permis d'émissions aux citoyens n'est jamais socialement dommageable et elle est socialement bénéfique si le régulateur distribue une quantité de permis supérieure au niveau optimal. Les enjeux éthiques associés à l'ouverture des marchés de permis d'émissions aux citoyens sont discutés. Une éthique basée sur la liberté et la souveraineté des citoyens requiert d'autoriser la participation des citoyens

aux marchés de permis d'émissions. Le chapitre trois est une version modifiée d'un article qui a été publié dans la revue électronique en sciences de l'environnement, vertigO.

Le quatrième chapitre propose un modèle de pollution régionale avec deux régions, les citoyens de chaque région étant des victimes de la pollution émise localement et de la pollution importée. Il analyse les conditions pour que le citoyen représentatif de chaque région intervienne soit sur les marchés de permis des deux régions, soit sur le marché de sa région, soit enfin sur le marché de permis de la région où il n'est pas localisé. Nous montrons que la participation des citoyens dépend de la valeur des paramètres des coefficients de transferts de la pollution.

Chapitre 1 : L'ouverture du marché de permis d'émissions aux citoyens : à la recherche d'une meilleure efficacité*

* Une synthèse de ce chapitre paraîtra prochainement dans un ouvrage collectif édité par Khartala et issu des 28^{èmes} journées du développement ATM qui se sont tenues à Orléans en 2012.

Introduction

En présence de pollution, le coût marginal privé observé sur le marché diffère du coût marginal social. Cette différence traduit une défaillance du marché qui n'arrive pas à faire supporter à l'agent pollueur, par l'intermédiaire du système de prix, l'ensemble de ses coûts. Face à cette défaillance, il faut agir en internalisant les coûts externes dans le calcul économique. L'internalisation des coûts externes a pour objectif d'obliger le pollueur à prendre en compte, dans ses calculs économiques, le coût qu'il impose à l'ensemble de la collectivité (Barde (1992)). Pour internaliser la pollution, le régulateur dispose d'une panoplie d'instruments de politique environnementale dont le but est de faire coïncider le meilleur choix privé avec le meilleur choix social. On distingue, principalement, deux types d'instruments : les instruments de contrôle direct¹⁴ et les instruments économiques. Les instruments économiques visent à modifier l'environnement économique de l'agent pollueur (ses coûts et ses bénéfices) par des signaux prix afin de l'inciter à réduire la pollution qu'il émet. La taxation des émissions et les marchés d'échange de permis d'émission constituent les principaux instruments économiques pour réguler la pollution (Tietenberg (1990)). L'idée de mettre en place une taxe a été, initialement, proposée par Pigou (1920) alors que l'idée de mettre en place un marché d'échange de permis d'émissions trouve son inspiration dans les travaux de Coase (1960) et Dales (1968).

Ce premier chapitre revient sur le débat portant sur le choix entre une taxe et un marché d'échange de permis d'émissions pour réguler la pollution. Le cadre d'analyse traditionnel suppose que seules les firmes polluantes ont le droit d'intervenir sur le marché pour s'échanger des permis d'émissions afin de se conformer au plafond de pollution fixé par le régulateur. Ce chapitre élargit ce cadre en incluant une demande de permis des citoyens.

Théoriquement, si le régulateur arrive à identifier le niveau de pollution socialement optimal, la taxe et le marché d'échange de permis d'émissions sont deux instruments équivalents. Les deux permettent une égalisation des coûts marginaux de dépollution soit au niveau de la taxe soit au niveau du prix des permis d'émissions. Toutefois, il est très rare que le régulateur

¹⁴ Les instruments de contrôle direct ou encore les instruments réglementaires (Command-and-Control dans la terminologie anglo-saxonne) s'inscrivent dans un cadre législatif et réglementaire qui fixe les objectifs, les procédures et les instruments d'application. Ce cadre prend généralement la forme de lois spécifiques à chaque domaine de l'environnement auxquelles l'agent pollueur devra se soumettre sous peine de sanctions administratives ou judiciaires (Barde (1992)). Parmi les instruments réglementaires, on distingue principalement les normes de performance et les normes techniques (OCDE (2008)). En fixant des règles d'émissions uniformes, ces normes empêchent toute allocation efficace de l'effort de dépollution entre les firmes. L'étude des instruments de contrôle direct ne sera pas abordée dans cette thèse.

arrive à identifier le niveau de pollution socialement optimal, à cause des problèmes d'asymétrie d'information et d'incertitude auxquels il doit faire face. Dans ce cas, il détermine, en fonction des informations dont il dispose, un niveau de pollution qu'il juge souhaitable et choisit l'instrument qui permet d'atteindre ce niveau à moindre coût. Ainsi, lorsque l'incertitude porte sur la fonction de dommage marginal de la pollution, taxe et marché de permis d'émissions, sont deux instruments équivalents et engendrent la même perte. En revanche, lorsque l'incertitude porte sur la fonction de coût marginal de dépollution la supériorité de la taxe par rapport au marché dépend du rapport entre la pente de la fonction de coût marginal de dépollution et de la fonction de dommage marginal (Weitzman (1974)). Ces résultats restent, toutefois, valables uniquement dans le cas où seules les firmes qui polluent sont autorisées à intervenir sur le marché de permis d'émissions.

En élargissant notre cadre d'analyse et en autorisant les citoyens à intervenir sur le marché de permis pour acheter et retirer des permis d'émissions, on montre que l'ouverture du marché de permis aux citoyens, en l'absence de comportement de passager clandestin, permet d'atteindre le niveau de pollution optimal lorsque le plafond de pollution fixé par le régulateur est supérieur au niveau de pollution socialement optimale (Shrestha (1998)). En outre, l'intervention des citoyens constitue une source d'information pour le régulateur qui conclut que la distribution initiale de permis d'émissions a été trop généreuse. La révélation des préférences des citoyens permettra d'améliorer le bien-être collectif (Smith (2004)). En relâchant l'hypothèse d'absence de comportement de passager clandestin, on montre que l'ouverture du marché de permis ne permet plus d'atteindre le niveau de pollution optimal, mais juste de s'en rapprocher (Smith et Yates (2003a; 2003b)).

La suite du chapitre est organisée comme suit. Dans la première section, on revient sur le débat taxe *versus* marché où seules les firmes qui polluent sont autorisées à intervenir sur le marché d'échange de permis d'émissions. Dans la deuxième section, on élargit le cadre d'analyse en autorisant les citoyens à intervenir sur le marché pour acheter et retirer des permis d'émissions. Cela nous permet de revenir sur les conclusions tirées à partir de la section 1 sur le débat taxe *versus* marché de permis et de proposer des résultats plus généraux. La troisième section sera consacrée à l'étude du fonctionnement d'un marché de permis d'émissions ouvert aux citoyens en présence de passager clandestin. La quatrième section élargit le cadre proposé dans la section 3 en supposant à la fois la présence de comportement de passager clandestin et d'incertitude. La dernière section aborde la question de la participation des citoyens à un marché de permis d'émissions de concurrence imparfaite.

1. Le débat traditionnel taxe *versus* marché de permis d'émissions : seules les firmes s'échangent des permis d'émissions

On considère un modèle de pollution simple avec des firmes qui génèrent de la pollution et des citoyens qui subissent les dommages de la pollution¹⁵.

La fonction de dommage marginal de la pollution pour les citoyens est représentée par une courbe de dommage marginal que l'on note Dm . Cette courbe indique le dommage associé à une unité de pollution supplémentaire. La courbe Dm est croissante avec la pollution. La fonction du coût marginal de dépollution pour les firmes est représentée par une courbe de coût marginal de dépollution que l'on note Cm . Cette courbe indique le coût associé à la réduction de la pollution d'une unité supplémentaire. La courbe Cm est décroissante avec la pollution et croissante avec la dépollution. En effet, le coût de dépollution augmente au fur et à mesure que les opportunités de dépollution bon marché ont déjà été captées (Venmans (2011)). La relation entre les firmes et les citoyens est représentée par la figure 1. L'axe des abscisses indique le niveau de pollution alors que l'axe des ordonnées indique les coûts marginaux de dépollution et les dommages marginaux liés à la pollution exprimés en unités monétaires.

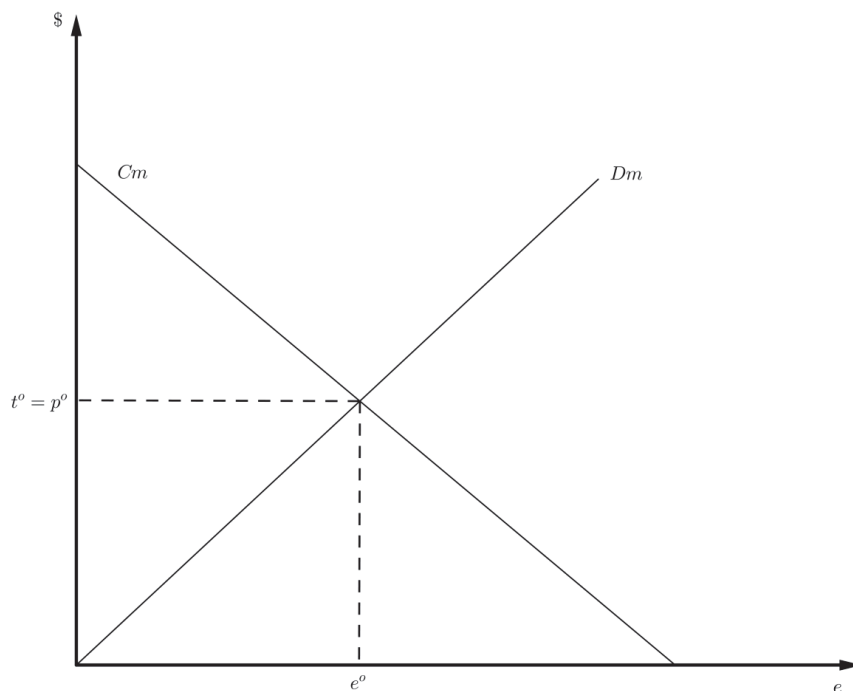


Figure 1 : Niveau de pollution optimale

¹⁵ La notion de dommage a pour symétrique celle de bénéfice défini comme le dommage évité.

1.1. Niveau de pollution optimal

On considère un régulateur bienveillant qui cherche à maximiser le bien-être collectif. S'il est parfaitement informé sur les fonctions de coût marginal de dépollution et du dommage marginal de la pollution, alors il est capable de déterminer le niveau de pollution socialement optimal que l'on note e^o sur la figure 1. Ce dernier s'obtient en égalisant le coût marginal de dépollution des firmes au dommage marginal de la pollution des citoyens. Graphiquement, le niveau de pollution e^o correspond au point d'intersection entre les courbes Cm et Dm . Dans ce cas, le niveau de pollution e^o définit une solution de premier rang qui maximise le bien-être collectif.

Pour atteindre le niveau de pollution optimal, e^o le régulateur peut mettre en place une taxe ou un marché d'échange de permis d'émissions (Baumol et Oates (1988) ; Tietenberg (1990)).

Quand le régulateur utilise une taxe, il fixe le coût économique du rejet d'une unité de polluant et le marché détermine le niveau de réduction. La variable de contrôle est donc une variable prix. En revanche, si le régulateur utilise un marché d'échange de permis d'émissions, il fixe la quantité maximale de pollution qu'il autorise à émettre et donc implicitement le niveau de réduction qu'il cherche à atteindre et il laisse le marché déterminer le coût économique du rejet d'une unité de polluant. Dans ce cas, la variable de contrôle est une variable quantité.

Connaissant les fonctions de coût des firmes et de dommage des citoyens, le régulateur peut atteindre le niveau de pollution e^o en mettant en place une taxe ou un marché d'échange de permis d'émissions. Si le régulateur choisit de mettre en place une taxe, il fixe à t^o le montant de la taxe (cf. figure 1) que chaque firme devra payer pour chaque unité de polluant qu'elle rejette et le niveau de pollution s'établira à un niveau optimal e^o où le coût marginal de dépollution est égal au coût économique du rejet d'une unité supplémentaire de polluant. Si en revanche le régulateur décide de mettre en place un marché de permis d'émissions, il fixe à e^o (cf. figure 1) la quantité maximale de pollution que les firmes sont autorisées à émettre. Dans ce cas, le prix des permis d'émissions, déterminé librement par le jeu de l'offre et de la demande, s'établira à un niveau p^o . Chaque firme compare son coût marginal de dépollution et le prix qu'elle devra payer pour acheter un permis supplémentaire. Les firmes dont le coût marginal de dépollution est inférieur au prix des permis préféreront réduire leurs émissions et vendre des permis alors que celles dont le coût de dépollution est supérieur au prix des permis préféreront acheter des permis. À l'équilibre, on aboutit à une égalisation des coûts marginaux

de dépollution au prix p^o et chaque firme sera indifférente entre acheter un permis supplémentaire ou réduire ses émissions. La régulation par le biais d'une taxe ou par le biais d'un marché d'échange de permis d'émissions permet d'atteindre le niveau de pollution socialement optimal e^o . Taxe et marché sont deux instruments parfaitement équivalents du point de vue des quantités de pollution.

Or, il se trouve qu'en réalité le régulateur qui doit définir ses objectifs de politique environnementale et choisir l'instrument (ou éventuellement la combinaison d'instruments) pour les atteindre, doit faire face à d'importants problèmes d'incertitude : incertitude sur les processus physiques et/ou écologiques sous-jacents aux problèmes environnementaux, incertitude sur les coûts et les avantages économiques de la dépollution, et incertitude sur le taux d'actualisation à retenir pour calculer la valeur actuelle des coûts et des avantages économiques futurs de la dépollution¹⁶. À cela, on peut rajouter l'incertitude qui porte sur les changements technologiques qui pourraient se produire et qui permettraient d'atténuer les impacts économiques et/ou écologiques des problèmes environnementaux (Stavins (1996) ; Pindyck (2007)).

Par ailleurs, outre le problème posé par les incertitudes, deux autres éléments risquent de compliquer davantage la tâche du régulateur (Pindyck (2007)). Le premier élément concerne la forme des fonctions de coût et de bénéfice de la dépollution qui peuvent être non linéaires. Si c'est le cas, le dommage de la pollution peut être à peine perceptible pour un faible niveau de pollution et extrêmement grave une fois qu'un seuil de pollution incertain est atteint. Il en est de même pour la fonction de coût de dépollution¹⁷. Le deuxième élément concerne l'irréversibilité des mesures de politique environnementale qui peuvent être prises. L'irréversibilité touche à la fois les coûts qui seraient engagés pour lutter contre la pollution,

¹⁶ « L'actualisation est le principal outil analytique dont se servent les économistes pour comparer les effets économiques se produisant à des périodes différentes. Le choix du taux d'actualisation a une grande importance technique pour l'analyse de la politique environnementale, car l'horizon temporel peut être extrêmement long et le coût de l'atténuation a tendance à être ressenti bien plus tôt que les bénéfices des dégâts évités. Plus ce taux est élevé, plus les bénéfices futurs sont négligeables et plus les coûts actuels prennent de l'importance dans l'analyse » (Bruce et al. (1996)). Le choix du taux d'actualisation a une influence majeure sur les recommandations (Godard (2007)). Pour plus de détails sur les fondements théoriques qui sous-tendent l'actualisation dans le cadre des politiques environnementales, le lecteur peut se référer à Hardelin et Marical (2011).

¹⁷ Le coût de dépollution peut être faible pour des bas niveaux d'abatement, mais extrêmement élevés pour des niveaux plus importants.

mais aussi les dommages environnementaux qui sont souvent partiellement ou totalement irréversibles¹⁸.

L'incertitude qui touche à la fois les bénéfices et les coûts de la dépollution peut influencer sur, au moins, trois aspects fondamentaux de la politique environnementale à mettre en place : (1) le choix de l'instrument de la politique environnementale¹⁹ (instrument prix *versus* instrument quantité), (2) le choix des paramètres de la politique environnementale notamment le choix du taux de la taxe ou du niveau de plafond d'émissions, (3) le choix du moment et de l'ampleur des actions à mettre en œuvre. Est-ce qu'il faut prendre des mesures fortes et immédiates ou attendre et prendre des mesures moins contraignantes sachant que dans certaines situations le coût de l'inaction peut s'avérer très élevé (Stern (2007)).

En prenant une hypothèse plus réaliste, il est plus prudent de supposer que le régulateur est incapable de connaître avec précision les fonctions de dommage de la pollution et de coût marginal de dépollution. En effet, « il faut admettre que le travail du régulateur est, par nature, difficile. Il doit gérer une inévitable asymétrie d'information et il ne peut pratiquer que des analyses *ex post*, avec l'inévitable risque que cette situation présente par rapport aux réalités opérationnelles et ainsi de voir tirées des conclusions erronées » (Hansen et Percebois (2010)).

En relâchant l'hypothèse selon laquelle le régulateur est parfaitement informé, on suppose à présent qu'il détermine un niveau de pollution de second rang²⁰ qui s'écarte du niveau de pollution socialement optimal, déterminé par l'égalisation du coût marginal et du dommage marginal et qu'il poursuit un objectif de minimisation de la perte de bien-être. Dans ce nouveau contexte, quel instrument faut-il choisir ?

Weitzman (1974), suivi plus tard par Adar et Griffin (1976), et Baumol et Oates (1988) ont apporté une réponse à cette question. Ils montrent qu'en présence d'incertitude sur la fonction de dommage marginal de la pollution, l'équilibre atteint avec une taxe ou un marché de

¹⁸ Si le régulateur surestime le problème environnemental et prend des mesures trop strictes qui imposent des efforts trop importants et des investissements de dépollution trop coûteux alors le problème environnemental s'avère être de moindre importance, les coûts engagés seraient perdus pour l'ensemble de la collectivité.

¹⁹ Si par exemple, la pente de la courbe de dommage marginal est forte, c'est-à-dire qu'il existe un seuil au-delà duquel une faible augmentation des émissions a des effets négatifs considérables, il est important de maintenir un contrôle strict sur les quantités de pollution émise, afin de s'assurer que la pollution ne dépasse pas ce seuil. À l'inverse, si la pente de la courbe du coût marginal de dépollution est nettement plus élevée que celle de la courbe de dommage marginal, cela signifie qu'il sera très coûteux de réduire les émissions par rapport au bénéfice marginal qu'on peut tirer. Dans ce cas, il faut éviter que les coûts ne dérapent et maintenir un contrôle strict sur les prix (Hansen et Percebois (2010)).

²⁰ Le calcul d'un optimum de second rang est lié à la prise en compte des imperfections de l'information à laquelle le régulateur doit faire face (Chiroleu-Assouline (2007)).

permis est sous-optimal et la perte de bien-être ne dépend pas de l'instrument de politique environnementale utilisé. La perte occasionnée par la mise en place d'une taxe est parfaitement identique à celle occasionnée par un marché d'échange de permis d'émissions. En présence d'incertitude sur le coût marginal de dépollution, ils montrent que l'équilibre atteint est sous-optimal, mais que la taxe et le marché de permis ne sont pas équivalents. La préférence pour l'un ou l'autre des deux instruments dépend de la pente relative des courbes de coût marginal de dépollution et du dommage marginal de la pollution. Si la pente de la courbe de dommage marginal de la pollution est plus faible (respectivement plus forte) que celle du coût marginal de dépollution, la perte de bien-être occasionnée par une taxe est inférieure (respectivement supérieure) à celle occasionnée par un marché d'échange de permis d'émissions et la taxe est préférée à un marché de permis d'émissions (respectivement un marché est préféré à une taxe). En s'appuyant sur l'analyse graphique de Baumol et Oates (1988), on démontrera et discutera l'ensemble de ces résultats dans les sous-sections 1.2 et 1.3 suivantes.

1.2. Incertitude sur la fonction du dommage marginal

Pour commencer, on suppose que le régulateur connaît avec certitude la fonction de coût marginal de dépollution, mais pas celle du dommage marginal de la pollution. L'absence d'une connaissance précise de la fonction de dommage marginal pousse le régulateur à anticiper la réalisation d'un dommage marginal que l'on représente par la courbe notée Dm_A . S'il utilise un instrument prix, alors il fixe le montant de la taxe que les firmes devront payer à un niveau qu'on note t_A . En revanche, s'il utilise un instrument quantité il fixe le niveau de pollution maximal que les firmes sont autorisées à émettre à un niveau qu'on note \bar{e}_A . Le dommage marginal réel peut être supérieur (respectivement inférieur) au dommage marginal anticipé. Cette situation est représentée par la figure 2.

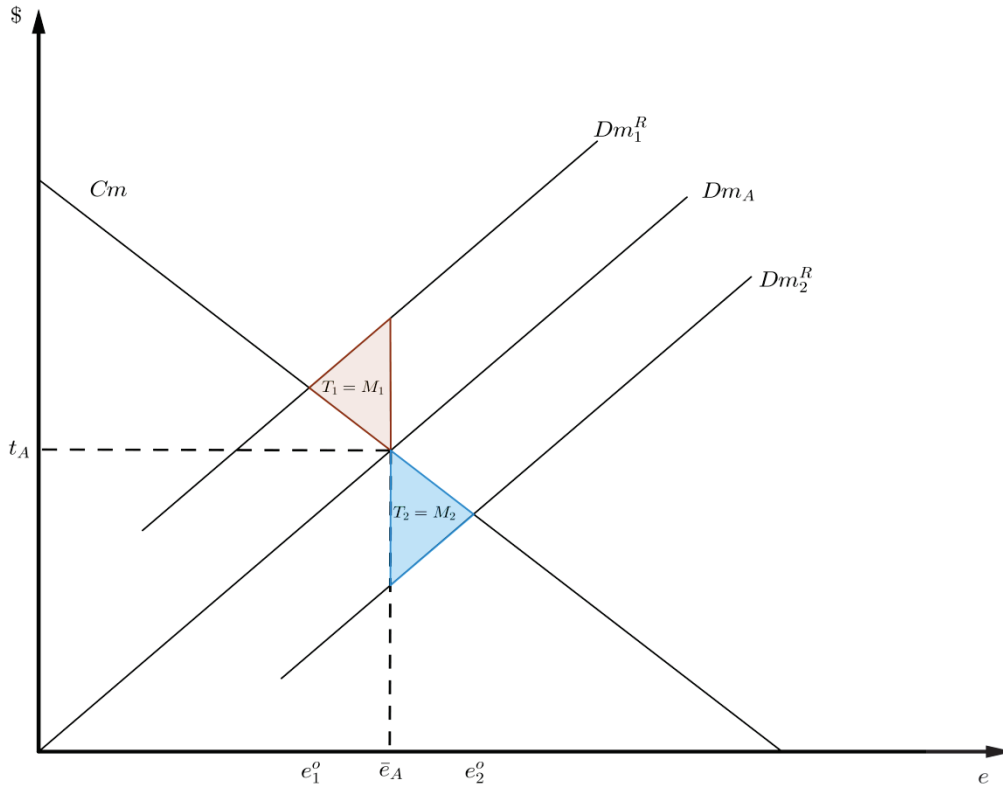


Figure 2 : Le débat Tax *Vs* Permis en présence d'incertitude sur la fonction de dommage marginal

1.2.1. Le dommage marginal réel est supérieur au dommage marginal anticipé

On suppose, ici, que le régulateur sous-estime le dommage marginal de la pollution. On note Dm_1^R la courbe de dommage marginal réel et e_1^o le niveau de pollution optimale correspondant qui est défini par l'intersection entre Cm et Dm_1^R . Si le régulateur utilise un instrument prix et qu'il fixe à t_A le montant de la taxe alors le niveau de pollution qui résulte sera strictement supérieur au niveau de pollution optimale, ce qui occasionne une perte de bien-être égale à l'aire du triangle T_1 sur la figure 2. En revanche, si le régulateur met en place un marché d'échange de permis d'émissions alors \bar{e}_A la quantité maximale de pollution autorisée est strictement supérieure au niveau de pollution optimale, ce qui implique une perte de bien-être égale à l'aire du triangle M_1 sur la figure 2 égale à l'aire du triangle T_1 .

1.2.2. Le dommage marginal réel est inférieur au dommage marginal anticipé

On suppose, maintenant, que le régulateur surestime le dommage marginal de la pollution. On note Dm_2^R la courbe de dommage marginal réel et e_2^o le niveau de pollution optimale correspondant et qui est défini par l'intersection entre Cm et Dm_2^R . Si le régulateur utilise un instrument prix et qu'il fixe à t_A le montant de la taxe alors le niveau de pollution qui résulte

est strictement inférieur au niveau de pollution optimal, ce qui occasionne une perte de bien-être égale à l'aire du triangle T_2 sur la figure 2. Si, en revanche, le régulateur met en place un marché d'échange de permis d'émissions alors \bar{e}_A , la quantité maximale de pollution autorisée, est strictement inférieure au niveau de pollution optimale ce qui occasionne une perte de bien-être égale à l'aire du triangle M_2 sur la figure 2 égale à l'aire du triangle T_1 .

Tout ceci nous conduit à énoncer la proposition 1 suivante tiré de l'analyse de Baumol et Oates (1988) :

Proposition 1 : Lorsque l'incertitude porte uniquement sur le dommage marginal de la pollution, peu importe le fait que le dommage marginal réel soit supérieur ou inférieur à celui anticipé par le régulateur, alors : (i) l'équilibre avec une taxe ou un marché de permis d'émissions est sous-optimal et (ii) l'ampleur de la perte de bien-être ne dépend pas de l'instrument de politique environnementale utilisé. La perte de bien-être est exactement la même avec une taxe ou un marché d'échange de permis d'émissions. Cela s'explique par le fait que la courbe de dommage marginal n'intervient pas dans les calculs des firmes.

1.3. Incertitude sur la fonction du coût marginal

On suppose à présent que le régulateur connaît avec certitude la fonction de dommage marginal de la pollution, mais pas celle du coût marginal de dépollution. L'absence de connaissance précise de la fonction du coût marginal pousse le régulateur à anticiper la réalisation d'un coût marginal. Si le coût marginal réel est différent de celui anticipé par le régulateur alors la perte de bien-être peut être plus ou moins importante selon l'instrument utilisé. La préférence pour une taxe ou un marché de permis d'émissions dépend de la pente relative des courbes de coût et de dommage marginaux. On distingue deux cas de figure selon que la pente de la courbe de dommage marginal est plus ou moins forte que celle du coût marginal.

1.3.1. Cas où la courbe de dommage marginal a une pente plus forte que celle du coût marginal

On note Cm_A la courbe du coût marginal anticipé par le régulateur. La courbe de dommage marginal est notée Dm . Si le régulateur utilise un instrument prix alors il fixe t_A le montant de la taxe à payer par les firmes pour chaque unité de pollution émise et qui égalise coût marginal anticipé au dommage marginal. Si en revanche le régulateur utilise un instrument

quantité alors il fixe \bar{e}_A la quantité maximale de pollution que les firmes sont autorisées à émettre. Cette situation est représentée par la figure 3.

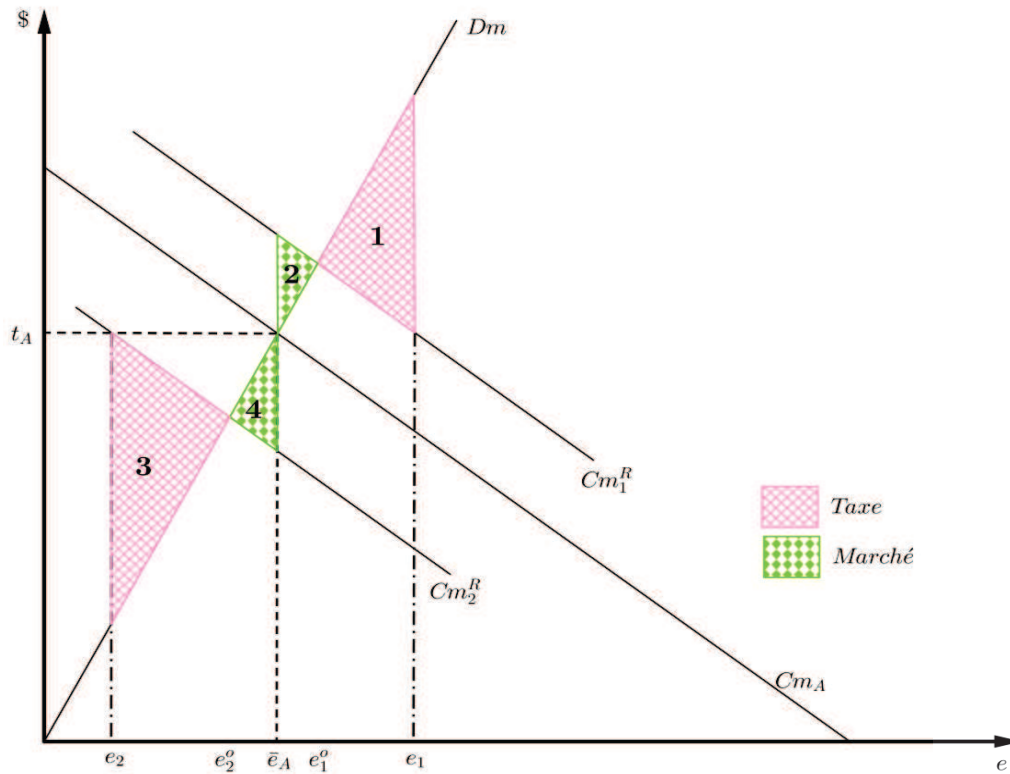


Figure 3 : Le débat Taxe Vs Permis en présence d'incertitude sur la fonction du coût marginal. Cas où la pente du dommage marginal est plus forte que celle du coût marginal

a- Le coût marginal réel est supérieur au coût marginal anticipé

On note Cm_1^R la courbe du coût marginal réel. Si le régulateur met en place une taxe t_A , les firmes réagissent en prenant en compte leurs véritables coûts et émettent une quantité de pollution égale à e_1 strictement supérieure au niveau de pollution optimal e_1^o , ce qui occasionne une perte de bien-être égale à l'aire du triangle 1 sur la figure 3. Si, en revanche, le régulateur met en place un marché d'échange de permis d'émissions et fixe à \bar{e}_A la quantité maximale de pollution que les firmes sont autorisées à émettre, alors le prix des permis, déterminé librement par le marché, s'établira à un niveau strictement supérieur au niveau optimal, ce qui occasionne une perte de bien-être égale à l'aire du triangle 2 sur la figure 3 moins importante que celle occasionnée par une taxe. Le marché est donc préférable à la taxe.

b- Le coût marginal réel est inférieur au coût marginal anticipé

On note Cm_2^R la courbe du coût marginal réel. Si le régulateur instaure une taxe d'un montant t_A , alors cela engendre un niveau de pollution e_2 strictement inférieur au niveau de pollution optimale e_2^o et une perte de bien-être égale à l'aire du triangle **3** sur la figure 3. Si au contraire, le régulateur utilise le marché d'échange de permis d'émissions pour réguler la pollution, alors la quantité maximale de pollution \bar{e}_A que les firmes sont autorisées à émettre sera strictement supérieure au niveau de pollution optimale e_2^o . Cela se traduit par une perte de bien-être égale à l'aire du triangle **4** sur la figure 3, perte moins importante que celle occasionnée par une taxe. Le marché est donc préférable à la taxe.

Cela nous permet d'énoncer la proposition 2 suivante tiré de l'analyse de Baumol et Oates (1988).

Proposition 2 : Lorsque le régulateur ne dispose pas d'information parfaite sur la fonction du coût marginal de dépollution et que la pente de la courbe de dommage marginal est plus forte que celle du coût marginal, alors : (i) l'équilibre avec une taxe ou un marché de permis d'émissions est sous-optimal et (ii) le marché d'échange de permis d'émissions est préféré à la taxe, car il occasionne une perte de bien-être moins importante. Cela est vrai à la fois lorsque le coût marginal réel est supérieur ou lorsqu'il est, au contraire, inférieur à celui anticipé par le régulateur.

1.3.2. Cas où la courbe de dommage marginal a une pente moins forte que celle du coût marginal.

On note Cm_A la courbe du coût marginal anticipé par le régulateur. La courbe de dommage marginal est notée Dm . Cette situation est représentée par la figure 4 à la page suivante.

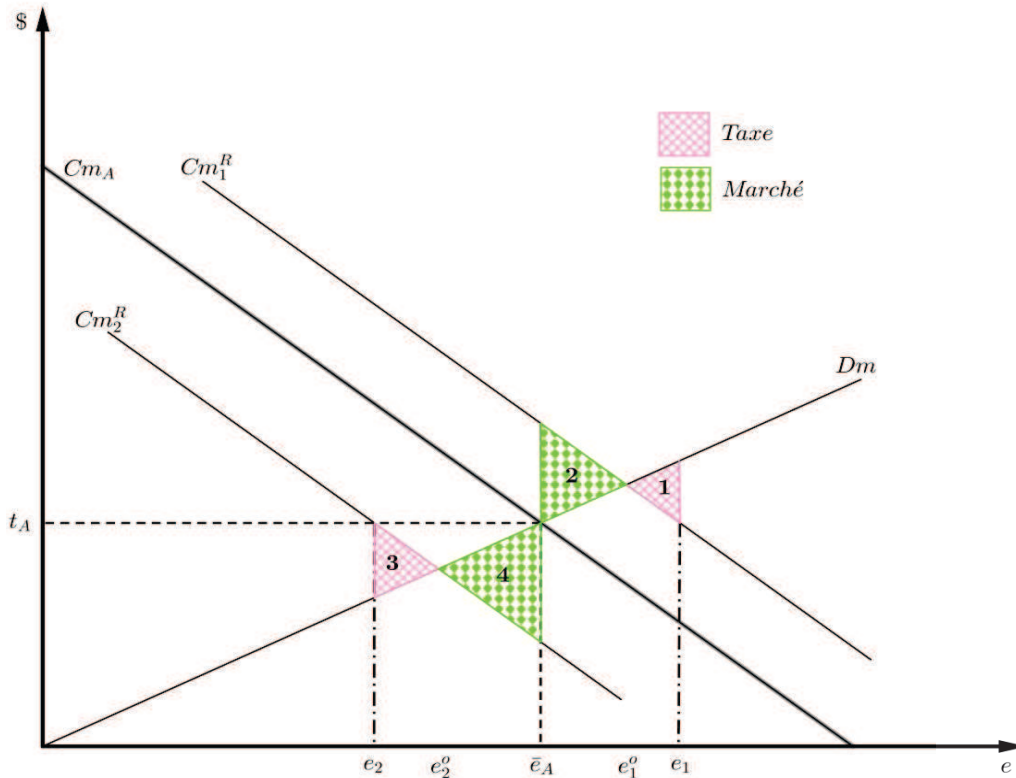


Figure 4 : Le débat Taxe Vs Permis en présence d'incertitude sur la fonction du coût marginal. Cas où la pente du coût marginal est plus forte que celle du dommage marginal

a- Le coût marginal réel est supérieur au coût marginal anticipé

On note Cm_1^R la courbe du coût marginal réel. Si le régulateur met en place une taxe d'un montant t_A , les firmes réagissent en prenant en compte leurs véritables coûts et émettent une quantité de pollution égale à e_1 strictement supérieure au niveau de pollution optimal e_1^0 , ce qui occasionne une perte de bien-être égale à l'aire du triangle 1 sur la figure 4. Si, en revanche, le régulateur met en place un marché d'échange de permis d'émissions, il fixe à \bar{e}_A la quantité maximale de pollution que les firmes sont autorisées à émettre. Dans ce cas, le prix des permis déterminé librement par le marché s'établira à un niveau strictement supérieur au niveau optimal, ce qui implique une perte de bien-être égale à l'aire du triangle 2 sur la figure 4 plus importante que celle occasionnée par une taxe. La taxe est préférable au marché.

b- Le coût marginal réel est inférieur au coût marginal anticipé

On note Cm_2^R la courbe du coût marginal réel. L'imposition d'une taxe d'un montant t_A engendre un niveau de pollution e_2 strictement inférieur au niveau de pollution optimale e_2^0 et donc une perte de bien-être égale à l'aire du triangle 3 sur la figure 4. En revanche, si le

régulateur utilise le marché d'échange de permis d'émissions pour réguler la pollution, alors la quantité maximale de pollution \bar{e}_A que les firmes sont autorisées à émettre sera strictement supérieure au niveau de pollution optimale e_2^0 . La perte de bien-être occasionnée par la mise en place d'un marché est égale à l'aire du triangle 4 sur la figure 4 et elle est plus importante que celle engendrée par une taxe. La taxe est préférable au marché.

De manière symétrique à la proposition 2, nous énonçons la proposition 3 suivante :

Proposition 3 : Lorsque le régulateur ne dispose pas d'information parfaite sur la fonction du coût marginal de dépollution et que la pente de la courbe de dommage marginal est plus faible que celle de la courbe de coût marginal alors (i) l'équilibre avec une taxe ou un marché de permis d'émissions est sous-optimal et (ii) la taxe est préférée au marché de permis d'émissions puisqu'elle occasionne une perte de bien-être moins importante. Cela est vrai à la fois lorsque le coût marginal réel est supérieur ou lorsqu'il est, au contraire, inférieur à celui anticipé par le régulateur (Baumol et Oates (1988)).

2. Réinterprétation du débat taxe *versus* marché de permis d'émissions : le marché de permis d'émissions est ouvert aux citoyens

Shrestha (1998), en se basant sur les analyses de Baumol et Oates (1988), apporte un raffinement au débat sur le choix entre une taxe (instrument prix) et un marché d'échange de permis d'émissions (instrument quantité) en autorisant les citoyens à intervenir sur le marché de permis d'émissions pour acheter et retirer des permis d'émissions²¹. En effet, les propositions de Baumol et Oates (1988) se limitent à des situations où seules les firmes sont

²¹ L'intervention des citoyens peut prendre d'autres formes. Malueg et Yates (2006) analysent de manière formelle le compromis pour les citoyens entre participer directement au marché de permis d'émissions en achetant et en retirant des permis d'émissions et/ou faire pression sur le régulateur pour qu'il fixe un niveau de pollution trop strict. Le modèle développé par Malueg et Yates (2006) est basé sur deux étapes. Dans une première étape, les citoyens et les firmes, chacun étant représenté par un groupe de pression, vont s'affronter pour influencer la décision du régulateur concernant le plafond de pollution à fixer. Le groupe de pression qui représente les intérêts des citoyens tente de faire pression sur le régulateur pour que le plafond de pollution soit trop strict (ou rigoureux) alors que le groupe de pression qui représente les intérêts des firmes tente de faire pression sur le régulateur pour que le plafond de pollution soit trop généreux (ou laxiste). Dans la deuxième étape, Malueg et Yates (2006) envisagent deux cas de figure selon que les citoyens sont ou pas autorisés à participer au marché de permis d'émissions. Malueg et Yates (2006) montrent que si les permis d'émissions sont vendus aux enchères, les citoyens (i) n'achètent pas de permis et (ii) se consacrent, uniquement, à faire pression sur le régulateur et à influencer sur sa décision concernant le plafond de pollution. En revanche si les permis sont distribués gratuitement aux firmes selon la procédure de grandfathering, les citoyens vont répartir leurs ressources entre dépense de lobbying et achat de permis d'émissions. Par ailleurs, la probabilité que les citoyens achètent des permis d'émissions dépend d'un certain nombre de facteurs tel que la structure du groupe de pression représentant les intérêts des firmes.

autorisées à s'échanger des permis sur le marché. Smith et Yates (2003b) et Smith (2004) qualifient les marchés d'échange de permis d'émissions où seules les firmes s'échangent des permis de « one-sided markets ». Il s'agit de marchés qui prennent en compte uniquement la demande de permis de ceux qui génèrent la pollution, alors que ceux qui en sont les victimes, sont exclus.

Or, de plus en plus de marchés mis en place aux États-Unis et en Europe²² (marché d'échange de permis d'émissions de SO₂; marché européen d'échange de permis d'émission de CO₂; le Regional Greenhouse Gas Initiative; le Regional Clean Air Incentives Market) offrent aux citoyens, aux ONG environnementales et à tous ceux qui souhaitent baisser la pollution, la possibilité d'intervenir sur le marché de permis pour acheter et retirer des permis d'émissions²³. Les permis achetés vont être retirés du marché et ne peuvent plus servir pour les besoins de conformité des firmes. Smith et Yates (2003b) et Smith (2004) qualifient ces marchés de permis de « two-sided markets ». Il s'agit de marchés qui prennent en compte à la fois la demande de permis de ceux qui génèrent la pollution et la demande de ceux qui en sont les victimes. Dans ce cas, le niveau de pollution n'est plus exogène, c'est-à-dire égal au plafond fixé par le régulateur, mais devient endogène. Le niveau de pollution est égal à la quantité maximale de pollution que le régulateur autorise d'émettre moins la quantité de permis que les citoyens achètent et retirent (Smith et Yates (2003a)). Colander (2006), porte un regard critique sur les marchés de permis two-sided présentés par Smith et Yates (2003b) en les qualifiant de marchés two-sided asymétriques. Pour Colander (2006), Smith et Yates (2003b) considèrent des marchés two-sided où l'intervention des citoyens se limite à acheter et retirer des permis d'émissions. Pour Colander (2006), un marché two-sided symétrique serait un marché de permis où les citoyens peuvent à la fois augmenter et baisser la quantité de permis disponible sur le marché.

Shrestha (1998) a donc été le premier à réinterpréter le débat sur le choix entre une taxe et un marché d'échange de permis d'émissions lorsque les citoyens sont autorisés à intervenir sur le marché. Il a démontré que les résultats de Baumol et Oates (1988) sont valides uniquement lorsque les citoyens ne sont pas autorisés à intervenir sur le marché de permis pour acheter et retirer des permis d'émissions. En se basant sur l'analyse graphique de Shrestha (1998), on réinterprète le débat *taxe versus* marché lorsque le marché de permis d'émissions est ouvert

²² Le chapitre 2 analyse en détail la participation des citoyens et des ONG environnementales aux principaux marchés de permis d'émissions mis en place à la fois aux États-Unis et en Europe.

²³ Kollmuss et Larazus (2010) analysent l'impact, sur le prix des permis et le niveau d'émission, de l'achat et du retrait de permis d'émissions. Pour plus de détails, le lecteur peut se référer au tableau 3 présenté en annexe 2.

aux citoyens. Toutefois, et avant cela, nous proposons de décrire le fonctionnement d'un marché de permis ouvert aux citoyens.

2.1. Fonctionnement d'un marché de permis d'émissions ouvert aux citoyens

Pour décrire le fonctionnement d'un marché de permis ouvert aux citoyens, on détermine en premier lieu la courbe de demande de permis des citoyens.

On sait que les firmes demandent un permis chaque fois que le coût marginal de dépollution est supérieur au prix des permis. Un permis d'émissions acheté par une firme possède les caractéristiques d'un bien privé c'est-à-dire qu'il est à la fois rival et exclusif. Graphiquement, la fonction de demande de permis des firmes se confond avec la courbe de coût marginal de dépollution (Smith et Yates (2003b)).

De leurs côtés, les citoyens victimes de la pollution demandent un permis chaque fois que le dommage marginal de la pollution est supérieur au prix des permis. Un permis d'émission acheté par un citoyen possède les caractéristiques d'un bien public c'est-à-dire qu'il est à la fois non-rival et non-exclusif. En effet, si un citoyen achète et retire un permis d'émissions cela se traduit par une baisse du niveau de pollution d'une unité, disons d'une tonne si on suppose que chaque permis autorise l'émission d'une tonne de polluant. Cette baisse de la pollution est synonyme d'une amélioration de la qualité environnementale. Le bénéfice rendu possible par l'amélioration de la qualité environnementale est à la fois non-rival et non-exclusif. Sous l'hypothèse d'absence de comportement de passager clandestin, graphiquement, la courbe de dommage marginal qui correspond à la somme verticale des fonctions de dommages individuels « mesure ce que la société est prête à payer pour différents niveaux de réduction de la pollution » (Germain (2004)). Elle correspond à la courbe de demande de retrait de permis des citoyens (Smith et Yates (2003b)).

Or, comme tout bien public, l'achat et le retrait de permis d'émissions par les citoyens est associé à des problèmes de type « passager clandestin ». En fait, chaque citoyen a intérêt à ne rien faire et laisser les autres acheter et retirer des permis d'émissions sachant qu'il pourra bénéficier des réductions de pollution faites par les autres citoyens sans avoir à les financer.

On suppose dans un premier temps, comme Shrestha (1998), qu'il n'y a pas de passager clandestin, ce qui revient à supposer que la courbe de dommage marginal corresponde bien à la demande d'achat et de retrait de permis des citoyens. Dans la section suivante, on relâchera

cette hypothèse et on analysera le fonctionnement d'un marché d'échange de permis d'émissions ouvert aux citoyens en présence de comportement de passager clandestin. On dira que l'ouverture du marché de permis aux citoyens est une politique socialement bénéfique si elle permet d'améliorer le bien-être collectif par rapport à une situation où ils en sont exclus. Inversement, l'ouverture du marché de permis aux citoyens est une politique socialement dommageable si, au contraire, elle détériore le bien-être collectif par rapport à une situation où ils en seraient exclus.

2.2. Incertitude sur la fonction du dommage marginal

Supposons que l'incertitude du régulateur porte uniquement sur la fonction de dommage marginal de la pollution. Soit Dm_A la courbe qui représente le dommage marginal anticipé par le régulateur et Cm la courbe qui représente le coût marginal de dépollution. Le dommage marginal réel peut être supérieur ou au contraire inférieur à celui anticipé par le régulateur. Cette situation est décrite dans la figure 5 suivante.

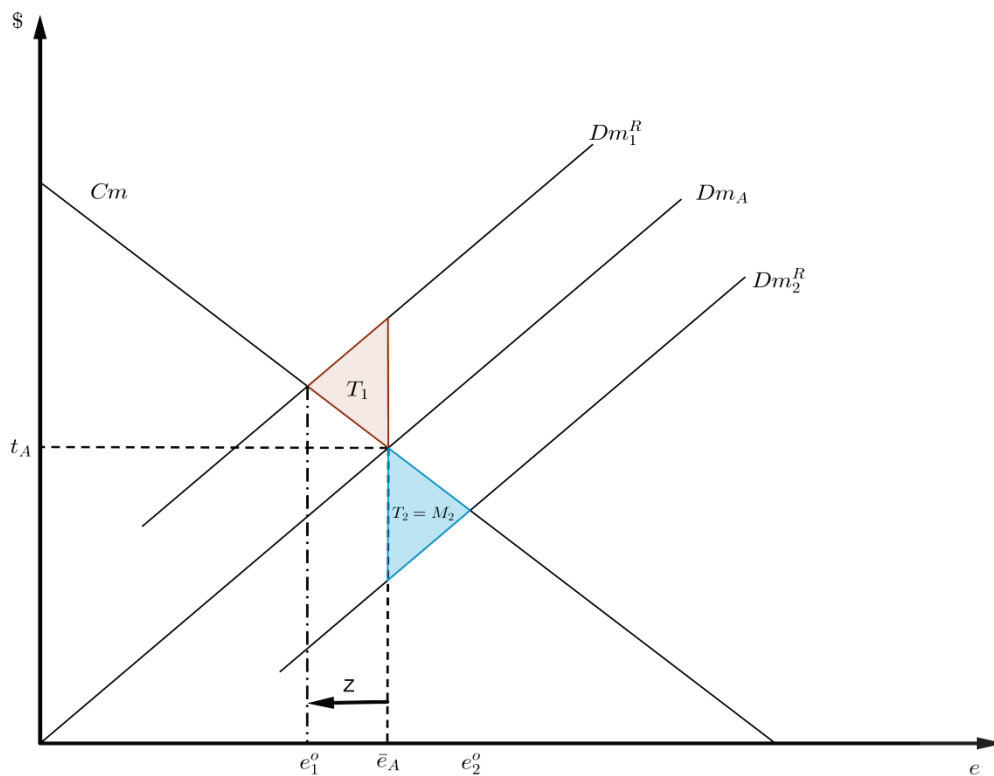


Figure 5 : Le débat Taxe Vs Permis en présence d'incertitude sur le dommage marginal lorsque le marché de permis est ouvert aux citoyens

Considérons le cas où le régulateur met en place un marché d'échange de permis d'émissions et autorise les citoyens à intervenir sur le marché de permis²⁴.

2.2.1. Le dommage marginal anticipé est inférieur au dommage marginal réel

On note Dm_1^R la courbe qui représente le dommage marginal réel. Lorsque le régulateur met en place un marché d'échange de permis d'émissions, il fixe la quantité maximale de pollution à un niveau égal à \bar{e}_A qui correspond à l'intersection entre la courbe de dommage marginal anticipée Dm_A et la courbe du coût marginal de dépollution Cm . Si le marché de permis est ouvert aux citoyens, alors l'équilibre du marché de permis sera déterminé par un prix et une quantité de permis demandée à la fois par les firmes et les citoyens, égale à la quantité maximale de pollution que le régulateur autorise d'émettre.

Pour un niveau de pollution égal à \bar{e}_A , on observe que le dommage marginal réel représenté par la courbe Dm_1^R est supérieur au coût de dépollution. Donc à partir de \bar{e}_A , réduire la pollution d'une unité produit un bénéfice supérieur au coût que cela engendre. Ce raisonnement est vrai pour toutes les unités de pollution comprises entre \bar{e}_A et le niveau de pollution optimal que l'on note e_1^o , défini par l'intersection entre la courbe de dommage marginal réel Dm_1^R et la courbe du coût marginal de dépollution Cm .

Les citoyens achètent et retirent une quantité de permis que l'on note $Z = (\bar{e}_A - e_1^o)$. Cette quantité de permis d'émission achetée est définitivement retirée du marché, ce qui permet d'atteindre le niveau de pollution optimal. L'ouverture du marché de permis aux citoyens est une mesure socialement bénéfique.

On énonce la proposition 4 suivante que nous reprenons de Shrestha (1998) :

Proposition 4 : Lorsque le dommage marginal réel est supérieur à celui anticipé par le régulateur, impliquant que le régulateur sous-estime le dommage de la pollution lorsqu'il fixe le plafond de pollution, l'ouverture du marché de permis aux citoyens est une mesure socialement bénéfique. Contrairement à la taxe, un marché d'échange de permis d'émissions ouvert aux citoyens permet d'atteindre le niveau de pollution optimal. Cette proposition généralise la proposition de Baumol et Oates (1988) qui se restreint à des situations où les citoyens sont exclus du marché.

²⁴ On sait déjà que l'équilibre atteint avec une taxe est sous-optimal, et occasionne une perte de bien-être.

2.2.2. Le dommage marginal anticipé est supérieur au dommage marginal réel

On note Dm_2^R la courbe qui représente le dommage marginal réel. Lorsque le régulateur fixe à \bar{e}_A la quantité maximale de pollution, on observe que le dommage marginal réel est inférieur au coût de dépollution. À partir de \bar{e}_A , réduire la pollution d'une unité produit un coût supérieur au bénéfice que cela procure. Le bénéfice est égal à la valeur des dommages évités. Dans ces circonstances, les citoyens n'interviennent pas sur le marché d'échange de permis d'émissions. L'ouverture du marché d'échange de permis d'émissions aux citoyens ne produit aucun effet, mais elle n'est pas socialement dommageable puisque la participation des citoyens ne modifie pas l'équilibre du marché par rapport à une situation où ils seraient exclus.

On en vient à la proposition 5 suivante que nous reprenons de Shrestha (1998) :

Proposition 5 : Lorsque le dommage marginal réel est inférieur à celui anticipé par le régulateur, impliquant que le régulateur surestime le dommage de la pollution lorsqu'il fixe le plafond de pollution, l'ouverture du marché de permis d'émissions aux citoyens n'a aucun effet sur l'équilibre du marché. L'équilibre d'un marché de permis ouvert aux citoyens est (i) sous-optimal et (ii) occasionne une perte de bien-être équivalent à celle engendrée par une taxe. Cette proposition généralise la proposition de Baumol et Oates (1988) qui se restreint à des situations où les citoyens sont exclus du marché de permis d'émissions.

2.3. Incertitude sur la fonction du coût marginal

On suppose à présent que l'incertitude du régulateur porte uniquement sur le coût marginal de dépollution. On analyse ici ce qu'il se passe si le régulateur met en place un marché d'échange de permis d'émissions²⁵ et autorise les citoyens à intervenir sur le marché de permis. Nous allons voir si l'ouverture du marché de permis aux citoyens est une mesure socialement bénéfique et sous quelles circonstances. On distingue deux cas de figure selon que la pente de la courbe de dommage marginal est plus forte ou moins forte que celle du coût marginal.

²⁵ On sait déjà qu'avec une taxe l'équilibre, est sous-optimal et occasionne une perte de bien-être.

2.3.1. Cas où la courbe de dommage marginal a une pente plus forte que celle du coût marginal.

Soit \bar{e}_A le plafond de pollution fixée par le régulateur. Ce plafond est fixé en fonction des informations dont il dispose et résulte de l'intersection entre la courbe de coût marginal anticipé qu'on note Cm_A et la courbe de dommage marginal qu'on note Dm . Cette situation est décrite par la figure 6 suivante.

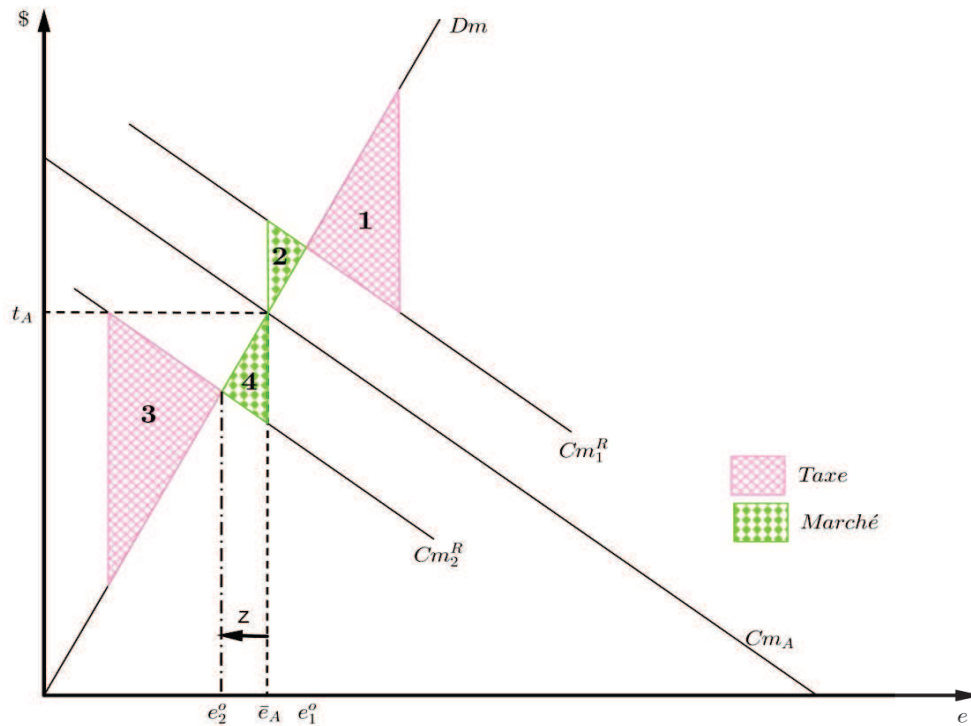


Figure 6 : Le débat Taxe Vs Permis en présence d'incertitude sur la fonction du coût marginal lorsque le marché de permis est ouvert aux citoyens. Cas où la pente de la courbe de dommage marginal est plus forte sur celle du coût marginal

a- Le coût marginal réel est supérieur au coût marginal anticipé par le régulateur

Le coût marginal réel, dans ce cas, est représenté par la courbe Cm_1^R . Lorsque le régulateur met en place un marché de permis, il fixe le plafond maximal de pollution à un niveau égal à \bar{e}_A . Pour un niveau de pollution \bar{e}_A , le dommage marginal est strictement inférieur au vrai coût marginal de dépollution. À l'équilibre du marché, les citoyens n'achètent pas et ne retirent pas de permis, puisque chaque permis retiré coûte plus qu'il ne rapporte en termes de baisse du dommage marginal de la pollution. L'ouverture du marché de permis aux citoyens ne modifie pas l'équilibre du marché par rapport à la situation où ils en seraient exclus. Par

ailleurs, elle n'est pas socialement dommageable puisqu'à l'équilibre du marché les citoyens n'achètent pas et ne retirent pas de permis.

Ceci nous conduit à énoncer la proposition 6 suivante que nous reprenons de Shrestha (1998) : ***Proposition 6*** : Lorsque le coût marginal réel est supérieur à celui anticipé par le régulateur, un marché d'échange de permis ouvert aux citoyens occasionne la même perte de bien-être qu'un marché où seules les firmes ont le droit de s'échanger des permis ou qu'une taxe. Cette proposition généralise la proposition de Baumol et Oates (1988) qui se limite au marché où seules les firmes s'échangent des permis d'émissions.

b- Le coût marginal réel est inférieur au coût marginal anticipé par le régulateur

Le coût marginal réel, dans ce cas, est représenté par la courbe Cm_2^R . Lorsque le régulateur fixe le plafond de pollution maximal à un niveau égal à \bar{e}_A , les firmes ont intérêt à réduire davantage leurs émissions et vendre les permis d'émissions. De leurs côtés, les citoyens ont intérêt à acheter et à retirer des permis d'émissions puisque le dommage marginal associé à un niveau de pollution \bar{e}_A est strictement supérieur au prix des permis. Donc, à partir de \bar{e}_A , diminuer la pollution d'une unité procure un bénéfice supérieur au coût que cela engendre. Pour un niveau de pollution \bar{e}_A , l'échange de permis entre les firmes et les citoyens produit un bénéfice net. Ce raisonnement est vrai pour toutes les unités de pollution comprises entre \bar{e}_A et le niveau de pollution optimal qu'on note e_2^o défini comme l'intersection entre la courbe de dommage marginal Dm et la courbe du coût marginal réel Cm_2^R .

Les citoyens achètent et retirent une quantité de permis que l'on note $Z = (\bar{e}_A - e_2^o)$. Cette quantité étant définitivement retirée du marché, le niveau de pollution baisse, de \bar{e}_A au niveau de pollution optimal e_2^o . L'ouverture du marché de permis aux citoyens est socialement bénéfique.

Ceci nous conduit à énoncer la proposition 7 suivante que nous reprenons de Shrestha (1998) : ***Proposition 7*** : Lorsque le coût marginal réel est inférieur à celui anticipé par le régulateur, l'ouverture du marché de permis aux citoyens est socialement bénéfique. Contrairement à la taxe, la mise en place d'un marché de permis ouvert aux citoyens permet d'atteindre le niveau de pollution optimal. Le marché d'échange de permis d'émissions ouvert aux citoyens est supérieur à la taxe. Cette proposition généralise la proposition de Baumol et Oates (1988) qui se limite à des marchés de permis où seules les firmes ont le droit de s'échanger des permis d'émissions.

2.3.2. Cas où la courbe de dommage marginal a une pente moins forte que celle du coût marginal

Soit \bar{e}_A la quantité maximale de pollution fixée par le régulateur. Cette quantité est fixée en fonction des informations dont il dispose et elle résulte de l'intersection entre la courbe de coût marginal anticipé qu'on note Cm_A et la courbe de dommage marginal qu'on note Dm . Cette situation est décrite par la figure 7 suivante.

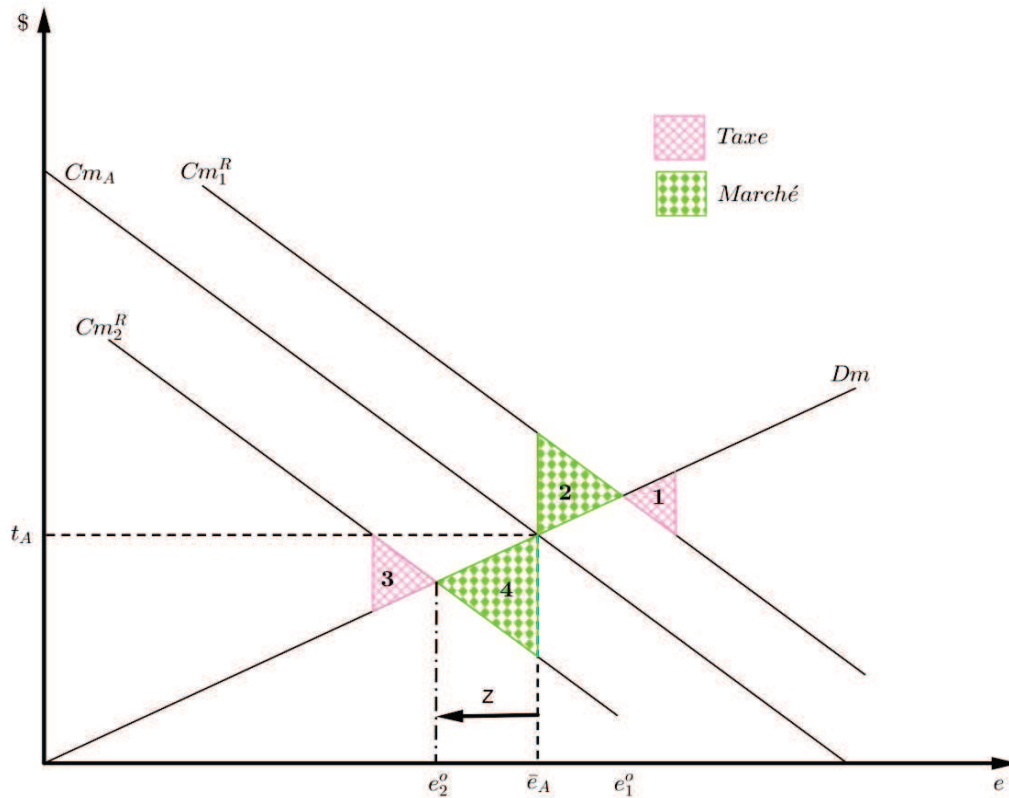


Figure 7 : Le débat Taxe Vs permis en présence d'incertitude sur la fonction du coût marginal lorsque le marché de permis est ouvert aux citoyens. Cas où la pente de la courbe du coût marginal est plus forte sur celle du dommage marginal

a- Le coût marginal réel est supérieur au coût marginal anticipé par le régulateur

La courbe du coût marginal réel, dans ce cas, est représentée par la courbe Cm_1^R . Lorsque le régulateur met en place un marché de permis, il fixe le plafond de pollution maximal à un niveau égal à \bar{e}_A qu'il identifie en fonction des informations dont il dispose comme étant le niveau de pollution optimal. Dans ce cas, pour un niveau de pollution \bar{e}_A , le dommage marginal est strictement inférieur au vrai coût marginal de dépollution.

À l'équilibre du marché, les citoyens n'achètent pas et ne retirent aucun permis, puisque chaque permis retiré coûte plus qu'il ne rapporte en termes de dommage évité. L'ouverture du marché de permis aux citoyens ne modifie pas l'équilibre du marché par rapport à la situation où ils étaient exclus. Elle n'est pas socialement dommageable.

Ceci nous conduit à énoncer la proposition 8 suivante que nous reprenons de Shrestha (1998) : ***Proposition 8*** : Lorsque le coût marginal réel est supérieur à celui anticipé par le régulateur, un marché d'échange de permis ouvert aux citoyens occasionne la même perte de bien-être qu'un marché où seules les firmes ont le droit de s'échanger des permis ou qu'une taxe. La taxe reste l'instrument préféré et l'ouverture du marché de permis aux citoyens ne modifie pas l'équilibre du marché qui reste sous-optimal. Cette proposition généralise la proposition de Baumol et Oates (1988) qui se restreint uniquement au marché où seules les firmes s'échangent des permis d'émissions.

b- Le coût marginal réel est inférieur au coût marginal anticipé par le régulateur

Le coût marginal réel, dans ce cas, est représenté par la courbe Cm_2^R . Lorsque le régulateur fixe le plafond de pollution maximal à un niveau égal à \bar{e}_A , les firmes ont intérêt à réduire davantage leurs émissions et vendre les permis d'émissions. De leurs côtés, les citoyens ont intérêt à acheter et à retirer des permis d'émissions puisque le dommage marginal associé à un niveau de pollution \bar{e}_A est strictement supérieur au prix des permis. L'échange de permis entre les firmes et les citoyens se poursuit jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de gain à l'échange, c'est-à-dire jusqu'à l'intersection entre la « vraie » courbe du coût marginal de dépollution Cm_2^R et la courbe de dommage marginal de la pollution Dm . Le point d'intersection entre Cm_2^R et Dm détermine le niveau de pollution optimal qu'on note e_2^o .

Les citoyens achètent et retirent une quantité de permis que l'on note $Z = (\bar{e}_A - e_2^o)$. Cette quantité étant définitivement retirée du marché et le niveau de pollution baisse et passe de \bar{e}_A à e_2^o . L'ouverture du marché de permis aux citoyens permet d'atteindre le niveau de pollution optimal et elle est socialement bénéfique.

Ceci nous conduit à énoncer la proposition 9 suivante que nous reprenons de Shrestha (1998) : ***Proposition 9*** : Lorsque le coût marginal réel est inférieur au coût marginal anticipé par le régulateur, contrairement à la taxe, l'instauration d'un marché de permis ouvert aux citoyens permet d'atteindre le niveau de pollution optimal. Le marché d'échange de permis d'émissions ouvert aux citoyens est donc supérieur à la taxe. Cette proposition généralise la

proposition de Baumol et Oates (1988) qui se restreint à des marchés de permis où seules les firmes ont le droit de s'échanger des permis d'émissions.

On peut à présent énoncer sous la forme d'une proposition générale les conditions sous lesquelles l'ouverture du marché de permis est une mesure socialement bénéfique. Cette proposition 10 est reprise de Shrestha (1998) et découle de l'ensemble des propositions précédentes.

Proposition 10 : L'ouverture du marché d'échange de permis d'émissions aux citoyens est une mesure socialement bénéfique lorsque le plafond de pollution fixé par le régulateur en fonction des informations dont il dispose est strictement supérieur au plafond de pollution optimal. Par ailleurs, l'ouverture du marché de permis aux citoyens n'est pas socialement dommageable si le plafond de pollution fixé par le régulateur est strictement inférieur au plafond de pollution optimal puisqu'elle ne modifie pas l'équilibre du marché qui reste sous-optimal.

Rousse et Sévi (2013) reconsidèrent les effets bénéfiques de l'ouverture du marché d'échange de permis d'émissions aux citoyens en relâchant l'hypothèse formulée par Shrestha (1998) selon laquelle les citoyens sont capables de déterminer avec précision les bénéfices futurs de la dépollution et supposent, par ailleurs, qu'ils sont averses aux risques. L'aversion au risque des citoyens concerne à la fois les risques environnementaux et les conséquences économiques du changement climatique, mais aussi le caractère bienveillant du régulateur. Dans ce contexte, l'intervention des citoyens risque d'aggraver les erreurs commises par le régulateur. Les auteurs montrent que l'intervention des citoyens peut être dommageable du point de vue du bien-être collectif puisqu'elle peut entraîner une perte de bien-être par rapport à une situation où ils seraient exclus.

L'argumentaire de Rousse et Sévi (2013) se base sur deux points. Premièrement, ils considèrent que les citoyens ne sont pas mieux informés que le régulateur. Jusqu'ici, on a supposé que seul le régulateur était soumis à l'incertitude. Rousse et Sévi (2013) élargissent ce cadre et supposent que les citoyens n'ont pas une connaissance précise des bénéfices tirés de la dépollution. Si le régulateur, qui dispose de moyens technique, humain et financier très importants, n'arrive pas à correctement évaluer les bénéfices et les coûts de la dépollution, il est d'autant plus prudent de supposer que les citoyens sont aussi incapables de déterminer avec précision le bénéfice qu'ils retirent de l'achat et du retrait des permis d'émissions. Dans ce contexte, il est très difficile d'évaluer avec exactitude le bénéfice qu'ils retirent d'une unité

de polluant en moins. Ils ne peuvent donc pas retirer la quantité de permis qui permet d'atteindre le niveau de pollution optimal, car la décision d'achat et de retrait est basée sur le bénéfice qu'ils espèrent retirer de la baisse des émissions.

Deuxièmement, les citoyens peuvent être averse aux risques. L'aversion peut concerner les risques environnementaux et les conséquences économiques du changement climatique, mais aussi le caractère bienveillant de l'autorité de régulation ainsi que sa capacité à résister aux pressions des firmes. Tous les citoyens n'ont pas la même attitude face au risque. Certains sont peu enclins à la prise de risque, d'autres au contraire aiment le risque²⁶. Lorsque les citoyens sont averse au risque, ils peuvent surestimer le risque de survenance d'une catastrophe climatique. Cela va se traduire sur le marché de permis d'émissions par une demande plus importante d'achat et de retrait de permis que si les citoyens étaient neutres au risque²⁷. Dans ce contexte, Rouse et Sévi (2013) recommandent de limiter la participation des citoyens au marché de permis d'émissions.

3. Fonctionnement d'un marché de permis d'émissions ouvert aux citoyens en présence de comportement de passager clandestin

Contrairement à Shrestha (1998) qui suppose une absence de comportement de passager clandestin, Smith et Yates (2003a; 2003b) étudient le fonctionnement d'un marché de permis ouvert aux citoyens en présence d'un tel comportement.

Comme on l'a mentionné précédemment, les permis d'émissions achetés et retirés par les citoyens ont les caractéristiques d'un bien public. Dans ce cas, chaque citoyen est incité à se déclarer peu ou pas lésé par la pollution et laisser les autres réduire la pollution (via l'achat de permis), sachant que toute amélioration de la qualité environnementale lui sera également bénéfique. Au final, la somme des contributions individuelles risque d'être en deçà du niveau qui serait collectivement optimal. Si on suppose que les citoyens sont au nombre de n , que le dommage environnemental noté Dm se répartit de façon homogène entre les citoyens et que chaque citoyen n'est concerné que par ses propres coûts et bénéfices²⁸, alors chaque citoyen

²⁶ D'une manière générale, on définit un agent averse au risque, ou qui a de l'aversion pour le risque, comme tout agent qui préfère le gain de son espérance mathématique reçu avec certitude à toute loterie.

²⁷ Par ailleurs, l'aversion au risque des citoyens peut être exacerbée par le traitement médiatique de la question climatique.

²⁸ C'est-à-dire qu'aucun citoyen n'est motivé par des considérations autres qu'économiques notamment d'altruisme.

cherche à égaliser ses propres coûts à ses propres bénéfices. Le coût individuel pour chaque citoyen est égal au prix du permis que l'on note p alors que le bénéfice individuel qu'il retire de l'achat de permis se traduit par une baisse de son dommage marginal individuel que l'on note $\frac{1}{n}Dm$.

Un citoyen rationnel va contribuer en proportion de la gêne qu'il subit. Il va acheter un permis chaque fois que le bénéfice qu'il retire de la réduction de la pollution d'une unité est supérieur au prix des permis. À l'équilibre, on aura $\frac{1}{n}Dm = p$, c'est-à-dire que le dommage marginal individuel sera égal au prix d'un permis.

En réalité, la pollution n'affecte pas tout le monde de la même manière. En fonction du degré d'exposition des uns et des autres, le dommage marginal individuel n'est pas le même. Cette situation se traduit par des courbes de dommage marginal individuelles différentes. Le cas de figure extrême serait donné par une situation où à l'équilibre du marché de permis, seule la personne la plus lésée achètera et retirera des permis d'émissions. Dans ce cas, la demande de permis des citoyens va coïncider avec la demande de la personne la plus lésée (Smith et Yates (2003b)).

D'une manière plus générale, on suppose qu'en présence de comportement de passager clandestin la demande de dépollution des citoyens n'exprime pas ce que tous les citoyens sont prêts à payer pour différents niveaux de réduction de la pollution. De plus, elle ne reflète pas la totalité du dommage subi, car une partie cherchera à dissimuler ses préférences et profiter de l'effort de dépollution entrepris par les autres citoyens sans avoir à en payer le prix.

Ceci étant, il est plus prudent de supposer que tous les citoyens ne participent pas à l'achat et au retrait des permis d'émissions et que par conséquent un certain nombre de citoyens adoptera un comportement de passager clandestin. Afin d'étudier le fonctionnement d'un marché de permis ouvert aux citoyens en présence de comportement de passager clandestin, on mobilise les analyses graphiques de Smith et Yates (2003b).

Afin de prendre en compte la présence de comportement de passager clandestin, un paramètre noté R est introduit dans l'analyse pour décrire la sévérité du problème d'action collective auquel les citoyens doivent faire face. Sa valeur est comprise entre 0 et 1.

Lorsque la valeur du paramètre R est égale à 0, cela traduit un échec total des citoyens à résoudre le problème d'action collective. Si en revanche, la valeur du paramètre R est égale à 1, cela signifie que les citoyens ont réussi à résoudre le problème d'action collective. Dans ce

cas, aucun citoyen ne se comporte en passager clandestin. D'une manière plus générale, on note R^H une valeur haute de paramètre R , c'est-à-dire proche de 1, et R^L une valeur faible du paramètre R , c'est-à-dire proche de 0.

Pour analyser le fonctionnement d'un marché d'échange de permis d'émissions ouvert aux citoyens en présence de comportement de passager clandestin, on différencie entre le dommage marginal révélé que l'on note RDm et le dommage marginal total réellement subi que l'on note Dm . Le dommage marginal révélé représente la demande réelle de dépollution des citoyens et prend en compte la présence de comportement de passager clandestin. Ainsi, lorsque le paramètre R prend une valeur haute proche de 1, le dommage marginal révélé sera représenté par la courbe $R^H Dm$. En revanche lorsque le paramètre R prend une valeur faible et proche de 0, le dommage marginal révélé sera représenté par la courbe $R^L Dm$. La courbe Cm représente le coût marginal de dépollution. Cette situation est représentée par la figure 8 suivante.

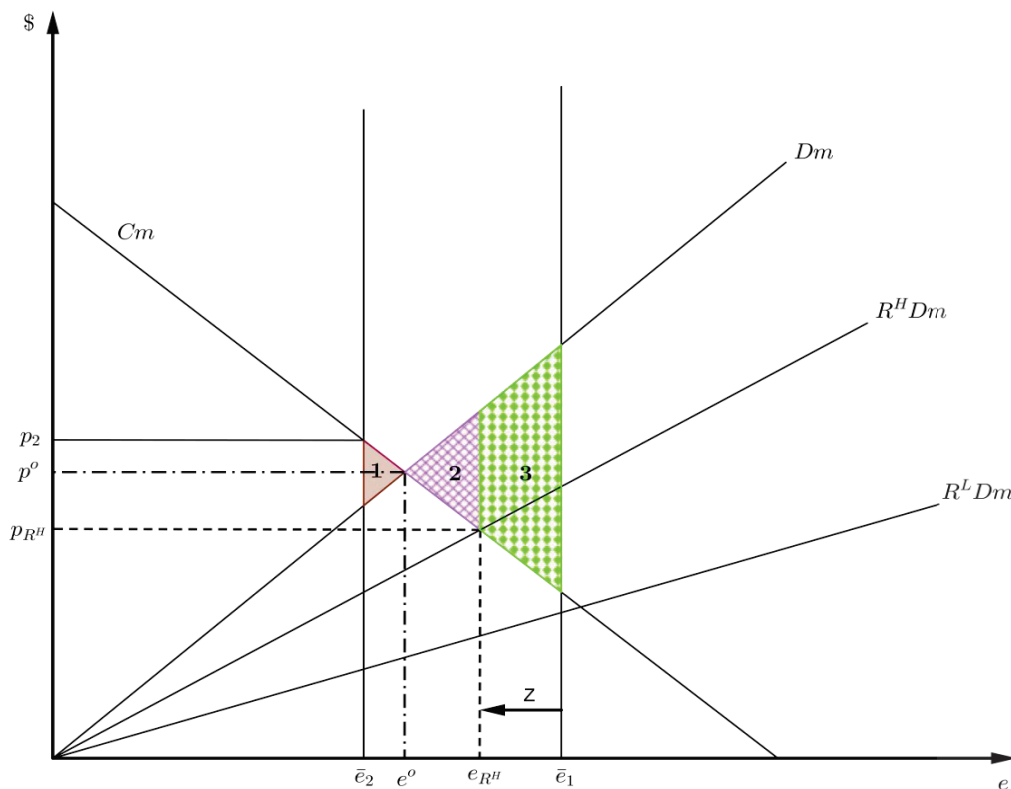


Figure 8 : Marché de permis ouvert aux citoyens en présence de comportement de passager clandestin

En présence de passager clandestin, la participation des citoyens au marché d'échange de permis d'émissions dépend de deux variables. La première est le niveau du plafond

d'émissions fixé par le régulateur et la seconde est l'ampleur du problème de passager clandestin (Smith et Yates (2003b)).

Lorsque le régulateur fixe le plafond de pollution à un niveau \bar{e}_2 (cf. figure 8), c'est-à-dire inférieur au niveau de pollution optimale e^o qui égalise dommage marginal de la pollution au coût marginal de dépollution, alors les citoyens n'achètent aucun permis d'émissions, car le dommage marginal associé à un niveau de pollution \bar{e}_2 est inférieur au prix des permis (coût de dépollution). Dans ce cas, le niveau de pollution d'équilibre sera égal à \bar{e}_2 , soit la quantité de permis demandée par les firmes et le prix d'équilibre des permis d'émissions sera égal à p_2 . On peut en tirer la conclusion suivante : lorsque le régulateur distribue une quantité de permis inférieure au niveau de pollution optimale, alors les citoyens n'achètent aucun permis d'émissions et cela engendre une perte de bien-être représentée par l'aire du triangle **1** sur la figure 8.

Lorsque le plafond de pollution est supérieur au niveau de pollution optimale la participation des citoyens au marché de permis d'émissions dépend du degré de sévérité du problème de passager clandestin. On analyse dans les deux sous-sections suivantes deux cas de figure selon l'importance du phénomène de passager clandestin.

3.1. Le problème de passager clandestin n'est pas important

On suppose que le régulateur fixe le plafond de pollution à un niveau égal à \bar{e}_1 strictement supérieur au niveau de pollution optimale e^o (cf. figure 8). Lorsque le problème de passager clandestin est de faible ampleur, la courbe de dommage révélé qui est aussi la courbe de demande de permis des citoyens est représentée par la courbe $R^H Dm$. Prenons comme point de départ le niveau de pollution \bar{e}_1 . À ce niveau de pollution, l'achat et le retrait d'un permis d'émissions réduit la pollution d'une unité. La réduction de la pollution d'une unité procure un bénéfice qui se traduit par une amélioration de la qualité environnementale supérieure au coût imputé à cette réduction. Cela est vrai pour toutes les unités de pollution comprises entre \bar{e}_1 et e_{RH} . Les citoyens achètent et retirent une quantité de permis égale à $Z = (\bar{e}_1 - e_{RH})$. L'équilibre du marché d'échange de permis d'émissions ouvert aux citoyens en présence de comportement de passager clandestin se produit lorsque le niveau de pollution est égal à e_{RH} pour un prix des permis égal à p_{RH} . Cet équilibre, même s'il se rapproche du niveau de pollution optimal, occasionne une perte de bien-être représentée par l'aire du triangle **2** sur la figure 8. Cette perte d'efficacité est due à la présence de comportement de passager clandestin.

Ceci nous conduit à énoncer la proposition 11 suivante que nous reprenons de Smith et Yates (2003b) :

Proposition 11 : Lorsque le problème de passager clandestin est de faible ampleur, l'ouverture du marché de permis aux citoyens ne permet pas d'atteindre le niveau de pollution optimal. Par contre, elle permet d'améliorer le bien-être collectif par rapport à une situation où ils seraient exclus. En effet, si les citoyens n'étaient pas autorisés à intervenir sur le marché de permis, la perte de bien-être serait plus importante et elle serait égale à la somme des aires des triangles **2** et **3** sur la figure 8. L'ouverture du marché aux citoyens est donc une mesure socialement bénéfique même en présence de comportement de passager clandestin.

3.2. Le problème de passager clandestin est très important

Lorsque le problème de passager clandestin est de forte ampleur, la courbe de dommage révélé, qui est aussi la courbe de demande de permis des citoyens, est représentée par la courbe $R^L Dm$. En prenant comme point de départ le niveau de pollution \bar{e}_1 , le comportement de passager clandestin est d'une ampleur telle que le dommage marginal révélé est inférieur au prix des permis d'émissions. Dans ce cas, aucun citoyen n'intervient pas sur le marché pour acheter et retirer des permis d'émissions et le niveau de pollution \bar{e}_1 détermine le niveau de pollution d'équilibre. L'ouverture du marché de permis aux citoyens n'a aucun effet et la perte de bien-être sera égale à l'aire des triangles **2** et **3** sur la figure 8.

Proposition 12 : Lorsque le problème de passager clandestin est très important, l'ouverture du marché de permis aux citoyens, même lorsque le niveau de pollution fixé par le régulateur est supérieur au niveau de pollution optimale, n'a pas d'effet sur l'équilibre du marché de permis qui demeure sous-optimal. Dans ce cas, Smith et Yates (2003b) suggèrent que le régulateur fixe un plafond d'émissions qui exclut les citoyens du marché²⁹.

Pour conclure cette section, nous pouvons résumer par la proposition 13 suivante :

Proposition 13 : En présence de comportement de passager clandestin, l'ouverture du marché d'échange de permis d'émission aux citoyens ne permet pas d'atteindre le niveau de pollution optimal. Lorsque le plafond d'émission fixé par le régulateur est strictement supérieur au niveau de pollution optimale, l'ouverture du marché de permis aux citoyens en présence de comportements de passager clandestin peu importants, permet d'améliorer la situation d'un point de vue du bien-être collectif. En revanche, lorsque le problème de

²⁹ La perte de bien-être lorsque le plafond de pollution est égal à \bar{e}_2 est largement inférieure à celle occasionnée par un plafond de pollution égal à \bar{e}_1 lorsque le problème de passager clandestin est de grande ampleur.

passager clandestin est de grande ampleur, l'ouverture du marché de permis d'émissions n'est pas gage d'amélioration de la situation d'un point de vue du bien-être collectif. Par ailleurs, si le régulateur fixe le plafond d'émissions à un niveau qui exclut les citoyens du marché cela peut, éventuellement, occasionner une perte de bien-être moins importante (Smith et Yates (2003b)).

4. Fonctionnement d'un marché de permis d'émission ouvert aux citoyens dans un contexte d'incertitude et de présence de comportement de passager clandestin.

On va à présent analyser le fonctionnement d'un marché de permis ouvert aux citoyens en présence d'une incertitude sur la fonction de dommage marginal et en présence d'un comportement de passager clandestin. Dans ce contexte, Smith et Yates (2003a) identifient une stratégie qui permet de minimiser la perte de bien-être tout en tirant profit de la participation des citoyens au marché de permis d'émissions. Avant d'exposer cette stratégie et ses limites, on propose d'analyser le fonctionnement du marché de permis ouvert aux citoyens dans un contexte marqué par la présence d'incertitude de comportement de passager clandestin.

On suppose que le régulateur dispose d'une information parfaite sur la fonction de coût marginal de dépollution, mais pas sur la fonction de dommage marginal de la pollution³⁰. Il est, en revanche, capable de différencier entre la réalisation d'un dommage marginal élevé ou d'un dommage marginal faible. Cette situation est traitée dans la figure 9 de la page suivante.

On note Dm_H (respectivement Dm_L) la courbe qui représente les croyances du régulateur lorsqu'il anticipe la réalisation d'un dommage marginal élevé (respectivement faible). On suppose, par ailleurs, que le régulateur est conscient du fait que des citoyens peuvent se comporter en passager clandestin, mais qu'il est incapable d'en déterminer l'ampleur avec exactitude. On note RDm_H (respectivement RDm_L) la courbe qui représente le dommage révélé lorsque le régulateur anticipe un dommage marginal élevé (respectivement faible) avec R le paramètre qui décrit la sévérité du problème d'action collective. On a, par hypothèse, $RDm_L < Dm_L < RDm_H < Dm_H$. On note e_H^o (respectivement e_L^o) le niveau de pollution optimal lorsque le dommage marginal est élevé (respectivement faible) avec $e_H^o < e_L^o$.

³⁰ Le coût de dépollution est une grandeur monétaire qui peut être calculée plus facilement que le dommage de la pollution. En effet, le coût des dommages n'est pas spontanément connu et évalué en monnaie.

L'objectif du régulateur est de déterminer le plafond d'émissions qui permet de minimiser la perte de bien-être.

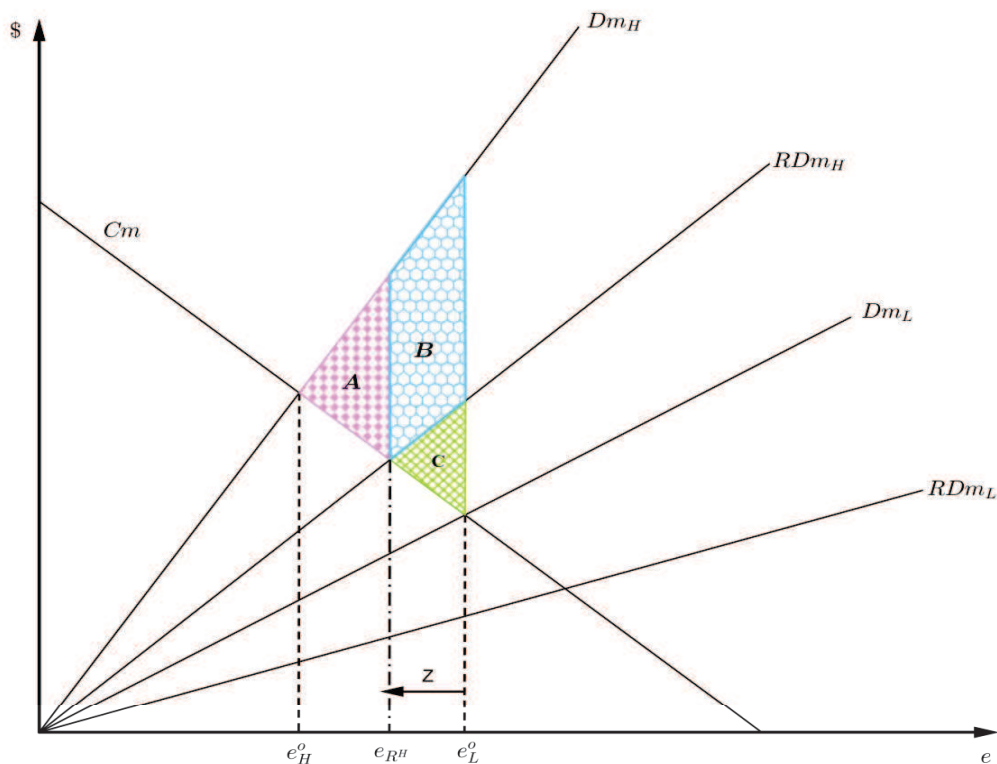


Figure 9 : Marché de permis ouvert aux citoyens en présence d'incertitude sur la fonction de dommage marginal et de comportement de passager clandestin

4.1. Le régulateur anticipe un dommage marginal faible

On suppose que le régulateur anticipe la réalisation d'un dommage marginal faible et fixe la quantité de pollution maximale à un niveau égal à e_L^o . Si les anticipations du régulateur se confirment, alors le niveau de pollution e_L^o sera optimal et les citoyens seront exclus du marché. Si, en revanche, les anticipations du régulateur se révèlent fausses et que le dommage marginal est plutôt élevé, alors les citoyens interviennent pour acheter et retirer des permis d'émissions. Cependant, du fait de la présence de passagers clandestins, les citoyens ne retireront pas assez de permis pour atteindre le niveau de pollution optimal e_H^o . L'ampleur de la perte de bien-être est fonction du degré de sévérité du problème de passager clandestin. La figure 9 représente une situation où le problème de passager clandestin n'est pas très important. Dans ce cas, les citoyens interviennent sur le marché, acheter et retirer une quantité de permis égale à $Z = (e_L^o - e_{RH})$ et le niveau de pollution baisse et passe de e_L^o à e_{RH} . Dans ce cas, la perte de bien-être sera égale à l'aire du triangle A sur la figure 9. Si en revanche le

problème de passager clandestin est beaucoup plus important, alors la perte de bien-être sera d'une ampleur plus importante³¹.

4.2. Le régulateur anticipe un dommage marginal élevé

Considérons à présent que le régulateur anticipe la réalisation d'un dommage marginal élevé et fixe par conséquent la quantité de permis à un niveau égal à e_H^0 . Si les anticipations du régulateur se confirment alors le niveau de pollution e_H^0 sera optimal et les citoyens seront exclus du marché. Si, en revanche, les anticipations du régulateur se révèlent erronées et que le dommage marginal est plutôt faible, alors les citoyens seront exclus du marché de permis. En effet, pour un niveau de pollution e_H^0 , le dommage de la pollution est inférieur au prix des permis et le bénéfice de la dépollution (baisse du dommage marginal) est inférieur à son coût (prix d'un permis). Dans ce cas, la perte de bien-être sera égale à l'aire des surfaces **A**, **B**, et **C** sur la figure 9. Le régulateur peut réduire la perte de bien-être en augmentant légèrement le plafond d'émission.

Pour aider le régulateur à déterminer le niveau de pollution qui minimise la perte de bien-être en présence d'incertitude sur le dommage marginal de la pollution et de comportement de passager clandestin, Smith et Yates (2003a) proposent un modèle dynamique en deux périodes. Ils suggèrent qu'en première période, le régulateur distribue intentionnellement une quantité de permis trop large³² et observe le comportement des citoyens qui sont supposés agir de façon « myope »³³. En intervenant, les citoyens révèlent leurs préférences pour l'environnement et le régulateur pourra apprécier le degré de sévérité du problème de passager clandestin et le dommage marginal de la pollution. En seconde période, le régulateur pourra exploiter le signal qu'envoient les citoyens quand ils interviennent en première période pour améliorer le bien-être collectif en seconde période. Si, par exemple, en première période, le régulateur fixe le plafond de pollution à un niveau e_L^0 et que les citoyens interviennent, le régulateur comprend qu'il est possible d'améliorer la situation en seconde période en réduisant son offre de permis. En se basant sur ces informations, le régulateur ajustera son offre de permis en seconde période en essayant de s'approcher le plus possible du niveau de

³¹ La perte de bien-être pourra, à la limite (lorsque R tend vers 0), être équivalente à celle d'un marché de permis one-sided, c'est-à-dire un marché où les citoyens ne sont pas autorisés à intervenir.

³² Supérieure au niveau de pollution optimale.

³³ Smith et Yates (2003a) supposent que les citoyens savent bien que leurs comportements en première période affectent le niveau de pollution d'équilibre en première période, mais qu'ils ne se rendent pas compte que cela affectera, aussi, l'allocation de permis en seconde période. Cela veut dire que les victimes de la pollution ne sont pas capables de correctement anticiper les conséquences de leur comportement en première période. Les citoyens cherchent à maximiser le bénéfice qu'ils retirent de la réduction de la pollution sans trop se préoccuper de l'interprétation qui sera faite de leurs comportements.

pollution socialement optimal. Il trouve le chemin de l'équilibre par un processus d'apprentissage. Le niveau de pollution de seconde période est tel que les citoyens sont exclus du marché par les prix, c'est-à-dire que le dommage de la pollution est inférieur au prix des permis.

Cette stratégie peut, toutefois, s'avérer contreproductive. En effet, si on relâche l'hypothèse faite par Smith et Yates (2003a) selon laquelle les citoyens agissent de façon « myope », il y a un risque qu'ils adoptent un comportement stratégique. Si les citoyens se rendent compte que leurs actions en première période influencent la décision du régulateur en seconde période, il est possible qu'ils soient tentés de surévaluer la valeur du dommage marginal en achetant et en retirant davantage de permis qu'ils ne devraient le faire³⁴. En faisant cela, ils envoient un faux signal au régulateur qui distribuera en seconde période une quantité de permis plus faible. Si le régulateur distribue en seconde période une quantité de permis trop faible, alors les citoyens n'interviennent pas, car le dommage de la pollution sera inférieur au prix des permis. En revanche, les firmes devront recourir à des techniques de dépollution beaucoup plus coûteuses pour se conformer au plafond de pollution, ce qui engendre une inefficacité collective. Dans ce contexte, le régulateur doit donc prendre en considération aussi bien la perte de bien-être consécutive au comportement stratégique des citoyens que le signal qu'ils envoient lorsqu'ils achètent et retirent des permis d'émissions.

5. Marché de permis d'émissions de concurrence imparfaite et participation des citoyens

Jusqu'ici, on a analysé les effets de l'ouverture du marché de permis d'émissions aux citoyens dans divers contextes, mais toujours dans un cadre de marché de permis de concurrence pure et parfaite. Or ce n'est pas toujours le cas. Rousse (2004) propose une analyse des effets de la mise en place de marché d'échange de permis d'émissions dans des situations de concurrence imparfaite. Il analyse, plus particulièrement, les effets sur le bien-être des stratégies des firmes sur le marché de permis et/ou sur le marché des biens lorsqu'on relâche l'hypothèse de marchés concurrentiels. Il montre que la mise en place d'un marché de permis d'émissions dans des situations de concurrence imparfaite peut entraîner, dans de nombreux cas, des pertes de bien-être. Schwartz (2006) analyse les relations entre le marché des biens et des permis

³⁴ La capacité des citoyens à adopter un tel comportement dépend aussi de l'existence et de la gravité de comportement de passager clandestin.

d'émissions lorsque ces deux marchés ont une structure concurrentielle ou pas³⁵. Tous ces travaux considèrent que seules les firmes ont le droit d'échanger les permis d'émissions. Eshel et Sexton (2009) ont été les premiers à étudier et analyser le fonctionnement d'un marché de permis en concurrence imparfaite ouvert aux citoyens. L'imperfection est due ici à la présence d'une firme dominante qui détient un pouvoir de marché sur le marché de permis d'émissions³⁶.

Dans le modèle de Eshel et Sexton (2009), les citoyens sont supposés former une communauté³⁷ (community³⁸ of citizens) qui agit ensemble pour réduire la pollution. Alors que la firme dominante est price maker sur le marché d'échange de permis et price taker sur le marché des biens, la frange concurrentielle et la communauté de citoyens sont price taker à la fois sur le marché de permis d'émissions et sur le marché des biens. Eshel et Sexton (2009) étudient, en outre, les effets à la fois sur le marché de permis et des biens, de la réattribution d'une partie de la dotation initiale de permis d'émission de la firme dominante au profit de la communauté de citoyens. Dans ce cas, la communauté de citoyens peut intervenir sur le marché de permis à la fois en tant qu'acheteuse et vendeuse de permis d'émissions. Leur modèle permet de tirer plusieurs enseignements.

Premièrement, lorsque la communauté de citoyens est exclue du marché, la firme dominante, consciente de son pouvoir sur les prix, fixe le prix des permis à un niveau supérieur (respectivement inférieur) à son coût marginal d'abattement lorsqu'elle est vendeuse (respectivement acheteuse) de permis alors que la frange concurrentielle égalise son coût marginal au prix des permis. À l'équilibre du marché de permis d'émissions, le coût marginal d'abattement de la frange concurrentielle sera supérieur (respectivement inférieur) à celui de

³⁵ Sartzetakis (1994; 1997; 2004) analyse l'efficacité comparée d'un marché d'échange de permis d'émissions avec une approche réglementaire en présence d'imperfection sur le marché de permis et/ou sur le marché des biens.

³⁶ Eshel et Sexton (2009) supposent que le pouvoir de marché dont dispose la firme dominante provient de l'adoption d'une technique de dépollution plus efficace que celle de la frange concurrentielle qui lui permet de réduire ses émissions à un coût plus faible. En anticipant la mise en oeuvre d'une réglementation environnementale, la firme dominante peut adopter une stratégie proactive qui se traduit par l'adoption d'une technique de production moins polluante ou par l'adoption de mesures de dépollution qui lui procure une position dominante et un pouvoir de marché sur le marché de permis d'émissions par rapport à ses concurrents.

³⁷ La communauté de citoyens est définie comme un collectif de citoyens ayant des intérêts communs, qui ont convenu d'agir ensemble pour fournir un bien public environnemental. Implicitement Eshel et Sexton (2009) supposent que la communauté de citoyens a résolu le problème de passager clandestin et qu'elle parvient donc à maximiser l'utilité de ses membres qui reste toutefois soumise à d'autres types de contraintes (budgétaire, présence d'une firme dominante sur le marché de permis). La communauté de citoyens peut inclure des groupes d'intérêts, des ONG, des agences environnementales, ou des collectivités locales.

³⁸ Aux États-Unis, le terme « community » a un usage ambivalent. Il est parfois utilisé pour désigner un groupe particulier fondé sur des critères géographiques, religieux, ethnique, moraux, etc., (« the jewish community », « the local community », etc.), mais aussi comme une entité abstraite désignant l'espace social commun (« the community ») (Simonet-Cusset (2002)).

la firme dominante lorsque cette dernière est vendeuse (respectivement acheteuse). L'inefficacité dans la répartition des efforts de dépollution entre la firme dominante et la frange concurrentielle engendre une inefficacité sur le marché du bien. L'ampleur de cette inefficacité dépend de deux facteurs : (1) le niveau du plafond de pollution fixé par le régulateur et (2) la répartition des permis entre la firme dominante et la frange concurrentielle.

Deuxièmement, lorsque la communauté de citoyens est autorisée à intervenir pour acheter des permis d'émissions, sa participation au marché d'échange de permis d'émissions n'est que partiellement efficace pour corriger une allocation de permis supérieure au niveau de pollution socialement optimale³⁹ lorsqu'une firme dominante exerce un pouvoir de marché sur le marché de permis.

Troisièmement, Eshel et Sexton (2009) explorent l'impact d'une réallocation de permis de la firme dominante au profit de la communauté de citoyens. Il en ressort que l'effet d'une telle mesure dépend de la position de la firme dominante à l'équilibre du marché de permis lorsque la communauté de citoyens ne participe pas aux échanges. Par ailleurs, comme les citoyens n'interviennent sur le marché que si le plafond de pollution fixé par le régulateur est supérieur au niveau de pollution socialement optimale, l'effet d'une réallocation d'une partie des permis détenus par la firme dominante à la communauté de citoyens n'a d'intérêt à être examiné que si le plafond de pollution est supérieur au niveau de pollution socialement optimale. Analysons les impacts de cette réallocation à la fois sur le marché des permis et sur le marché des biens.

5.1. Effet sur le marché de permis

En supposant que le plafond de pollution fixé par le régulateur soit supérieur au niveau de pollution socialement optimale, l'effet de la réallocation de permis de la firme dominante au profit de la communauté de citoyens dépend de la position de la firme dominante. On distingue alors deux cas de figure.

5.1.1. La firme dominante est vendeuse de permis

Lorsque la firme dominante est vendeuse nette de permis d'émissions, elle fixe un prix strictement supérieur à son coût marginal d'abattement alors que la communauté de citoyens égalise, à l'équilibre du marché, le dommage marginal de la pollution (la désutilité marginale

³⁹ Lorsque le plafond de pollution est inférieur au niveau de pollution socialement optimale, la communauté de citoyens n'intervient pas pour acheter des permis d'émissions puisque le dommage marginal de la pollution est inférieur au prix des permis.

de la pollution) au prix des permis. Formellement, on a $Dm = p^* > Cm_d$ avec Cm_d le coût marginal d'abattement de la firme dominante, p^* le prix d'équilibre des permis d'émissions et Dm le dommage marginal.

La désutilité marginale de la pollution est supérieure au coût marginal d'abattement de la firme dominante. Dans ce cas, une réallocation de permis de la firme dominante au profit de la communauté de citoyens diminue la quantité de permis détenue par la firme dominante et augmente son coût marginal d'abattement. Au même moment, la quantité de permis que détient la communauté de citoyens augmente et la désutilité marginale de la pollution baisse, réduisant ainsi l'écart entre le coût marginal d'abattement de la firme dominante et la désutilité marginale de la pollution. En outre, l'écart entre le coût d'abattement de la firme dominante et de la frange concurrentielle baisse aussi du fait que la frange concurrentielle soit preneuse de prix sur le marché de permis.

Par conséquent, lorsque la firme dominante est vendeuse nette de permis, une réallocation de permis de la firme dominante au profit de la communauté de citoyens permet de diminuer la distorsion due au pouvoir de marché et d'améliorer le bien-être de la collectivité.

5.1.2. La firme dominante est acheteuse de permis

Lorsque la firme dominante est acheteuse nette de permis, elle fixe un prix strictement inférieur à son coût marginal d'abattement alors que la communauté de citoyens égalise, à l'équilibre du marché, son dommage marginal de la pollution au prix du permis. Formellement on a $Dm = p^* < Cm_d$. Dans ce cas, une réallocation des permis de la firme dominante au profit de la communauté de citoyens pousse la firme dominante à réduire davantage ses émissions, et va augmenter son coût marginal d'abattement et baisser le prix des permis. Par ailleurs, la communauté de citoyens va détenir plus de permis ce qui lui permet de réduire son dommage marginal et l'écart entre le coût marginal d'abattement de la firme dominante. Dans ce cas, la désutilité marginale de la pollution va augmenter.

Par conséquent, lorsque la firme dominante est acheteuse nette de permis, une réallocation de permis de la firme dominante au profit de la communauté de citoyen amplifie la distorsion due au pouvoir du marché et détériore le bien-être collectif.

5.2. Effet sur le marché des biens

La réallocation des permis de la firme dominante au profit de la communauté de citoyens diminue la dotation de permis de la firme dominante qui va produire moins. En effet, la

réallocation de permis diminue la quantité de permis détenue par la firme dominante et entraîne une augmentation du coût marginal d'abattement et donc du coût de production.

Pour la frange concurrentielle, la baisse du prix des permis suite à la réduction de la part de permis alloué à la firme dominante se traduit par une baisse du coût marginal et par une augmentation de la quantité produite. En réallouant les permis de la firme dominante à la communauté de citoyen, le régulateur diminue (respectivement augmente) l'écart entre le coût marginal de production des firmes lorsque la firme dominante est vendeuse (respectivement acheteuse) de permis.

Conclusion

En l'absence d'incertitude, sur les fonctions de coût et de bénéfice marginal de la dépollution, le régulateur est capable de déterminer le niveau de pollution optimal qui maximise le bien-être social. Dans ce contexte, réguler la pollution par le biais d'une taxation des émissions ou par la mise en place d'un marché d'échange de permis d'émissions permet d'aboutir au même résultat. Avec une taxe, il y aura une égalisation des coûts marginaux de dépollution des firmes au niveau de la taxe. Avec un marché de permis d'émissions, il y aura une égalisation des coûts marginaux de dépollution des firmes au prix du permis d'émissions. Toutefois, dès que l'on relâche l'hypothèse selon laquelle le régulateur est parfaitement informé, les deux instruments de régulation ne permettent plus d'atteindre le niveau de pollution optimal qui maximise le bien-être collectif. Ainsi, lorsque l'incertitude porte sur le dommage marginal de la pollution, le résultat obtenu avec une taxe ou un marché est sous-optimal et la perte de bien-être occasionnée par les deux instruments de régulation est identique. En revanche, lorsque l'incertitude porte sur la fonction de coût marginal de dépollution, le résultat obtenu avec une taxe ou un marché est sous-optimal, mais l'ampleur de la perte de bien-être dépend du rapport entre la pente de la fonction du coût marginal et celle du dommage marginal.

Ces résultats sur l'efficacité comparée entre une taxe et un marché d'échange de permis d'émissions, en présence ou pas d'incertitude, se limitent à un type de marché bien particulier. Il s'agit de marchés de permis que Smith et Yates (2003a) qualifient de « one-sided markets » c'est-à-dire des marchés de permis où seules les firmes qui polluent sont autorisées à intervenir : elles achètent et vendent des permis d'émissions pour leurs besoins de conformité. Or, si on élargit le cadre d'analyse et que l'on autorise les citoyens à intervenir sur le marché pour acheter et retirer des permis d'émissions, on montre que cette politique est socialement bénéfique puisqu'elle permet, sous certaines conditions, d'atteindre le niveau de pollution

socialement optimal. Par ailleurs, les erreurs de jugement que commet le régulateur, lors de la fixation du plafond global de pollution, peuvent être limitées par la révélation des préférences des pollués dans un processus séquentiel. Toutefois, le fait que la pollution ait les propriétés d'un bien public incite les citoyens à se comporter en passager clandestin. Les citoyens rationnels sont tentés de se comporter en passager clandestin et choisissent d'acheter peu ou pas de permis d'émissions, s'en remettant aux efforts des autres citoyens pour réduire la pollution tout en profitant de l'amélioration de la qualité environnementale sans avoir à en payer le prix. Dans ce contexte, la présence de comportement de passager clandestin risque d'inhiber les efforts des citoyens pour réduire la pollution et atteindre le niveau de pollution socialement optimal. Malgré la présence de comportement de passager clandestin, l'ouverture du marché de permis aux citoyens n'est jamais une politique socialement dommageable puisque dans le pire des cas, c'est-à-dire lorsque tous les citoyens choisissent de se comporter en passager clandestin, on retrouve les mêmes résultats que dans un marché « one-sided markets » dans lequel les citoyens sont exclus. Du point de vue de l'efficacité économique, il n'existe donc pas, *a priori*, de raison pour ne pas ouvrir le marché d'échange de permis d'émissions aux citoyens. Toutefois, lorsque le marché de permis est un marché de concurrence imparfaite, il est possible que l'intervention des citoyens aggrave les distorsions dues à l'imperfection du marché notamment quand ils reçoivent une dotation initiale de permis d'émissions.

Chapitre 2 : Analyse empirique de la participation des citoyens et des ONG environnementales au marché de permis d'émissions

Introduction

Depuis une vingtaine d'années, les marchés d'échange de permis d'émissions, comme outil de régulation de la pollution, connaissent un succès grandissant. L'idée de réguler les pollutions au moyen de permis d'émissions échangeables a été développée pour la première fois par Dales (1968). La justification théorique a été apportée par Montgomery (1972) qui a montré, sous des conditions de concurrence pure et parfaite, que le marché d'échange de permis d'émissions permet d'atteindre le niveau de pollution fixé par le régulateur au moindre coût grâce à une répartition efficace des efforts de dépollution entre les firmes. Il a d'abord été mis en place aux États-Unis à partir de 1995 pour réduire les émissions de SO₂ et plus tard pour réduire les émissions CO₂. En Europe, le marché d'échange de permis d'émissions constitue la pierre angulaire de la politique communautaire de lutte contre le réchauffement climatique. Godard (2000) propose une revue de l'expérience américaine des permis d'émissions négociables. Burtraw et al. (2005) proposent une évaluation des expériences américaines. Kuik et Oosterhuis (2008) et Ellerman et al. (2010) proposent une évaluation de l'expérience européenne.

Dans ce chapitre on revient sur un aspect peu étudié du fonctionnement des principaux marchés de permis d'échange de permis d'émissions mis en place aux États-Unis et en Europe : la participation des citoyens et des ONG environnementales sur ces marchés, pour acheter et retirer des permis d'émissions. On prend comme exemple le marché d'échange de permis d'émissions de SO₂, mis en place aux États-Unis dans le cadre du programme de lutte contre les pluies acides (Title IV de l'amendement de la Clean Air Act⁴⁰), le marché régional de lutte contre les émissions de gaz à effet de serre mis en place par dix États du nord-est des États-Unis et le système communautaire d'échange de quotas d'émissions de CO₂, mis en place en Europe (Directive 2003/87/CE⁴¹). L'analyse de la participation des citoyens et des ONG environnementales à ces marchés constitue l'unique moyen pour observer et examiner

⁴⁰ Le titre IV de l'amendement de la Clean Air Act rassemble l'ensemble des dispositions touchant à la prévention des pluies acides (<http://epa.gov/air/caa/title4.html>).

⁴¹ La directive 2003/87/CE du 13 octobre 2003 établit le système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre : <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:275:0032:0046:fr:PDF>. La directive 2003/87/CE a été modifiée par la directive 2009/29/CE du 23 avril 2009 afin d'améliorer et d'étendre le système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre : <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:140:0063:0087:FR:PDF>

leurs consentements à payer pour réduire la pollution et participer à l'amélioration de la qualité environnementale (Israel (2007)).

Le chapitre est organisé comme suit. Dans une première section, on présente d'abord le marché de permis d'émissions de SO₂ qui a été mis en place aux États-Unis dans le cadre du programme de lutte contre les pluies acides et ensuite on analyse la participation des citoyens et ONG environnementales aux ventes aux enchères annuelles de permis d'émissions de SO₂. La deuxième section est consacrée à l'étude de la participation des citoyens et des ONG environnementales au marché régional mis en place par dix États du nord-est des États-Unis pour réduire les émissions de CO₂. On analyse, en particulier, un programme de retrait de permis d'émissions mis en place par l'ONG Adirondack Council, dont l'objectif est d'encourager les citoyens à participer à la lutte contre la pollution en finançant, directement, l'achat et le retrait de permis d'émissions. La dernière section sera consacrée à l'analyse de la participation des citoyens et des ONG environnementales au marché européen du CO₂. On étudie, en particulier, le fonctionnement d'un service de dépollution proposé par l'ONG TheCompensators comme une alternative à la compensation carbone.

1. Marché de permis d'émissions de SO₂ et participation des citoyens et des ONG environnementales

L'expérience américaine des permis d'émissions négociables est la plus ancienne et la plus large (Godard (2000)). En effet, on considère les États-Unis comme les leaders au niveau mondial sur l'introduction des systèmes de permis négociables (Doucet et Percebois (2007)). Ce leadership a été amorcé suite de l'amendement de la Clean Air Act en 1990.

La Clean Air Act est une loi qui a été instituée en 1970. Elle fixe les objectifs de la politique de lutte contre la pollution atmosphère aux États-Unis et les moyens pour les atteindre. Cette loi qui au départ a été qualifiée d'approche réglementaire (Command-and-Control) s'est basée sur la définition de normes et de spécification technique. Toutefois, elle s'est vite avérée inefficace pour atteindre les objectifs de lutte contre la pollution atmosphérique, ce qui a conduit à une série d'amendements (Barde (1992)).

L'amendement de la Clean Air Act de 1990 a constitué une étape décisive dans le développement des instruments de régulation fondés sur les marchés. Le titre IV de cet amendement a institué le programme de lutte contre les pluies acides en fixant un objectif national pour la réduction des émissions annuelles de composés azotés (NO_x) de 2 Mt et de

dioxyde de soufre (SO₂) de 10Mt par rapport aux émissions de 1980 (Godard (2000)). Pour atteindre ces objectifs, deux approches ont été retenues. Une approche basée sur la mise en place d'un marché d'échange de permis d'émissions pour le SO₂ et une approche réglementaire de type Command-and-Control basée sur la fixation d'une norme de performance (New Source Performance Standard) pour les émissions de NO_x (Goubet (2010)). La suite de la section sera consacrée uniquement à l'étude du fonctionnement du marché d'échange de permis d'émissions de SO₂ et en particulier à la participation des citoyens et des ONG environnementales aux ventes aux enchères de permis d'émissions de SO₂ qui ont été organisés dans le cadre de ce marché.

1.1. Le marché de permis d'émissions de SO₂

1.1.1. Présentation

Le marché d'échange de permis d'émissions de SO₂ est un marché qui vise à réguler les émissions des centrales thermiques qui utilisent du charbon à haute teneur en soufre principal émetteur⁴² de SO₂ et qui représentaient 70 % des émissions en 1980 (Godard (2000)). Pour réduire leurs émissions, les installations régulées avaient le choix entre deux techniques de dépollution : le switching qui consiste à utiliser un charbon à faible teneur en soufre, mais dont le coût est plus élevé ou le scrubbing qui est une technique de désulfuration (Berta (2010)).

La mise en place du marché d'échange de permis d'émissions de SO₂ a été progressive et s'est étalée sur deux phases de réduction. La première phase de réduction est entrée en vigueur en janvier 1995 et a introduit des obligations de réduction pour les installations les plus polluantes. La deuxième phase de réduction qui a débuté en janvier 2000 s'est accompagnée d'une baisse du seuil d'assujettissement et a étendu le marché à presque toutes les centrales du pays en intégrant des installations beaucoup moins polluantes que celles de la première phase (Godard (2000)).

⁴² « L'anhydride sulfureux ou dioxyde de soufre (SO₂) est produit par la combustion du soufre contenu dans les charbons, mais aussi dans les gazoles et les fiouls. C'est un irritant respiratoire dangereux à faible dose, en particulier pour les asthmatiques. Il produit aussi avec l'eau de pluie de l'acide sulfurique qui va, sous forme de pluies acides, acidifier les lacs et en détruire la faune, ou attaquer les pierres de construction quand elles sont calcaires, et cela à des distances des sources de pollutions qui peuvent atteindre plusieurs centaines de kilomètres » (Durand (2007), p. 134).

1.1.2. Fonctionnement du marché d'échange de permis d'émissions de SO₂

Pour chaque phase de réduction, un plafond de pollution a été fixé et une quantité de permis qui correspond à ce niveau de pollution a été créée. Pour la première (respectivement deuxième) phase de réduction, le plafond de pollution annuelle a été fixé à hauteur de 5,7 (respectivement 8,95) millions de permis d'émissions de SO₂ où chaque permis, identifié par un numéro de série unique, autorise l'émission d'une tonne de SO₂ (Agence fédérale de protection de l'environnement)⁴³.

Chaque permis d'émissions de SO₂ peut être utilisé pour couvrir les émissions de l'année en cours, mis en réserve pour être utilisé au cours des périodes de conformité ultérieures (banking), ou échangé sur le marché de permis. En revanche, l'emprunt de permis sur une allocation future (borrowing) n'a pas été autorisé (Godard (2000)).

Pour allouer les permis d'émissions de SO₂, l'agence fédérale de protection de l'environnement a décidé de distribuer les permis d'émissions gratuitement au prorata des émissions passées⁴⁴ (procédure de grandfathering). Cependant, elle a décidé de retenir 2,8 % du total des permis alloués annuellement pour les vendre aux enchères (OCDE (2001)). L'objectif principal des ventes aux enchères annuelles est de « guider » le marché de permis d'émissions de SO₂ (Berta (2010)). Ainsi, ces ventes aux enchères devaient jouer le rôle d'un signal prix pour l'ensemble des acteurs et des intervenants sur le marché, aider à la formation d'un prix de marché et à la révélation d'information privée détenue par les exploitants des installations réglementées (OCDE (2001)).

Pour les besoins de conformité, chaque installation devait s'équiper d'un système de mesure en continu et d'enregistrement des émissions (Continuous Emissions Monitoring System (CEMS)). Pour enregistrer les transactions de permis d'émissions de SO₂, un système de notification et de comptabilité électronique (Allowance Tracking System (ATS)) a été mis en place. Chaque participant et chaque détenteur de permis devait ouvrir et détenir un compte dans l'ATS. Chaque compte étant identifié par un numéro.

À la fin de chaque période de conformité, chaque installation devait restituer une quantité de permis égale aux émissions générées durant l'année écoulée. En cas de non-conformité, deux sanctions ont été prévues. La première sanction consiste à payer une amende dont le montant

⁴³ <http://www.epa.gov/airmarkets/progsregs/arp/basic.html>

⁴⁴ Les installations qui rejoindront le programme d'échange de permis après la date de l'entrée en vigueur du marché de SO₂ ne peuvent pas bénéficier d'une allocation gratuite de permis d'émissions de SO₂ et elles devront acheter les permis d'émissions dont elles ont besoin.

s'élève à 2000 US \$ (ajusté en fonction de l'inflation) par tonne non couverte. La seconde sanction consiste dans l'obligation de remettre, l'année suivante, une quantité de permis égale aux émissions générées au cours de l'année de référence plus le montant de dépassement d'émissions de l'année précédente (McLean (1997)).

1.2. Ventes aux enchères de permis d'émissions de SO₂ et participation des citoyens et des ONG environnementales

1.2.1. L'organisation des ventes aux enchères

L'organisation des ventes aux enchères annuelles de permis d'émissions de SO₂ a été confiée, au départ, au Chicago Board Of Trade (CBOT) sous mandat de l'agence fédérale de protection de l'environnement. À la quatorzième vente aux enchères (mars 2006), le CBOT a arrêté l'organisation des ventes aux enchères et depuis cette date les ventes aux enchères sont gérées par l'agence fédérale de protection de l'environnement.

Les ventes aux enchères annuelles de permis d'émissions de SO₂ concernent deux types de ventes. Une vente de permis « Spot » et une vente de permis « Advance ». Les permis « Spot » ont un effet immédiat et servent à couvrir les émissions de l'année de l'enchère. Les permis « Advance » ne sont utilisables que six ou sept ans à partir de leurs dates d'achat.

Durant la première phase de réduction qui a débuté en janvier 1995, 150 000 permis d'émissions de SO₂ ont été mis aux enchères répartis entre 100 000 permis pour la vente « Spot » et 50 000 pour la vente « Advance ». Durant la seconde phase de réduction qui a débuté en janvier 2000, 250 000 permis d'émissions de SO₂ ont été mis aux enchères répartis de manière égale entre la vente « Spot » et la vente « Advance » (Agence fédérale de protection de l'environnement). Par ailleurs, les installations qui parviennent à réduire leurs émissions au-delà des limites prescrites et qui disposent d'un surplus de permis par rapport à leurs besoins pouvaient proposer leurs excédents de permis d'émissions pour une vente aux enchères⁴⁵.

La technique d'enchère qui a été retenue pour vendre les permis d'émissions de SO₂ est celle de l'enchère sous pli scellé avec une règle de paiement discriminatoire et où le revenu des ventes aux enchères a été redistribué aux installations (OCDE (2001)). « Dans l'enchère sous plis cachetés, les agents formulent simultanément leur offre d'achat. Le commissaire-priseur

⁴⁵ D'après des données de l'agence fédérale de protection de l'environnement, très peu d'installations ont proposé des permis d'émissions pour être vendues aux enchères. La principale explication est que ces installations ont préféré mettre en réserve les permis d'émissions non utilisés pour un usage futur au lieu de les vendre.

additionne toutes ces offres d'achat et forme une courbe de demande agrégée. L'intersection entre l'offre et la demande correspond au prix d'équilibre. Toutes les offres d'achat situées au-dessus de ce point sont satisfaites, celles qui sont égales sont rationnées et les autres rejetées. La règle de tarification discriminatoire⁴⁶ impose que chacun paie un prix équivalent à son offre d'achat » (Schwartz (2009)).

Trois catégories d'intervenants ont été autorisées à participer aux ventes aux enchères, Spot et Advance, de permis d'émissions de SO₂. Il s'agit des centrales thermiques, des courtiers et traders et des ONG environnementales, des associations issues du milieu universitaire ainsi que toute personne qui bénéficie de ses droits civils ordinaires (OCDE (2001) ; Agence fédérale de protection de l'environnement).

Les centrales thermiques sont les attributaires de la procédure d'allocation initiale de permis d'émissions de SO₂. Elles achètent et vendent des permis d'émissions pour leurs besoins de conformité. Elles sont les seules à pouvoir utiliser les permis d'émission pour couvrir leurs émissions. Les courtiers et les traders jouent le rôle d'intermédiaires entre les acheteurs et les vendeurs de permis d'émissions. Les ONG environnementales, les associations issues du milieu universitaire ainsi que toute personne qui dispose de ses droits civils ordinaires peuvent aussi acheter des permis d'émissions. En effet, « la philosophie du projet de Dales (1968) transparait dans son désir de convier à participer au marché d'échange de permis d'émissions des acteurs opposés à la pollution pour que des groupes conservacionnistes puissent acheter des droits uniquement pour empêcher leur utilisation » (Boisvert et al. (2004)).

1.2.2. Analyse de la participation des ONG environnementales et des citoyens aux ventes aux enchères de permis d'émissions de SO₂

Dans le cadre des ventes aux enchères annuelles de permis d'émissions de SO₂, « Spot » et « Advance », les citoyens étaient autorisés à intervenir pour acheter des permis d'émissions. Les citoyens peuvent intervenir de deux manières. La première manière est l'intervention directe et à titre personnel. Dans ce cas, chaque citoyen doit ouvrir un compte dans le système de notification et de comptabilité électronique (ATS) qui a été mis en place afin d'enregistrer les transactions de permis d'émissions de SO₂. Lors des ventes aux enchères, un citoyen peut soumissionner pour l'achat d'un ou plusieurs permis d'émissions. S'il est déclaré

⁴⁶ Il existe d'autres règles de tarification. Il s'agit de la tarification uniforme et de la tarification de Vickrey. Lorsqu'une tarification uniforme est choisie, chacun paie le prix d'équilibre (la plus haute offre d'achat rejetée ou la plus faible acceptée) pour chaque permis d'émissions. Lorsqu'une tarification de Vickrey est choisie, le gagnant paie le prix proposé par le second enchérisseur.

adjudicateur, le ou les permis d'émissions seront transférés sur son compte et ils ne peuvent plus servir pour émettre du SO₂. La seconde manière est l'intervention indirecte qui conduit à faire des dons à des ONG environnementales⁴⁷ afin qu'elles interviennent sur le marché de permis d'émissions de SO₂. Dans ce cas, les ONG environnementales vont se servir des dons des citoyens pour acheter et retirer des permis d'émissions de SO₂. En contrepartie, l'ONG environnementale remettra à chaque citoyen, qui a versé un don, un Clean Air Certificate (certificat d'air pur) nominatif qui symbolise son effort individuel pour réduire la pollution de SO₂. Les figures 10 et 11 montrent deux modèles de Clean Air Certificate (certificat d'air pur) remis par deux ONG environnementales particulièrement actives sur le marché d'échange de permis d'émissions de SO₂.

⁴⁷ La page consacrée au programme de lutte contre les pluies acides sur le site de l'agence fédérale de protection de l'environnement (<http://www.epa.gov/airmarkets/progsregs/arp/index.html>) propose une liste, non exhaustive, des ONG environnementales qui interviennent sur le marché d'émissions de SO₂ et qui acceptent les dons des citoyens pour financer l'achat et retrait de permis d'émissions de SO₂ (<http://www.epa.gov/airmarkets/trading/buying.html#groups>).

Clean Air Certificate

Hereby Awarded To:

Your Name Here

In appreciation for your generous contribution to the ADIRONDACK COUNCIL'S
ADIRONDACK PURE WATERS CAMPAIGN,

In Recognition Thereof:

The ADIRONDACK COUNCIL will, in your name, permanently retire one Sulfur-Dioxide Pollution Allowance representing the right to release one ton of acid-rain-causing pollution into the atmosphere.

Your gift will ensure that 2,000 pounds of pollution will never be released by any smokestack, making our air cleaner and reducing the total amount of acid rain that can fall in the Adirondack Park.



William C. Janney
Executive Director

May 1, 2013



Photo © Carl Heilman II/Wild Visions Inc



Figure 10 : Modèle d'un Clear Air Certificate délivré par l'ONG environnementale Adirondack Council qui témoigne d'un effort de réduction des émissions de SO₂ dans le cadre du programme Acid Rain

Figure 11 : Modèle d'un Clear Air Certificate délivré par l'ONG environnementale Acid Rain Retirement Fund qui témoigne d'un effort de réduction des émissions de SO₂ dans le cadre du programme Acid Rain

Dans une analyse du titre IV de l'amendement de la Clean Air Act, Hooper (1996) a mentionné qu'un certain nombre d'ONG environnementales ont participé à la première vente aux enchères de permis d'émission de SO₂ organisée en 1993 pour acheter et retirer des permis d'émissions de SO₂. Hooper (1996) cite le National Resources Defense Council (NRDC), le National Healthy Air License Exchange⁴⁸ (INHALE), le World Charitable Trust, et Resources for the Future. Plus tard en 1995, l'Environmental Law Coalition est intervenue pour acheter et retirer 18 permis d'émissions de SO₂.

Par ailleurs, en mars 1993 le Northeast Utilities, principal fournisseur d'électricité de la Nouvelle-Angleterre, a fait un don de 10.000 permis d'émissions de SO₂ à l'American Lung Association⁴⁹ (ALA). La valeur de cette donation a été estimée à trois millions de dollars. En 1994, le Niagara Mohawk Power a fait un don au profit de l'ALA de 10.000 permis d'émissions de SO₂ (Schwarze and Zapfel (2000)).

Israel (2007) a analysé la participation des ONG environnementales, mais aussi des associations issues du milieu universitaire⁵⁰ aux ventes aux enchères de permis d'émissions de SO₂. Pour les besoins de son analyse, les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire ont été regroupées dans une même et unique catégorie nommée les « non-utility bidders ». Cela permet de les différencier des « utility-bidders » que représentent les centrales thermiques.

Ainsi, entre 1993 et 2005 les « non-utility bidders » ont acheté et retiré, définitivement, 1220 permis « Spot » d'émissions de SO₂, soit l'équivalent de 1220 tonnes de SO₂ pour un montant total de 149 826 \$. Deux ONG environnementales et une association issue du milieu universitaire à vocation environnementale ont été particulièrement actives lors des ventes aux enchères « Spot » entre 1993 et 2005. Il s'agit principalement de l'ONG environnementale

⁴⁸ Fondé en 1992, le National Healthy Air License Exchange (INHALE) a été l'une des premières ONG environnementales à intervenir, sur le marché d'échange de permis d'émission de SO₂, pour acheter et retirer définitivement des permis d'émission. Le National Healthy Air License Exchange est maintenant connu sous le nom de Clean Air Conservancy.

⁴⁹ L'American Lung Association est une ONG très active dans le domaine de la lutte contre la pollution ainsi que dans la vulgarisation et l'information du public sur les dangers de la pollution de l'air sur la santé.

⁵⁰ On peut citer à titre d'exemple, Benjamin N. Cardozo School of Law, California Western School of Law – ELS, Washington College Student Environmental Alliance, Univ of Tampa Environmental Protection Coalition, University of Iowa Environmental Law Society, etc. Ces associations issues du milieu universitaire ont pu au fil du temps nouer des partenariats avec des associations écologistes et environnementales pour pouvoir bénéficier de leurs expertises. On peut citer à titre d'exemple la collaboration entre le Nicolet High School et McDonald Middle School avec le Clean Air Conservancy. Par ailleurs, il existe des ONG environnementales qui ont accompagné et assisté d'autres ONG pour qu'elles puissent participer aux ventes aux enchères de permis d'émissions de SO₂. Par exemple, pour obtenir l'approbation réglementaire pour le don de permis d'émissions, l'American Lung Association a été assisté par le Clean Air Conservancy.

Clean Air Conservancy⁵¹ et, dans une moindre mesure, de l'Acid Rain Retirement Fund et de l'association issue du milieu universitaire le Maryland Environmental Law Society. Sur le total de 1220 permis d'émissions de SO₂ retiré, le Clean Air Conservancy a acheté et retiré 876 permis alors que l'Acid Rain Retirement Fund (respectivement le Maryland Environmental Law Society) a acheté et retiré 93 (respectivement 60) permis d'émissions de SO₂.

Par ailleurs, Israel (2007) a montré que les « non-utility bidders » qui ont participé aux ventes aux enchères « Spot » de permis d'émission de SO₂ ont contracté des transactions à des prix supérieurs à ceux des centrales thermiques. Ainsi, entre 1993 et 2005 le cours acheteur moyen des « non-utility bidders » lors des ventes aux enchères des permis « Spot » d'émissions de SO₂ a été supérieur au cours acheteur moyen des « utility bidders » (cf. tableau 1).

Tableau 1 : Écart entre le cours acheteur des utility bidders et les non-utility bidders (1993-2005)

Année	Cours acheteur moyen (en \$ courants) des non-utility bidders	Cours acheteur moyen (en \$ courants) des utility bidders	Écart
1993	254,91	156,58	98,33
1994	184,23	158,87	25,36
1995	143,26	131,90	11,36
1996	72,60	68,13	4,47
1997	111,96	110,35	1,61
1998	120,47	116,96	3,51
1999	226,04	207,03	18,74
2000	146,14	130,69	15,45
2001	182,90	174,97	7,93
2002	187,13	167,74	19,39
2003	197,19	171,80	25,39
2004	294,10	272,81	21,29
2005	724,73	700,89	23,84

Source : Israel (2007)

Deux facteurs peuvent expliquer l'écart entre le cours acheteur moyen des « non-utility bidders » et celui des « utility bidders ». Il y a d'abord la règle de tarification qui a été choisie pour vendre aux enchères les permis d'émissions de SO₂ : il s'agit d'une tarification discriminatoire. Lorsqu'une tarification discriminatoire est choisie, l'acheteur peut adopter un comportement stratégique en essayant de deviner le prix du marché pour faire une offre d'achat supérieure afin d'être sûr d'être servi (Schwartz (2009)). Cela incite les enchérisseurs,

⁵¹ En 2003, le Clean Air Conservancy a créé le Clean Air Conservancy Trust pour conserver les permis que l'ONG a retirés. À ce jour, le Clean Air Conservancy Trust détient plus de 7 milliards de livres de permis d'émissions de SO₂, NO_x et de CO₂ (http://tcfonline.clevelandfoundation.org/catalog/org.shtml?org_id=8549).

qui cherchent à anticiper sur le prix d'équilibre, à offrir un prix légèrement supérieur (OCDE (2001)). Les « non-utility bidders » qui, par nature, ont une moindre connaissance du fonctionnement du marché de permis d'émissions de SO₂ et n'ont pas les capacités d'analyse et de prévision des centrales thermiques devaient proposer un prix plus élevé que les centrales thermiques. Ces dernières sont supposées être mieux informées sur le niveau de prix d'équilibre des permis d'émissions de SO₂ qui, théoriquement, doit s'établir à un niveau qui permet une égalisation des différents coûts marginaux de dépollution. Deuxièmement, Israel (2007) a démontré, pour la période 1993-2005, que le bénéfice marginal agrégé procuré par le retrait du premier permis d'émissions de SO₂ a été supérieur à son coût marginal de dépollution. Cela signifie que le retrait du permis en question procure un bénéfice net.

Pour estimer le bénéfice marginal agrégé que procure le retrait du premier permis d'émissions de SO₂, Israel (2007) s'est basée sur les adjudications des ONG environnementales dans le cadre des ventes aux enchères « Spot ». Chaque adjudication est supposée fournir une estimation du bénéfice marginal que retire chaque soumissionnaire de la première tonne de dépollution. Par ailleurs, dans le cas où le même soumissionnaire achète plus d'un permis, seule la première enchère est retenue pour le calcul du bénéfice marginal agrégé. Selon les estimations de l'auteur, entre 1993 et 2005, le bénéfice marginal agrégé procuré par le retrait du premier permis d'émissions de SO₂ a fluctué entre 200 \$ (niveau le plus faible) et 3050 \$ (niveau le plus élevé) alors que le coût marginal de dépollution sur la même période a fluctué entre 66\$ (niveau le plus faible) et 690\$ (niveau le plus élevé).

En se basant sur les données des ventes aux enchères, « Spot » et « Advance », publiées par l'agence fédérale de protection de l'environnement⁵² on propose, ici, de prolonger l'analyse d'Israel (2007) et de l'élargir pour inclure la participation des ONG environnementales et des associations issues du milieu universitaire aux ventes aux enchères « Advance »⁵³. Plusieurs enseignements relatifs au volume des permis achetés, à la dépense et à la répartition des achats de permis entre permis « Spot » et « Advance » peuvent être tirés.

a. Premier constat : un faible volume d'achat

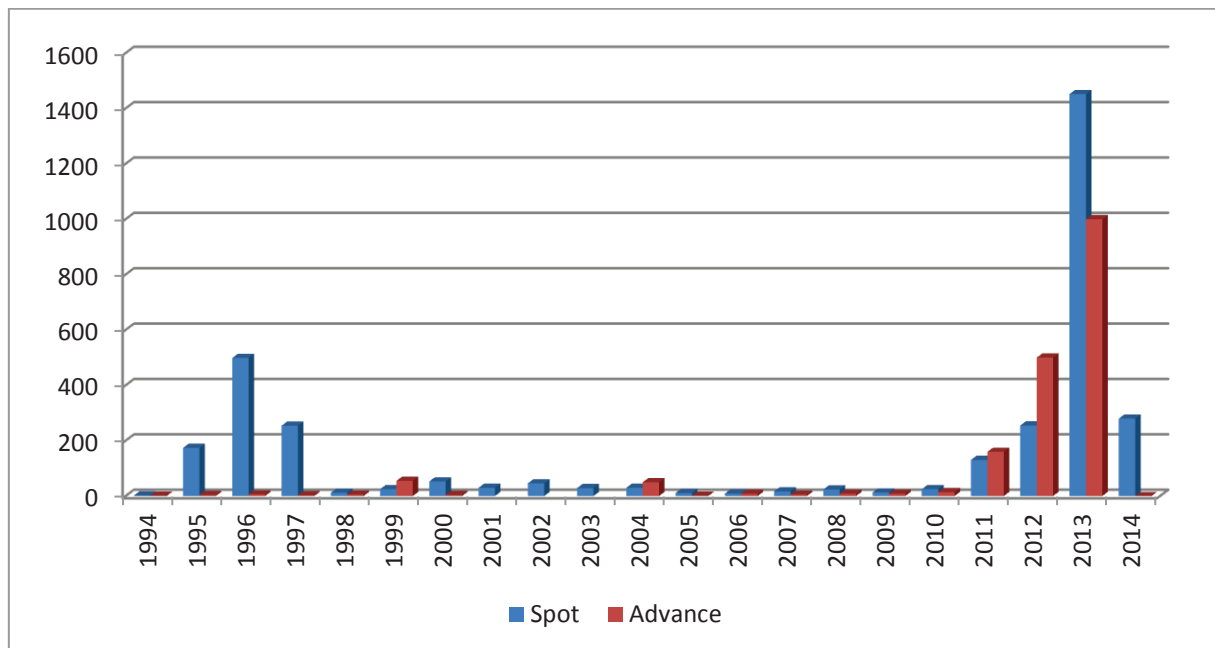
La figure 12 montre qu'entre 2011 et 2013 les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire ont été particulièrement actives dans le cadre des ventes aux

⁵² L'ensemble des données utilisées provient du site internet de l'agence fédérale de protection de l'environnement et plus particulièrement de la page consacrée aux résultats des ventes aux enchères (<http://www.epa.gov/airmarkets/trading/auction.html>).

⁵³ Israel (2007) analyse et étudie la participation aux ventes aux enchères « Spot ».

enchères « Spot » et « Advance ». Avec 2452 permis d'émission de SO₂ achetés et retirés en 2013, les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire ont acheté et retiré la quantité de permis d'émissions la plus élevée depuis qu'ils ont commencé à participer aux ventes aux enchères. Ainsi, la quantité de permis « Spot » achetée et retirée en 2013 a été supérieure à celle achetée et retirée tout au long de la période 1993-2005 (1220 permis d'émissions de SO₂ selon Israel (2007)).

Figure 12 : Nombre total de permis d'émissions de SO₂ retiré par les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire lors des ventes aux enchères « Spot » et « Advance »



Source : Calculs de l'auteur à partir des données de l'agence fédérale de protection de l'environnement

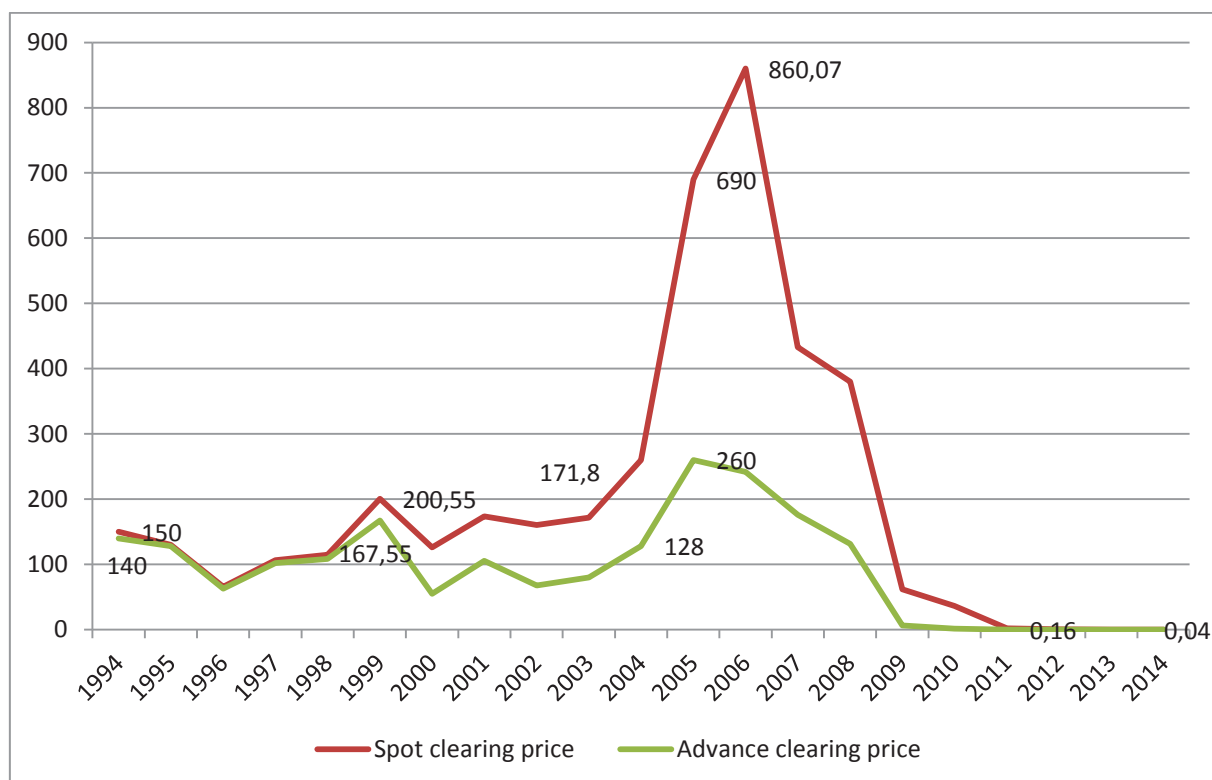
En effet, en 2013, les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire ont acheté et retiré 1452 permis « Spot » et 1000 permis « Advance ». Sur les 1452 permis d'émissions « Spot » retirés en 2013, l'ONG environnementale « Acid Rain Retirement Fund » a retiré 1202 permis pour un montant total de 901,50 \$ soit moins d'un dollar le permis alors que les 1000 permis « Advance » ont été achetés et retirés par l'association issue du milieu universitaire « University of Tampa Environmental Protection Coalition » pour un montant global de 500 \$ (cf. le tableau 4 en annexe 3 pour les données qui se rapportent à la figure 12).

D'une manière générale, l'importance relative de la quantité de permis retirée entre 2011 et 2013 par rapport au reste des années s'explique par les niveaux de prix très faible qui ont

marqué les ventes aux enchères « Spot » et « Advance » au cours de cette période. La figure 13 montre l'évolution du Clearing bid price pour les permis « Spot » et « Advance », c'est-à-dire l'évolution du prix le plus bas auquel une offre d'enchère « Spot » et « Advance » a été retenue (cf. le tableau 5 en annexe 3 pour les données qui se rapportent à la figure 13).

La figure 13 montre que le Clearing bid price pour les enchères « Spot » et « Advance » a connu une certaine stabilité toute au long de la première décennie (1994-2004) suivie d'un pic en 2005 et 2006 en particulier pour les ventes « Spot » et dans une moindre mesure pour les ventes « Advance » pour finir par amorcer une chute spectaculaire et continue à partir de 2007 et atteindre des niveaux très bas. Ainsi, en 2014 le Clearing bid price a été de 0,35\$ (respectivement 0,04) pour les permis « Spot » (respectivement « Advance »).

Figure 13 : Évolution du Spot et du Advance Clearing Price (1994-2014)

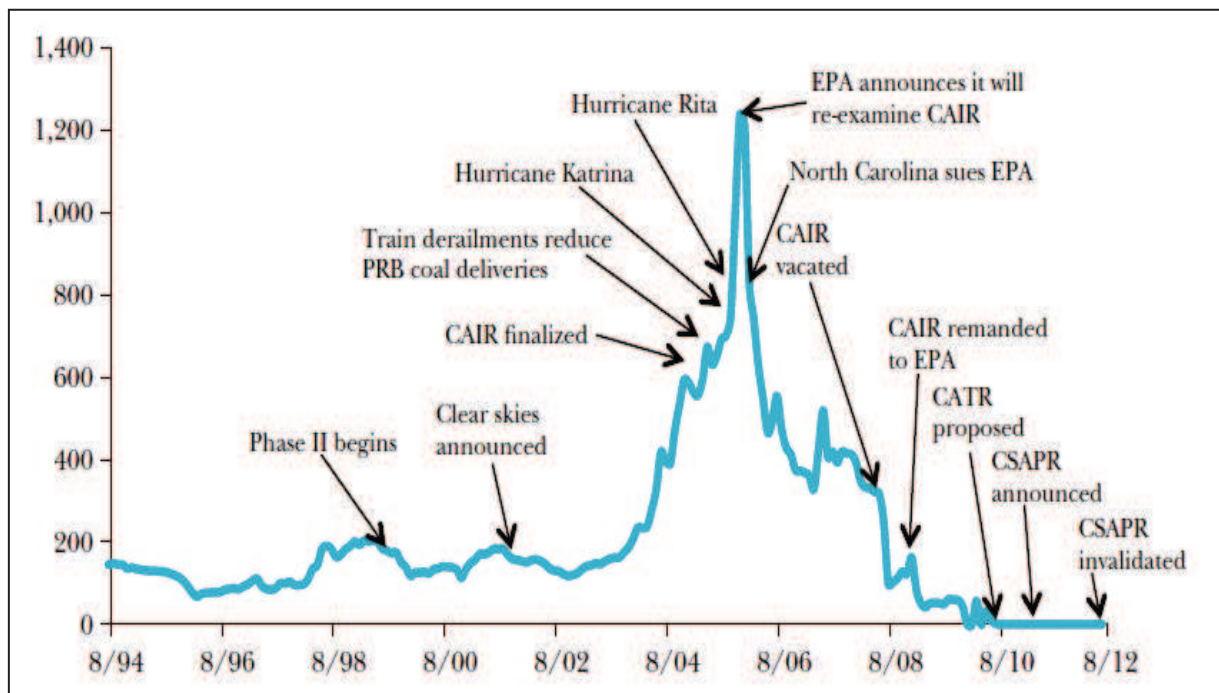


Source : Agence fédérale de protection de l'environnement

Pour Schmalensee et Stavins (2013), la chute à la fois spectaculaire et continue à partir de 2007, s'explique par les modifications à répétition des dispositions du cadre réglementaire qui régit entre autres la lutte contre les émissions de SO₂ qui, *in fine*, ont rendu le système d'échange de permis d'émissions non contraignant. À la fin des années 1990 et, à la suite de la découverte des effets nocifs des particules fines associées aux émissions de SO₂ sur la santé

il a fallu renforcer les limitations des émissions de SO₂. Cependant, sans une nouvelle législation du congrès, l'agence fédérale de protection de l'environnement n'avait pas le droit de modifier les dispositions du titre IV de l'amendement de la Clean Air Act de manière à baisser davantage le plafond de pollution. Ce fait crucial a été à l'origine d'une série de modifications des dispositions du cadre réglementaire qui ont été contestées par un certain nombre d'États (cf. figure 14)⁵⁴.

Figure 14 : L'influence de l'évolution de l'environnement institutionnel sur le prix des permis d'émissions de SO₂



Source : Schmalensee et Stavins (2013)

⁵⁴ En 2002, l'administration Bush a proposé un projet de loi qui s'intitule « Clear Skies Act » qui devait remplacer des parties du Clean Air Act, notamment les Titres I et IV afin de renforcer les objectifs de réduction des émissions de SO₂ et NO_x et de mercure des centrales électriques. Ce projet de loi prévoit des réductions additionnelles des émissions par l'instauration d'un plafond national pour chaque polluant et la mise en place d'un système d'échange de permis (OCDE (2005)). La loi « Clear Skies » n'a pas été promulguée et cet échec a conduit l'administration Bush à proposer le Clean Air Interstate Rule (CAIR, Règle inter-États sur la qualité de l'air). Il s'agit d'un programme proposé par l'agence fédérale de protection de l'environnement pour réduire les émissions de SO₂ et NO_x des installations de génération d'électricité de 25 États et du District de Columbia. En juillet 2008, la CAIR a été rejetée par la cour d'appel de l'État de District de Columbia dans l'affaire opposant l'État de Caroline du Nord à l'agence fédérale de protection de l'environnement. La raison du rejet de la CAIR est qu'il ne permet pas aux États « sous » le vent de respecter la norme de qualité de l'air ambiant (Goubet (2010)). En réponse l'administration Obama a proposé en juillet 2010 le Cross-State Air Pollution Rule (CSAPR, Règle relative à la pollution atmosphérique trans-étatique) connu aussi sous l'appellation Clean Air transport Rule (CATR) pour remplacer la CAIR. À nouveau, en août 2012, le CSAPR a été contesté devant les tribunaux par 27 États et la cour d'appel de circuit du District de Columbia a rendu son verdict en invalidant le CSAPR.

Ainsi les litiges à répétition et l'incertitude réglementaire ont largement nui au marché d'échange de permis d'émissions de SO₂ qui, par ailleurs, reste actif. Toutefois, l'imposition d'une réglementation normative au niveau des États suite à la nouvelle réglementation a pratiquement éliminé la demande de quotas fédéraux de SO₂ et provoqué l'effondrement des prix des permis sur le marché. D'autres facteurs, notamment climatiques (l'ouragan Katrina et l'ouragan Rita), ont eu un impact sur l'évolution des prix des permis d'émissions de SO₂ (Schmalensee et Stavins (2013)).

Au total entre 1994 et 2014, les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire ont acheté et retiré 5203 permis d'émissions de SO₂ répartis entre 3371 permis « Spot » et 1832 permis « Advance ». Cette quantité reste relativement faible par rapport aux volumes de permis échangés. Rouse (2008) avance deux arguments pour expliquer la faible participation des citoyens et des ONG environnementales aux échanges de permis d'émissions de SO₂ dans le cadre du programme de lutte contre les pluies acides.

Le premier argument suggère que le plafond de pollution fixé par le régulateur a été proche du niveau de pollution optimal. Dans ce cas, le bénéfice qui découle du retrait des permis d'émissions sera inférieur au prix des permis. Dans ces conditions, retirer un permis d'émissions de SO₂ supplémentaire engendre un coût net. Cependant, cette première explication ne semble pas plausible puisque le plafond de pollution qui a été fixé pour les deux phases de réduction a été trop généreux (Conrad et Kohn (1996)). Par ailleurs, l'agence fédérale de protection de l'environnement a procédé à une distribution supplémentaire de permis d'émissions de SO₂.

Le second argument, plus probable, suggère que la présence de coûts de transaction et le manque d'organisation freinent la participation. En effet, les coûts de transactions notamment les commissions versées aux intermédiaires peuvent constituer un obstacle à une participation active et significative des citoyens et des ONG environnementales. Cela rejoint le constat d'Ahlheim et Schneider (2002) qui considèrent que la faible participation aux échanges de permis est due en partie à une réglementation administrative excessive qui rend l'intervention et la participation difficiles et assez coûteuses.

Pour réduire le coût associé à la participation des citoyens au marché d'échange de permis d'émission, Rouse (2008) propose de mettre en place « un service de dépollution » qui serait fourni par l'État ou par une organisation non gouvernementale (ONG). En vertu de ce service, l'État ou l'ONG regroupe les demandes des citoyens d'achat de petites quantités de permis

d'émissions puis procéder à un échange de gré à gré⁵⁵ ou via une maison de courtage pour acheter les permis d'émissions. Une fois les permis achetés, l'État ou l'ONG les retire définitivement. Le but du service serait de réduire les coûts de transaction et de stimuler l'initiative volontaire.

b. Deuxième constat : une dépense totale modérée

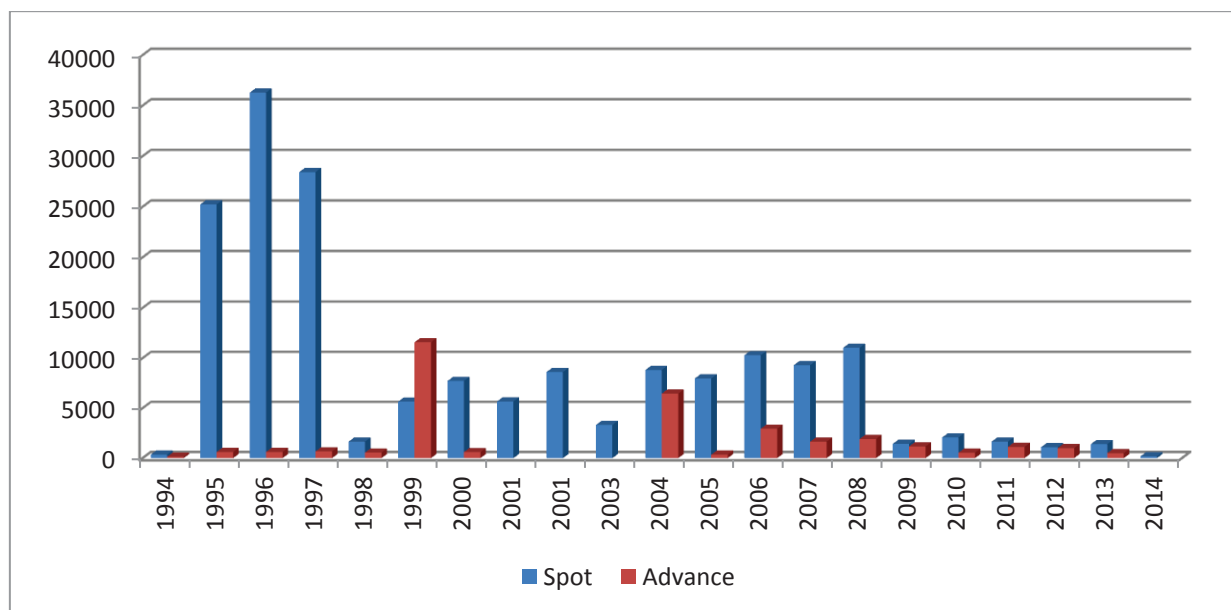
A partir de la figure 15 (à la page suivante), on constate que c'est en 1996 que les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire ont dépensé le plus pour acheter et retirer des permis d'émissions de SO₂. Elles ont dépensé 36 914,43 \$ majoritairement pour acheter et retirer des permis « Spot » puisque sur la dépense totale de 36 914,43 \$ plus de 95% (précisément 36 292,37 \$) ont été consacrés pour l'achat et le retrait de 499 permis « Spot » alors que 622,03 \$ ont été consacrés pour l'achat et le retrait de 6 permis « Advance ».

En revanche, c'est en 2014 que les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire ont dépensé le moins avec une dépense totale de 180 \$ qui a été consacrée exclusivement à l'achat et au retrait de 280 permis « Spot » (cf. la figure 15)⁵⁶. Les 280 permis « Spot » ont été achetés et retirés par deux associations issues du milieu universitaire. Il s'agit du « Warren Wilson College Ecological Economics Class » qui a acheté 230 permis pour un montant total de 130 \$ et du « Bates College Environmental Econ » qui a acheté 50 permis pour un montant total de 50 \$.

⁵⁵ Les échanges de gré à gré sont des échanges directs entre deux entités morales ou physiques qui se connaissent et prennent directement contact entre elles pour s'échanger leurs quotas ou crédits. Les conditions d'achat ou de vente ne sont pas standardisées et sont à la discrétion des contreparties, de même que les prix. D'autres types de transactions ont émergé sur le marché de quotas. Il s'agit des transactions bilatérales et des transactions sur des bourses organisées. Les transactions bilatérales sont menées directement entre deux parties et sans intermédiaires. Ils sont généralement caractérisés par un degré élevé de connaissance du marché et de communication entre les parties. Ils sont souvent de taille importante et leurs prix ne sont pas révélés. Les transactions sur des bourses organisées sont une particularité du marché européen de CO₂. Il s'agit de bourses qui proposent des plages horaires d'échange en continu (Ellerman et al. (2010)).

⁵⁶ Cf. tableau 6 en annexe 3 pour les données qui se rapportent à la figure 15.

Figure 15 : Dépense annuelle des ONG environnementales et associations universitaires lors des ventes aux enchères Spot et Advance



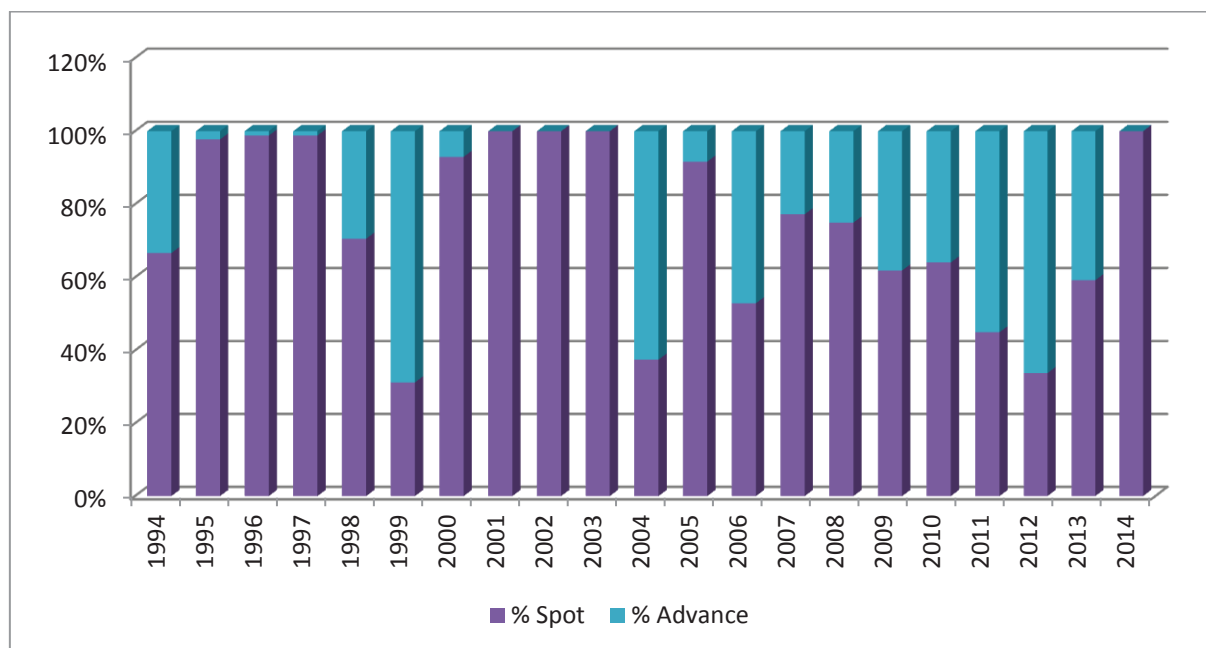
Source : Calculs de l'auteur à partir des données de l'agence fédérale de protection de l'environnement

Au total, entre 1994 et 2014 les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire ont dépensé 210 683,28 \$ pour l'achat et le retrait de 5203 permis d'émissions de SO₂ (cf. la figure 15). Bien que le montant dépensé par les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire dans le cadre des ventes aux enchères de permis d'émissions de SO₂ reste marginal par rapport au montant total des transactions, il reflète un sacrifice monétaire significatif de la part de ces groupes (Israel (2007)).

c. Troisième constat : plus de permis « Spot » que de permis « Advance »

L'analyse de la répartition des achats de permis d'émissions de SO₂ par les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire lors des ventes aux enchères montre qu'elles ont réussi à acheter et retirer davantage de permis lors des ventes aux enchères « Spot » qu'« Advance » à l'exception de quatre années (1999, 2004, 2011, et 2012) comme le montre la figure 16.

Figure 16 : Répartition des permis retirés par les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire entre ventes aux enchères « Spot » et « Advance »



Source : Calculs de l'auteur à partir des données de l'agence fédérale de protection de l'environnement

2. L'intervention des citoyens et des ONG environnementales dans le cadre du programme RGGI

2.1. Présentation du RGGI

Le Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI), ou Initiative régionale sur les émissions de gaz à effet de serre, est un programme régional de plafonnement et d'échange de permis d'émissions de gaz à effet de serre opérationnel depuis 2009 en vertu duquel dix États du nord-est des États-Unis⁵⁷ se sont engagés à réduire leurs émissions de dioxyde de carbone en fixant une limite aux émissions des centrales électriques dont la puissance dépasse 25 MW. L'objectif de ce programme régional est de réduire de 10 % les émissions de CO₂ à l'horizon 2018. Le RGGI représente le premier et le seul marché de carbone obligatoire actuellement opérationnel aux États-Unis (Goubet (2010)).

⁵⁷ Les États qui font partie du RGGI sont : le Connecticut, le Maine, Delaware, le New Jersey, New York, New Hampshire, Maryland, Massachusetts, Rhode Island, Vermont. Par ailleurs, le District de Columbia, la Pennsylvanie, les provinces orientales du Canada et le Nouveau-Brunswick bénéficient du statut d'observateur. À l'issue de la première période d'échange (2009-2011), l'État du New Jersey par la voix de son gouverneur, Chris Christie, a décidé de se retirer du RGGI.

2.2. Fonctionnement du RGGI

Le marché RGGI fonctionne comme un programme de plafonnement et d'échange de permis classique. Les États membres du programme RGGI commencent par fixer un plafond annuel pour les émissions de CO₂ des centrales thermiques qui doit baisser d'une année sur l'autre afin d'atteindre les objectifs fixés par le programme. Une fois le plafond d'émissions fixé, chaque État membre du RGGI reçoit un budget annuel d'émissions de CO₂ qu'il devra allouer aux centrales thermiques.

Pour allouer les permis d'émissions de CO₂, une procédure basée exclusivement sur la vente aux enchères des permis a été retenue par les États membres du RGGI (Hight et Silva-Chavéz (2008) ; Schwartz (2009)). Les enchères sont trimestrielles et la technique d'enchère qui a été retenue pour vendre les permis d'émissions de CO₂ est celle de l'enchère scellée à prix uniforme et à un tour (Charpin et al. (2009)). Les participants doivent soumettre une fois pour toutes leur demande sous pli cacheté. Les offres, soumises de façon confidentielle, sont agrégées pour former une courbe de demande. L'intersection de la courbe de demande agrégée avec l'offre « verticale » aboutit à un prix d'équilibre. Les demandes inférieures à ce prix ne sont pas servies et les demandes effectuées au niveau du prix d'équilibre ou au-dessus sont rationnées, dans la limite de l'offre globale (De Gérando (2010)).

L'avantage principal de l'enchère scellée à prix uniforme et à un tour est la minimisation des risques de collusion. Elle est, en outre, simple à mettre en place et constitue un moyen pour maximiser la participation à l'adjudication puisqu'elle facilite l'accès des enchérisseurs non spécialistes du marché et des opérations d'adjudications. L'inconvénient principal de cette enchère réside dans sa moindre capacité à révéler efficacement les prix. Toutefois, cela reste relativement mineur dans le cas des quotas de CO₂ du fait de l'existence d'un marché secondaire liquide qui garantit une référence de prix robuste et uniforme (Commission européenne (2009)).

Dans le cadre du RGGI, la vente aux enchères des permis d'émissions de CO₂ s'est faite par lots. Chaque lot étant composé de 1000 tonnes de CO₂ soit 1000 permis puisque chaque permis autorise son détenteur à émettre une tonne de CO₂. La première vente aux enchères de permis d'émissions de CO₂ dans le cadre du programme RGGI s'est déroulée le 25 septembre 2008.

2.3. Ventes aux enchères et participation des citoyens et des ONG environnementales

Étant donné que les ventes aux enchères de permis d'émissions de CO₂ dans le cadre du RGGI ont porté sur des lots de 1000 permis, pour être l'adjudicataire un citoyen devait soumissionner au moins 1000 permis d'émissions de CO₂. A notre connaissance, il n'existe pas de citoyen qui se soit porté acheteur. En revanche, il existe des ONG environnementales qui ont participé aux ventes aux enchères organisées dans le cadre du programme RGGI et qui ont réussi à acheter et retirer des permis d'émissions de CO₂. Parmi ces ONG environnementales, il en existe une qui a été particulièrement active lors des ventes aux enchères trimestrielles : l'Adirondack Council⁵⁸. Elle a été la première à participer à la vente aux enchères inaugurale des permis d'émissions de CO₂ dans le cadre de RGGI.

Pour contourner la contrainte qui exige de soumissionner pour au moins 1000 permis d'émissions de CO₂, mais aussi pour offrir au plus grand nombre l'opportunité de participer à la lutte contre la pollution, l'Adirondack Council a mis en place le programme « Cool Park/ Healthy Planet Carbon Retirement Program »⁵⁹. Il s'agit d'un programme qui offre aux citoyens, moyennant une contribution, de participer à l'achat et au retrait de permis d'émissions de CO₂ du programme RGGI. Grâce à ce programme, l'Adirondack Council espère encourager les citoyens à contribuer au financement de l'achat et de retrait de permis d'émissions.

Le fonctionnement du « Carbon Retirement Program » mis en place par l'Adirondack Council est simple. Pour faciliter la participation des citoyens, l'Adirondack Council a fractionné chaque lot de 1000 permis d'émissions de CO₂ en petite quantité. Ensuite, chaque citoyen décide de manière volontaire du montant de sa contribution sachant que chaque contribution de 25 \$ permet de financer l'achat et le retrait définitif de trois permis d'émissions. En contrepartie de sa contribution, chaque citoyen recevra de la part de l'ONG un Clean Air Certificate (certificat d'air pur) nominatif qui matérialise son effort individuel de lutte contre la pollution (cf. figure 17 qui montre un modèle du certificat remis par l'Adirondack Council).

⁵⁸ L'Adirondack Council est une association écologiste dont l'objectif est de préserver l'intégrité écologique et le caractère sauvage du parc Adirondack dans l'État de New York.

⁵⁹ La page du programme est consultable sur le lien <http://www.adirondackcouncil.org/page/cool-parkhealthy-planet-program-94.html>



Figure 17 : Modèle du Carbon reduction Certificate délivré par l'ONG environnementale Adirondack Council qui témoigne d'un effort pour réduire les émissions de CO₂ dans le cadre du marché RGGI

D'après un communiqué de l'Adirondack Council⁶⁰, l'ONG a pu, depuis l'entrée en application du RGGI, acheter et retirer 13 000 permis d'émission de CO₂ soit une réduction des émissions de CO₂ de 13 000 tonnes⁶¹.

En participant au « Cool Park/Healthy Planet Carbon Retirement Program » mis en place par l'Adirondack Council, les citoyens-donateurs retirent trois avantages. Premièrement, ils retirent une satisfaction du devoir accompli en participant à la réduction des émissions de carbone d'une manière générale et à la sauvegarde et la protection du parc Adirondack. Pour cela, ils recevront un certificat nominatif comme preuve de leurs contributions. Les certificats n'ont aucune valeur monétaire, ils sont simplement la preuve d'une bonne action envers un environnement plus sain. Deuxièmement, l'État de New York comme d'autres États membres

⁶⁰ <http://www.adirondackcouncil.org/page/climate-change-88.html>

⁶¹ Par ailleurs, grâce à sa collaboration avec l'Adirondack Council et son programme « Cool Park/ Healthy Planet Carbon Retirement Program », le Golden Arrow Lakeside Resort un hôtel situé à Lake Placid dans l'État de New York a pu retirer 132 tonnes de dioxyde de carbone lors des ventes aux enchères du mois de décembre 2008 (<http://www.adirondackalmanack.com/2009/01/golden-arrow-retires-132-tons-of-carbon-dioxide.html>).

du programme RGGI s'est engagé à investir les revenus des ventes aux enchères de permis d'émissions de CO₂ dans la promotion des énergies propres et des programmes durables de réduction de carbone. Troisièmement, chaque don de 25 \$ au profit de l'ONG Adirondack Council est entièrement déductible d'impôt (d'après la fiche du programme Adirondack Council Carbon Retirement Program).

Encadré 1 : Programme de retrait de permis d'émissions de CO₂ mis en place par l'ONG environnementale Adirondack Council



ADIRONDACK COUNCIL CARBON RETIREMENT PROGRAM

THE PROGRAM: The Adirondack Council has created the first citizen-participation carbon-retirement program in the United States. This program is different from the existing “carbon offset” programs, where the buyer is never sure whether the actions undertaken (tree-planting, methane collection, etc.) are having a measurable effect.

The Council’s **Cool Park. Healthy Planet.** campaign will actually prevent the emission of thousands of tons of carbon dioxide from existing power plants. Its effects will be real and measurable.

REGIONAL GREENHOUSE GAS INITIATIVE: The Council obtained the rights to the first of these emissions by purchasing 1,000 carbon “allowances” from the Regional Greenhouse Gas Initiative’s inaugural carbon auction on September 25. At that auction, power plants from a 10-state region bid for the rights to allowances.

Each power plant in the region must purchase one allowance for every ton of carbon dioxide it intends to emit in 2009. They must continue to do so each year. The total number of allowances issued by the 10 RGGI states will drop each year for 10 years, requiring an overall reduction of 10 percent in the region by 2019.

CARBON AUCTIONS: However, anyone may participate in the carbon auctions. The Adirondack Council was the only environmental or public interest organization to participate in the inaugural auction. We are participating for several reasons.

EDUCATIONAL VALUE: Principally, the organization hopes to educate the public about the potential loss of rare and fragile wildlife habitat that would result in the Adirondack Park from an average annual temperature rise of just a few degrees Fahrenheit. In addition, the organization wants to show its support for the Regional Greenhouse Gas Initiative and promote its expansion to all 50 United States and beyond.

SIMILAR TO LEADERSHIP ON ACID RAIN: New York took similar steps in 1984, when the Legislature created the nation’s first allowance-trading program to control the power plant emissions that cause acid rain. Within two years, several other states adopted similar emissions controls, and within six years, Congress had amended the Clean Air Act to create a national allowance-trading program for acid rain.

1,000 TONS REMOVED: By buying 1,000 carbon allowances, the Council is removing from the market the rights to emit 1,000 tons of carbon dioxide. By continuing and

repeating this practice, the Council and other organizations can limit the total number of allowances available to power companies. This, coupled with the annual reduction in the number of RGGI allowances issued, will allow market forces to drive up the cost of polluting the air. This, in turn, will compel power companies to seek more efficient and clean methods of creating electricity. We encourage others to do the same, but warn that it is not easy.

RGGI DISCOURAGES PARTICIPATION: Because the allowance auction requires purchasers to buy lots of at least 1,000 allowances, the program is not affordable for citizens who want to make a personal contribution to limiting carbon dioxide. Not many people can afford to lay out \$3,000 or more on a political or social gesture.

MAKING PARTICIPATION AFFORDABLE: The Council's Board of Trustees agreed to break our 1,000 allowances into lots. Individuals and groups may retire them by making a modest contribution to the Adirondack Council's **Cool Park. Healthy Planet.** Campaign.

The Council will offer two classes of **Carbon Reduction Certificates**. For a donation of \$25, the Council will send the donor (or a person he or she chooses) a certificate commemorating the retirement of three (3) tons of carbon dioxide.

WHAT IS THE IMPACT OF CARBON REDUCTIONS? A person would have to take two round-trip flights from New York to Rome to generate three tons of carbon dioxide. Six tons is equal to burning more than 600 gallons of gasoline (almost a year's worth), or nearly one year's worth of electricity use for an average American (according to the US Environmental Protection Agency).

PROGRAM HELPS ENVIRONMENT THREE WAYS: Donors will receive three benefits. First, they get the satisfaction of knowing they have helped prevent actual carbon emissions. They will receive a serial-numbered certificate, suitable for framing, as proof of their contribution.

Second, New York and other RGGI states have committed the revenue they receive from the quarterly RGGI auctions to promote clean energy and energy conservation. So, all of the money the Council already paid at auction for the allowances will go to state-sponsored carbon-reduction programs such as those operated by the NYS Energy Research and Development Authority.

Third, the \$25-donation to the Council is completely tax-deductible, since we don't sell the allowances to the donor, but rather retire them in the donor's name (or the name they choose). The certificates have no cash value – they are simply proof of a good deed toward a healthier environment.

SIMILAR TO EXISTING SULFUR DIOXIDE RETIREMENT PROGRAM: When the Council kicked-off its Clean Air Certificate program for sulfur dioxide (acid rain) reductions in 1997, Gov. George Pataki made the first purchase in a Blue Room press conference at the NYS Capitol. DEC Commissioner Cahill bought the second allowance.

Source : Adirondack Council

Pour Hooper (1996) la participation des ONG environnementales au marché de permis d'émissions est facile à comprendre. En achetant et en retirant des permis d'émissions, elles espèrent baisser la quantité de permis disponible et faire augmenter le prix des permis. En cas de succès, cela inciterait les firmes à davantage d'effort de dépollution pour réduire leurs

émissions (SO₂ et CO₂). Cependant, en pratique, l'achat et le retrait des permis d'émission est limité, pour l'instant, à un certain nombre d'ONG environnementales. Ces dernières n'ont pas suffisamment de moyens pour retirer une quantité de permis qui incitent les firmes à davantage d'efforts. Kollmus et Lazarus (2010) proposent que des États fédérés ou des collectivités s'impliquent dans l'achat et le retrait de permis, faute de quoi le signal prix envoyé sera faible.

3. L'intervention des citoyens sur le marché européen d'échange de permis d'émissions de CO₂

3.1. Présentation du SCEQE

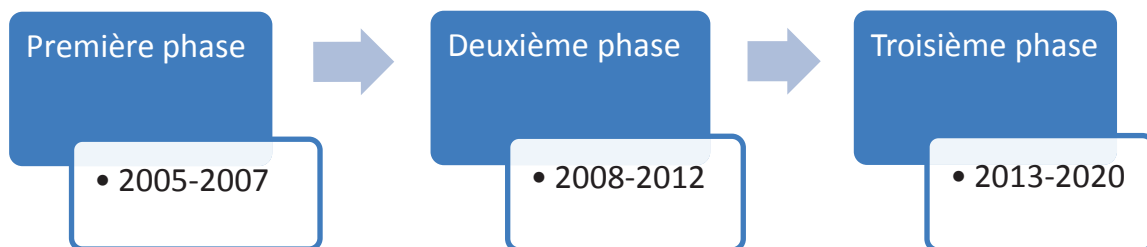
Conformément à leurs engagements de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) pris dans le cadre du protocole de Kyoto, la communauté européenne et ses états membres se sont engagés à opérer sur la période 2008-2012 une réduction des émissions de GES de 8 % par rapport aux niveaux d'émission de 1990. Pour réaliser ses engagements, la communauté européenne et ses États membres ont décidé de mettre en place un Système Communautaire d'Échange de Quotas d'Émission de CO₂ (SCEQE). Il est considéré comme le plus grand marché environnemental au monde puisqu'aucun système d'échange de permis d'émissions n'est comparable avec le SCEQE en termes de capitalisation (Trotignon et Delbosc (2008) ; Berta (2010) ; Ellerman et al. (2010)).

Le SCEQE est né de deux échecs. Il y a d'abord eu les tentatives infructueuses de la Commission Européenne au cours des années 1990 d'introduire une taxe paneuropéenne sur les émissions de CO₂ liées à l'énergie. Puis il y a eu la lutte en vain contre l'introduction, dans le protocole de Kyoto, d'un instrument de flexibilité basé sur un système de permis échangeable (Ellerman et al. (2010)). Braun (2009) revient plus en détails sur les principaux facteurs qui ont amené la Commission Européenne et ses États membres à privilégier la mise en place d'un système de plafonnement et d'échange de permis d'émissions plutôt qu'un autre instrument⁶².

⁶² Parmi les principales motivations qui ont poussé la Communauté européenne et ses états membres à privilégier une approche basée sur la mise en place d'un marché d'échange plutôt qu'un autre instrument on retrouve : (1) les tentatives infructueuses d'instaurer une taxe sur les émissions de CO₂ (2) contrairement à une taxe, un système de marché d'échange ne nécessite pas l'unanimité du Conseil européen (3) l'efficacité prouvée des marchés à réduire les émissions au moindre coût (4) le risque qu'un marché de carbone fragmenté ne voie le jour en Europe surtout que le Royaume-Uni et le Danemark avaient déjà mis en place des systèmes nationaux d'échange de permis d'émission (5) l'intégration de l'échange de permis d'émission au niveau international dans le Protocole de Kyoto (6) la possibilité d'influencer les stratégies d'investissement des compagnies européennes

3.2. Fonctionnement du SCEQE

La mise en œuvre du SECQE a été progressive. Au préalable de la première période d'engagement de cinq ans qui a débuté le 1^{er} janvier 2008 et qui sera suivie d'une deuxième période d'engagement à partir de janvier 2013, une première phase test d'expérimentation et d'apprentissage d'une durée de trois ans a été mise en place dès le 1^{er} janvier 2005. L'objectif de cette phase test est de mettre en place les structures et les institutions qui vont assurer le bon fonctionnement et la bonne gestion du système, mais aussi d'acquérir de l'expérience afin de réussir à tenir les engagements des périodes d'engagement suivantes (Ellerman et al. (2010)).



Pour chaque période, chaque État membre devait élaborer un Plan National d'Allocation des Quotas (PNAQ) qui précise la quantité totale de quotas qu'il a l'intention d'allouer pour la période considérée et la manière dont il se propose de les attribuer. Une fois la quantité de quotas que chaque État membre a l'intention d'allouer est fixée, il doit lancer le processus d'attribution de ces quotas aux exploitants dont l'installation fait partie des secteurs couverts⁶³ par le SCEQE. Par ailleurs, chaque État membre doit prévoir l'établissement et le maintien d'un registre national afin de tenir une comptabilité précise des quotas délivrés et détenus, afin d'assurer le suivi des transferts de quotas et le contrôle de la conformité des installations (article 19 de la directive 2003/87/CE). Tous les registres nationaux sont connectés au registre central européen géré par la Commission Européenne, le registre indépendant des transactions communautaires ou Community Independent Transaction Log (Trotignon et Delbosc (2008)).

Une fois le PNAQ élaboré, chaque État membre doit procéder à l'attribution des quotas d'émissions de CO₂ aux exploitants des installations couvertes par le SCEQE. L'article 10 de

d'électricité pour qu'elles modernisent leurs infrastructures et (7) enfin l'échec de la 6^{ème} Conférence des Parties et le retrait des États-Unis des négociations.

⁶³ La liste des secteurs d'activités couverts par le système est énumérée à l'annexe I de la directive 2003/87/CE. Il s'agit principalement des activités des secteurs de l'énergie, de la production et la transformation des métaux ferreux, et l'industrie minière, et d'autres activités notamment les installations industrielles destinées à la fabrication de pâte à papier et celles destinées à la fabrication de papier et carton.

la directive européenne 2003/87/CE fixe un certain nombre de règles. Ainsi pour la phase test de trois ans qui a débuté le 1^{er} janvier 2005, les États membres devaient allouer au moins 95 % des quotas d'émissions à titre gratuit. Pour la première période d'engagement de cinq ans qui a débuté le 1^{er} janvier 2008, les États membres devaient allouer au moins 90 % des quotas d'émissions à titre gratuit. Dans les faits, la majorité des États membres ont choisi d'allouer gratuitement⁶⁴ la totalité des permis d'émissions de CO₂ même s'ils avaient le droit de vendre aux enchères 5 % (respectivement 10 %) des quotas alloués durant la phase test (respectivement première période d'engagement) (Schwartz (2009)). Pour la deuxième période d'engagement de huit ans qui a débuté le 1^{er} janvier 2013 la règle d'octroi des quotas d'émissions a été modifiée et un certain nombre d'installations doivent acheter leurs quotas d'émissions dans le cadre de ventes aux enchères. Dès le 1^{er} janvier 2013, les entreprises du secteur de la production électrique devront acquérir la totalité de leurs quotas dans le cadre d'enchères. Les autres secteurs verront progressivement la part des permis alloués gratuitement diminuer, alors que d'autres secteurs identifiés comme soumis à un risque élevé de fuites de carbone⁶⁵ continueront à bénéficier d'une allocation gratuite durant la troisième période (Ellerman et al. (2010)).

Aux fins du respect des obligations, l'article 12 de la directive 2003/87/CE mentionne que chaque État membre doit s'assurer que le 30 avril de chaque année au plus tard tout exploitant d'une installation contrainte à des fins de conformité restitue un nombre de quotas correspondant aux émissions totales de l'année civile écoulée telles qu'elles ont été vérifiées et inscrites dans le registre national. Tout exploitant qui ne restitue pas un nombre de quotas suffisant pour couvrir ses émissions de l'année précédente s'expose à des sanctions. Ces sanctions sont de deux natures. L'exploitant doit d'abord payer une amende sur les émissions excédentaires. Pour chaque tonne d'équivalents-dioxyde de carbone émise par une installation pour laquelle l'exploitant n'a pas restitué de quotas⁶⁶, le montant de l'amende a été fixé à 40 € pour la phase test et à 100 € pour la première période d'engagement. Le paiement de l'amende sur les émissions excédentaires ne libère pas l'exploitant de l'obligation de restituer, l'année suivante, un nombre de quotas égal à ses émissions excédentaires (article 16 de la directive 2003/87/CE).

⁶⁴ Pour la phase test, seuls quatre pays sur vingt-cinq ont choisi de vendre aux enchères une partie des permis d'émissions. Ces pays sont le Danemark, la Hongrie, l'Irlande, et la Lituanie. Le Danemark a vendu 5% de l'allocation, la Hongrie 2,5%, la Lituanie 1,5% et l'Irlande 0,75% (Dufour et Leseur (2006)).

⁶⁵ Le phénomène de fuite de carbone se traduit par une délocalisation des entreprises dans des régions ou des pays où il y a absence de contrainte environnementale ou avec des contraintes moins strictes afin d'éviter de supporter un coût supplémentaire qui peut nuire à leurs activités (Criqui et al. (2009)).

⁶⁶ Chaque quota autorise l'émission d'une tonne équivalent CO₂ au cours d'une période spécifiée.

Ordinairement, on distingue deux types de participants sur le SCEQE. Les premiers sont les acteurs de conformité qui ont une obligation réglementaire de restituer des permis d'émissions de CO₂. Les seconds sont les intermédiaires financiers⁶⁷ dont le rôle est de faciliter les échanges de conformité entre les acteurs de conformité.

3.3. La participation des citoyens et des ONG environnementales au SCEQE

En théorie, la participation aux échanges sur le marché européen d'échange de permis d'émissions de CO₂ est autorisée pour toute personne, physique ou morale (article 3 de la directive 2003/87/CE).

Pour pouvoir participer au SCEQE, un citoyen doit ouvrir un compte dans le registre national des quotas d'émission de GES. En France, le Teneur du Registre national est la Caisse des Dépôts et Consignations. Pour ouvrir un compte, il faut s'acquitter des frais d'ouverture et des frais annuels de gestion administrative du compte. Ces frais dépendent du type de compte. On distingue les comptes exploitants et les comptes non-exploitants. Les comptes exploitants sont ouverts par les installations soumises à une contrainte chiffrée de réduction des émissions dans le cadre du marché des quotas de CO₂. Les comptes non-exploitants sont détenus par les acteurs qui ne sont pas soumis à une contrainte de conformité. En France, un arrêté du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie fixe les frais d'ouverture et de gestion administrative d'un compte. Pour les comptes exploitants (respectivement non-exploitants), les frais d'ouverture de compte s'élèvent à 500 € (respectivement 1500 €) alors que les frais annuels de gestion administrative du compte s'élèvent à 300 € (respectivement 2500 €).

À notre connaissance, aucun citoyen n'a ouvert un compte dans un registre national pour acheter et retirer des permis d'émissions. Par contre, il existe des citoyens qui participent indirectement au marché de carbone européen. Il s'agit de citoyens qui versent des dons à des ONG environnementales qui se chargent d'acheter et de retirer des permis d'émissions de CO₂ sur le marché du carbone européen. Deux ONG environnementales européennes proposent aux citoyens un service d'achat et de retrait de permis d'émissions similaire à celui qui a été proposé par Rouse (2008). Ce service consiste dans l'achat et la rétention des

⁶⁷ Les intermédiaires financiers qui peuvent être classés en deux catégories : les courtiers et les traders. Les courtiers agissent au nom de leurs clients, trouvent des partenaires, négocient des contrats et exécutent des ordres d'achat et de vente. Ils travaillent généralement sur le marché de gré à gré. Leurs revenus proviennent de commissions sur les services qu'ils proposent. Les traders achètent et vendent des permis avec leurs fonds propres, espérant réaliser un profit sur la différence entre achat et vente (Ellerman et al. (2010)).

permis d'émissions de CO₂ et serait fourni par une ONG ou par l'État. Il permettrait de faciliter l'accès des citoyens au marché de permis d'émissions de CO₂ en regroupant les demandes d'achat individuelles et en mutualisant les coûts. Chaque citoyen évite ainsi de s'acquitter des frais d'ouverture et de gestion administrative d'un compte qui restent extrêmement élevés pour qu'un citoyen à lui tout seul puisse intervenir, acheter et retirer des permis d'émissions de CO₂.

À ce jour, le « service de dépollution » est proposé par l'ONG allemande TheCompensators⁶⁸ et l'ONG britannique Sandbag⁶⁹. Ces deux acteurs offrent aux citoyens qui désirent réduire leurs émissions ou qui sont simplement disposés à payer pour réduire les émissions de GES, une alternative plus efficace que la compensation carbone (Kollmuss et Lazarus (2010) ; Rousse (2008)). À la différence de la grande majorité des ONG environnementales qui proposent aux citoyens de participer à la lutte contre la pollution en finançant des projets de compensation carbone, TheCompensators et Sandbag proposent aux citoyens de participer à la lutte contre la pollution en finançant l'achat et le retrait de permis d'émissions de CO₂. Cette alternative offre aux citoyens l'opportunité de compenser leurs émissions de CO₂ et de participer à la réduction des émissions d'une manière plus efficace que la compensation carbone. L'achat et le retrait de permis d'émissions permet de satisfaire de manière « coût efficace » la demande de dépollution des personnes physiques et morales disposées à payer pour réduire le niveau global d'émissions de GES (Rousse (2008) ; Kollmus et Lazarus (2010)).

Nous choisissons ici d'étudier plus particulièrement le fonctionnement du service de dépollution proposé par l'ONG TheCompensators. Avant cela, on présente brièvement le mécanisme de compensation carbone ainsi que ses principales limites.

3.3.1. La compensation carbone

a. Définition

Selon le guide de l'ADEME (2012), la compensation carbone permet à une entité (administration, collectivité locale, petite ou moyenne entreprise, particulier) de compenser ses émissions de GES en finançant un projet de réduction des émissions de GES. Il existe quatre principaux types de projets : les projets d'énergies renouvelables, les projets

⁶⁸ <http://thecompensators.org/en>

⁶⁹ <http://www.sandbag.org.uk/carbon/>

d'efficacité énergétique, les différents projets de captage et de séquestration de carbone et enfin les projets de capture et de destruction d'autres GES que le CO₂.

b. Principe de fonctionnement

La compensation carbone met en scène au minimum trois types d'acteurs : un acheteur, un promoteur de projet et une compagnie de compensation. L'acheteur désigne toute entité (un particulier, une entreprise, une ONG, un gouvernement) désireuse de minimiser l'impact de certaines de ses activités sur le climat et prête à payer. Le promoteur du projet est celui qui investit dans un projet de réduction ou de séquestration de GES. La compagnie de compensation est celle qui fait le lien entre l'acheteur et le promoteur du projet. La compagnie de compensation rachète au promoteur les crédits générés par son projet et les revend à ses clients dans une proportion équivalente aux émissions que ceux-ci désirent compenser. La majorité des compagnies de compensation sur le marché sont des entreprises à but lucratif mais il existe des associations à but non lucratif qui proposent le service de compensation carbone (Fragnière (2009)).

La démarche de compensation carbone s'inscrit dans une logique en trois étapes. D'abord, l'acheteur de compensation réalise, à l'aide d'un calculateur, une estimation de ses émissions, ensuite il met en place des actions pour réduire ses émissions de GES et enfin il cherche à compenser les émissions qui n'auraient pas pu être réduites malgré ses efforts. Pour cela il s'adresse à un opérateur du marché de la compensation auprès duquel il achète le nombre de crédits carbone qu'il souhaite compenser. Un crédit carbone correspond à une tonne éqCO₂ évitée par le projet. Les crédits générés par les projets issus de la compensation volontaire sont désignés par le terme d'unité de réduction d'émissions vérifiées⁷⁰ (ADEME (2012)).

c. La critique de la compensation carbone

La compensation carbone est sujette à un certain nombre de critiques récurrentes. Premièrement, il existe une divergence au niveau des hypothèses retenues pour le calcul des émissions de GES qui doivent être compensées, mais aussi une grande différence au niveau des prix de la tonne de carbone pratiqués par les différents prestataires (ADEME). Deuxièmement, la compensation carbone ne donne toujours pas lieu à une vérification en bonne et due forme des réductions réalisées dans le cadre des projets de compensation. La vérification est une procédure par laquelle les prestataires de compensation tentent de

⁷⁰ Verified Emissions Reduction (VER).

s'assurer que les projets dans lesquels ils investissent sont crédibles et donnent bien lieu aux réductions des émissions attendues⁷¹ (Fragnière (2009)). Troisièmement, il existe un décalage entre la vente des crédits générés par les projets issus de la compensation et les réductions qui s'y rapportent. En effet, pour un grand nombre de projets de compensation carbone, le calcul des réductions d'émissions et l'attribution des crédits se fait *ex ante*. Le nombre de crédits s'obtient en calculant, avant la mise en œuvre du projet de compensation, la différence entre un scénario de référence et un scénario dans lequel le projet de compensation a été intégré. « Ainsi, une certaine quantité de GES émise et compensée, dix ans plus tard, contribue malgré tout pendant ces dix ans au réchauffement du climat. Cela peut mener à l'invalidation d'une grande quantité des crédits prévus. Un décalage d'importance variable semble en effet apparaître entre ce qui est vendu et ce qui est réellement effectué sur le terrain » (Fragnière (2009)).

Dans ce contexte, « il apparaît que la compensation carbone est loin d'être irréprochable tant sur le plan de son fonctionnement que sur le plan purement scientifique » (Fragnière (2009)). L'ampleur des incertitudes liées au calcul des émissions, à la validation des réductions, et à la pérennité des projets de compensation carbone a amené TheCompensators et Sandbag à proposer aux citoyens l'achat et le retrait des permis d'émission de CO₂ comme alternative pour compenser leurs émissions, réduire la pollution et lutter efficacement contre le changement climatique (Rousse (2008) ; Kollmus et Lazarus (2010)).

En effet, l'achat et le retrait définitif des permis d'émissions de CO₂ présentent un certain nombre d'avantages par rapport à la compensation carbone. Premièrement, l'achat et le retrait de permis permettent une réduction immédiate et certaine des émissions contrairement à la compensation carbone. Deuxièmement, l'achat et le retrait de permis est une alternative-coût efficace puisqu'elle permet de réduire les émissions à coût moindre que la compensation carbone. Troisièmement, le citoyen qui achète et retire des permis d'émissions reste totalement responsable de ses émissions puisqu'il reste le détenteur des certificats qui témoignent de son action contre la pollution. Enfin, l'achat et le retrait de permis offrent aux pouvoirs publics une possibilité de quantifier la demande de dépollution des citoyens (Rousse (2008)).

⁷¹ Pour s'assurer de la véracité des réductions des émissions, différents labels de qualité sont apparus sur le marché de la compensation.

3.3.2. Le service de dépollution proposé par l'ONG TheCompensators

Le service fourni par l'ONG TheCompensators, qui, par ailleurs, opère exclusivement dans le cadre du SCEQE, s'inscrit dans une logique en deux étapes⁷². Dans une première étape, le citoyen réalise une estimation de ses émissions individuelles de GES qu'il convertit en équivalent tonne CO₂ et par la suite en quantité de permis d'émission où chaque permis équivaut au rejet d'une tonne de CO₂. Dans une deuxième étape, le citoyen choisit en fonction de ses moyens et de sa disponibilité à payer (puisque sa démarche reste une démarche volontaire) de participer au financement de l'achat et de retrait de permis d'émissions de CO₂ soit à hauteur de ses émissions réellement émises, soit plus ou moins qu'il n'a réellement émis⁷³.

Une fois que le citoyen a décidé de la quantité de permis d'émissions de CO₂ qu'il désire acheter et retirer, il procède au paiement. Le prix d'un permis se compose de deux éléments. Il y a d'abord le prix du permis proprement dit qui est égal au cours auquel s'échangent les permis d'émissions de CO₂ sur le marché au comptant et ensuite les coûts de transaction. Ces coûts sont composés essentiellement des frais de rémunération des services de l'intermédiaire financier qui va intervenir au nom de l'ONG TheCompensators pour acheter les permis d'émissions de CO₂. Le montant des coûts de transactions s'élèvent à 10 % du prix des permis d'émissions de CO₂.

Par la suite, l'ONG TheCompensators collecte les contributions des citoyens et transmet sa demande d'achat à l'intermédiaire financier. Ce dernier mandaté par l'ONG va placer un ordre d'achat sur la plateforme d'échange en ligne. Lorsque sa demande d'achat trouve une offre, les permis d'émissions de CO₂ sont déduits du compte du vendeur et transférés sur le compte de l'intermédiaire financier pour être ensuite transférés du compte de l'intermédiaire sur le compte ouvert par l'ONG dans le registre allemand de permis d'émissions de CO₂ (Deutsche Emissionshandelsstelle). Une fois les permis sur le compte de l'ONG, ils seront définitivement retirés du marché pour être « détruits ». Ainsi, ces permis ne peuvent plus être utilisés à nouveau pour couvrir les émissions des installations réglementées dans le cadre du marché de carbone européen. En contrepartie de sa participation au financement de l'achat et du retrait des permis d'émissions de CO₂, chaque citoyen reçoit de la part de l'ONG

⁷² Pour plus de détails sur le fonctionnement du service de dépollution proposé par l'ONG TheCompensators, le lecteur peut se référer à l'encadré 2 en annexe 3.

⁷³ Si le citoyen a, par exemple, rejeté huit tonnes de CO₂ il peut choisir de financer l'achat et le retrait définitif de 8 permis d'émissions de CO₂, 10 permis d'émissions ou au contraire un peu moins par exemple 5 permis d'émissions.

TheCompensators un certificat nominatif qui constitue une preuve de l'annulation des permis d'émissions de CO₂. Ce certificat porte le nom de « certificate of proof of deletion of emissions allowances » (cf. figure 18). Ces contributions individuelles sont, par ailleurs, éligibles à une déduction fiscale.

Figure 18 : Certificate of proof of deletion of emissions allowances remis par l'ONG environnementale TheCompensators aux citoyens qui participent à l'achat et au retrait de permis d'émissions de CO₂ sur le SCEQE

TheCompensators

CERTIFICATE OF PROOF
OF DELETION OF EMISSIONS ALLOWANCES

we Compensate* for 954664-00-00-000-0000000-00
 GR-00-02-00000006954660-00-00-000-0000000 Berlin, January 25th, 2013
 GR-00-02- policy inertia 661-00-00-000-0000000-00
 GR-00-02-00000006954662-00-00-000-0000000-00
 AT unwillingness to act 2754-00-00-000-0000000-00
 AT-00-02-0 disinterest 2756-00-00-000-0000000-00
 AT-00-02-0000000 powerful lobbying 0000000-00
 AT- join TheCompensators* to change the rules of
 climate change 044542758-00-00-000-0000000-00
 AT-00-02-0000000 the ultimate game player -00
 AT-00-02-000000044542750-00-00-000-0000000-00
 TheCompensators* were able to delete
 IT-00-02-0 delete emission permits 00-0000000-00
 IT-00-02-00000006095053-00-00-000-0000000-00
 IT-00-02 discuss climate limit 00-0000000-00
 IT-00-02-00000009650536-00-00-000-0000000-00
 IT-00-02-000000060950532-00-00-000-0000000-00
 increase the price of fossil 00-000-0000000-00
 PL-00-02-0000000505288916-00-00-000-0000000-00
 AT-00-02-0000000505288917-00-00-000-0000000-00
 AT-00- shape the world you want to live in 00000-00
 AT-00-02-000000044542482-00-00-000-0000000-00
 AT-00-02-000000044542483-00-00-000-0000000-00
 AT-00-02-000000044542484 become carbon neutral
 AT-00-02-000000044542485-00-00-000-0000000-00
 AT-00-02-000000044542752-00-00-000-0000000-00
 AT-00-02- join the community 0-00-000-0000000-00

With the help of
Karl Müller
 on January 25th 2013

TheCompensators* were able to delete
1 emissions allowance
 from the
 European Emissions Trading Scheme (ETS)

DATE OF PURCHASE	DATE OF DELETION	ID OF THE EMISSION ALLOWANCE
01/25/2013	01/25/2013	DE-3441610479

Be carbon conscious – delete emissions!

TheCompensators* · Haydnstrasse 1 · 12203 Berlin · Germany
 info@thecompensators.org · www.thecompensators.org · Tel_1 +49-170-5849229 · Tel_2 +49-1577-6829699 · Fax +49-32-121200874
 Account# 4019 259 600 · BLZ 430 609 67 · IBAN DE24430609674019259600 · BIC GENODEM1GLS · GLS Gemeinschaftsbank Bochum

D'après TheCompensators, le nombre de quotas d'émissions de CO₂ retiré chaque année par l'ONG n'est pas constant et il dépend à la fois du cours des permis sur le marché de carbone européen, mais surtout de la participation des citoyens et des dons qu'elle reçoit. Jusqu'à ce jour, l'ONG TheCompensators a été en mesure d'acheter et de retirer un total de 7586 European Union Allowances⁷⁴ soit l'équivalent de 7586 tonnes de CO₂. Cette quantité reste, toutefois, marginale par rapport au volume de transaction sur le marché européen de carbone. Cependant, si les principales ONG environnementales prennent réellement conscience du pouvoir qu'elles ont en matière d'intervention directe sur le marché de carbone pour infléchir le niveau de pollution, elles peuvent jouer un rôle déterminant sur le marché européen⁷⁵. Dans de récents travaux, Asproudis et Weyman-Jones (2011) ont montré que huit des principales ONG environnementales⁷⁶ disposaient, potentiellement, en 2007 des ressources nécessaires et suffisantes pour acheter et retirer du marché de carbone européen l'excédent de permis d'émissions de CO₂ cumulé pendant l'année 2007, soit 27 158 000 permis d'émissions de CO₂.

En effet, au premier semestre 2007, un calcul plus exact des émissions a été publié. Il a conclu que la distribution de permis a été trop généreuse. Au printemps 2007, les installations qui disposaient de permis excédentaires se sont précipitées pour vendre les permis en leurs possessions, car elles n'avaient pas le droit de mettre en réserve les permis non utilisés durant la phase test pour s'en servir au cours de la première période d'engagement (Trotignon et Delbosch (2008)). Cela a eu pour effet un effondrement du prix des permis⁷⁷ qui est passé sous la barre de 1 € et a clôturé l'année 2007 à 0,02 € (Ellerman et al. (2010) ; Zelenko (2012)).

⁷⁴ Quotas délivrés par les états européens aux installations industrielles qui participent au système européen d'échange de droits d'émission et qui sont échangeables uniquement sur le marché européen.

⁷⁵ Pour McGee et Block (1994) les ONG environnementales sont en mesure de lever davantage de fonds privés pour financer l'achat et le retrait de permis d'émissions. Pour cela il faut qu'elles renoncent à utiliser les fonds qu'elles collectent dans la publicité, les litiges, ou les relations publiques pour acheter et retirer des permis d'émissions. En effet, certains contributeurs potentiels évitent de verser des dons aux ONG environnementales en raison de la perception utopiste qu'elles ont, mais aussi, car elles utilisent les dons pour entraver le système de libre entreprise en œuvrant pour la mise en place d'une réglementation excessive.

⁷⁶ Les huit ONG environnementales qui ont été retenues par Asproudis et Weyman-Jones (2011) sont : Birdlife International, Friends of the Earth, Greenpeace (environmental trust-UK), WWF-UK, CEE Bankwatch Network, European Environmental Bureau, Women in Europe for a Common Future, Environmental Partnership for Sustainable Development. Il s'agit des plus importantes ONG environnementales qui opèrent dans les pays européens, qui bénéficient d'un financement de la commission européenne et dont les données sur leurs ressources sont disponibles.

⁷⁷ La chute des prix de la tonne de CO₂ ne remet pas en question le mécanisme qui a été choisi pour réguler les émissions de GES c'est-à-dire le marché d'échange de permis d'émissions. Elle montre simplement que l'attribution initiale des permis d'émissions a été un peu laxiste dans un contexte où les conditions climatiques étaient plutôt clémentes (Doucet et Percebois (2007)). En pratique le dispositif qui a été retenu pour l'attribution nationale des quotas a largement nui au système (Criqui et al. (2009)).

Asproudis et Weyman-Jones (2011) montrent que si le prix d'un permis varie entre un minimum de 0,03 € et un maximum de 3,38 €, les huit ONG environnementales peuvent potentiellement retirer la quantité de permis excédentaire. En revanche, lorsque le prix des permis est égal à 3,38 €, les huit ONG doivent consacrer la totalité des ressources dont elles disposent uniquement pour acheter et retirer des permis d'émissions de CO₂ (cf. tableau 2).

Tableau 2 : Prix des quotas de CO₂ sur le marché européen et poids des ONG environnementales

Prix en € d'un quota de CO ₂	Nb de Quotas d'émission de CO ₂ sur-alloués ⁷⁸	Valeur totale en € des permis d'émissions de CO ₂ sur-alloués	Revenu total en € des ONG environnementales en 2007
0,03	27,158,000	814,740	91,810,860
0,5	27,158,000	13,579,000	91,810,860
1	27,158,000	27,158,000	91,810,860
1,5	27,158,000	40,737,000	91,810,860
2	27,158,000	54,316,000	91,810,860
2,5	27,158,000	67,895,000	91,810,860
3	27,158,000	81,474,000	91,810,860
3,38	27,158,000	91,794,040	91,810,860
3,5	27,158,000	95,053,000	91,810,860
4	27,158,000	108,632,000	91,810,860

Source : Asproudis et Weyman-Jones (2011)

L'analyse d'Asproudis et Weyman-Jones (2011) valide l'hypothèse de Shrestha⁷⁹ (1998) à condition que les ONG environnementales disposent de suffisamment de moyens pour retirer les permis excédentaires. L'intervention des ONG environnementales peut constituer pour le régulateur une soupape de sécurité lorsqu'il distribue une quantité de permis supérieure à la quantité optimale (Asproudis et Weyman-Jones (2011)). Ainsi, si le potentiel d'achat identifié devenait effectif cela permettrait de purger une partie non négligeable de la quantité de permis excédentaire.

⁷⁸ Pour déterminer le nombre de quotas qui a été suralloué durant la première phase et plus particulièrement l'excédent de permis pour l'année 2007, Asproudis et Weyman-Jones (2011) se sont basés sur les estimations de Anderson et Di Maria (2011). Ces derniers se basent sur l'historique des émissions des installations couvertes par le SCEQE pour évaluer le niveau d'abattement et la quantité de permis sur-allouée durant la phase test qui a débuté le 1^{er} janvier 2005 et qui a duré trois ans.

⁷⁹ Pour Shrestha (1998) l'ouverture du marché d'échange de permis d'émissions à ceux qui subissent la pollution et qui sont disposés à payer pour la réduire permettrait de résorber l'excédent de permis disponible sur le marché et de corriger ainsi l'erreur du régulateur lorsque la quantité de permis distribuée est supérieure au niveau de pollution optimale.

Conclusion

Contrairement à la taxe, les marchés d'échange de permis d'émissions mis en place aux États-Unis (marché de permis d'émissions de SO₂ et marché régional de gaz à effet de serre) et en Europe (marché européen du CO₂) offrent aux personnes physiques et/ou morales une réelle opportunité pour œuvrer en faveur de l'environnement en achetant et en retirant des permis d'émissions. Toutefois, et en dépit de la quasi totale liberté d'accès à ces marchés d'échange de permis d'émissions, les principaux acheteurs de permis ont été les installations sous contrainte de conformité et les intermédiaires financiers. La participation des citoyens et des ONG environnementales est restée marginale. En effet, l'achat et le retrait des permis d'émissions se limitent, pour l'instant, à quelques ONG environnementales et à un certain nombre de citoyens volontaires qui veulent participer à l'amélioration de la qualité environnementale. La faible participation des citoyens et des ONG environnementales peut s'expliquer par l'importance des coûts de transaction dus, au fait que les marchés de permis restent des marchés d'initiés très peu connus du grand public et où les transactions de permis portent souvent sur des volumes très importants qui nécessitent l'intervention des intermédiaires financiers spécialisés dans les actifs environnementaux (Rousse (2008)).

Toutefois, malgré le fait que les achats de permis par les citoyens, les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire représentent un faible pourcentage du total des permis d'émissions échangés, leur participation a un sens et peuvent prétendre jouer un rôle beaucoup plus important sur les marchés de permis en tant qu'acteur de la lutte contre la pollution comme en témoignent les programmes de soutien de la demande de « dépollution » proposés par des ONG environnementales. Par ailleurs, il existe une réelle demande d'achat et de retrait de permis d'émissions. En effet, Litvine (2010) a mené une enquête⁸⁰ sur la disponibilité des chefs de famille français à acheter et à retirer des permis d'émissions sur le marché européen de quotas d'émissions de CO₂. Il cherche à estimer la valeur que les chefs de famille attribuent à l'Achat et la Rétention des Permis d'Émission de CO₂ (ARPEC), ainsi que le potentiel d'achat en France⁸¹. Pour estimer la valeur attribuée à l'ARPEC, l'auteur a fait appel à la méthode d'évaluation contingente et a introduit des outils

⁸⁰ L'enquête a porté sur un échantillon représentatif des chefs de famille français ($n = 1730$). La représentativité de l'échantillon et la diversité des variables utilisées permettent selon Litvine (2010) de généraliser les résultats obtenus, sans trop de risque, à la population des chefs de famille français.

⁸¹ Il teste, en outre, différents modes de fourniture du service de dépollution ARPEC, soit par un organisme public ou un service privé. Le but étant de définir le mode de fourniture qui capte le mieux le potentiel de contribution et qui est le plus à même d'offrir ce service.

de psychologie sociale afin (i) d'alléger les biais de déclaration inhérents à cette méthode, (ii) d'enrichir les déterminants des préférences individuelles et de l'action, et enfin (iii) de réduire l'écart entre les déclarations et le comportement d'achat potentiel. La valeur attribuée à l'ARPEC a été estimée à partir de la disposition à payer par permis et de la quantité de permis consentie à ce prix, ce qui traduit une disposition à payer totale. Il ressort que le potentiel de l'ARPEC en 2009 pour un prix par permis de 13,14 €/tonne⁸² est de 121 millions de permis retirés (Litvine (2010)). Sur le plan empirique, l'ARPEC est utile puisque le potentiel d'achat identifié permettrait de réduire le quota global et, du même coût, les critiques concernant la sur-allocation. Un service public d'ARPEC devrait être socialement rentable car son coût sera probablement inférieur à sa valeur sociale identifiée. Sur le plan théorique, la facilitation de l'accès des citoyens français au marché de permis est également justifiée puisqu'elle va induire une utilité sociale positive. Si l'ouverture du marché de permis aux citoyens permet, malgré les obstacles⁸³, d'améliorer la situation collective chaque fois que les citoyens et/ou les ONG environnementales achètent et retirent un permis d'émissions du marché alors la mise en place de mécanismes de soutien de la demande de dépollution des citoyens et des ONG environnementales devrait être envisagé. Cela permettrait d'accroître la capacité des citoyens et des ONG environnementales, qui désirent réduire davantage les émissions, d'intervenir et d'avoir une vraie influence sur le marché⁸⁴ surtout que cette demande de dépollution a été identifiée et évaluée.

⁸² Il s'agit du prix des permis sur le marché européen d'échange de quotas d'émission de CO₂ au moment de la réalisation de l'étude.

⁸³ On pense ici en particulier à la présence de comportement de passager clandestin.

⁸⁴ Notamment de retirer la quantité de permis qui a été sur-allouée initialement par le régulateur.

Chapitre 3 : Efficacité économique et questionnements éthiques de la participation des citoyens à un marché de permis d'émissions*

* Ce chapitre est une version modifiée d'un article qui a été publié. Ferrari, S., M. M. Mekni, E. Petit et S. Rouillon, « Du bien-fondé de la participation des citoyens aux marchés de permis d'émissions : efficacité économique et questionnements éthiques », VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 10 Numéro 1.

Introduction

Malgré le fait que les citoyens et les ONG environnementales soient autorisés à intervenir sur le marché de permis d'émissions, mis en place aux États-Unis et en Europe, pour acheter et retirer des permis d'émissions, dans le but de réduire la pollution (EPA, Clean Air Act, Title IV ; Directive 2003/87/CE) aucun dispositif n'est prévu pour encourager ces comportements. Ainsi, comme nous avons pu le voir dans le chapitre précédent, même si de tels achats se sont produits, ils restent très négligeables. En fin de compte, les préférences des citoyens interviennent peu ou pas dans l'élaboration, puis dans le fonctionnement des marchés de permis d'émissions⁸⁶. On ne peut que s'étonner de cette situation, qui contredit à la fois les valeurs démocratiques et les principes économiques dominants. Par ailleurs, avec la généralisation de cet instrument (d'abord aux États-Unis, puis en Europe), ce n'est donc pas une surprise de voir cet état de fait contesté, aussi bien par la théorie économique (Shrestha (1998)) que par les faits (Israel (2007) ; Kollmus et Lazarus (2010) ; Litvine (2010)). À la suite de travaux récents (Shrestha (1998) ; Ahlheim et Schneider (2002) ; Smith et Yates (2003a; 2003b) ; Malueg et Yates (2006) ; Rouse, (2008) ; Rouse et Sévi (2013)), ce chapitre entend poursuivre le débat sur le bien-fondé, ou non, d'une participation des citoyens à un marché de permis d'émissions, en se plaçant à la fois sous l'angle de l'efficacité économique⁸⁷ et sous l'angle de l'éthique.

Nous proposons une analyse économique de l'ouverture d'un marché de permis d'émissions en considérant que les pollués évaluent avec une précision suffisante le lien qui existe entre leur bien-être et l'état de l'environnement. Concrètement, il s'agit de pollutions géographiquement identifiées et non persistantes. Le volet éthique, quant à lui, est abordé dans ce contexte.

S'agissant de l'efficacité économique, les raisons théoriques qui poussent à déconseiller la participation des citoyens sont bien connues. L'environnement ayant la nature d'un bien public (non rival et sans exclusion d'usage), sous les hypothèses standards de la théorie économique (agents rationnels et égoïstes), l'intervention des citoyens sur un marché de permis d'émissions est inefficace, en raison de l'incitation à se comporter en passager

⁸⁶ La définition théorique d'un marché de permis d'émissions pose que le choix du nombre de droits alloués et leur répartition entre les pollueurs relèvent d'une décision du régulateur ; les agents économiques non pollueurs/pollués ne reçoivent aucun droit de polluer ; ils ne sont pas censés participer aux échanges sur le marché.

⁸⁷ Le critère d'efficacité économique pris en compte dans l'article est le critère de Pareto. Une politique est socialement bénéfique lorsqu'elle améliore le bien-être de tous les agents simultanément (éventuellement, à condition d'y adjoindre des transferts pour redistribuer les avantages ; cette condition reste le plus souvent ignorée ou implicite dans l'analyse économique).

clandestin. Si les permis d'émissions sont alloués initialement aux pollueurs, chaque citoyen est poussé à adopter un comportement de passager clandestin, en n'achetant pas ou trop peu de permis d'émissions, s'en remettant aux autres pour lutter contre la pollution. Si les permis d'émissions sont alloués initialement aux citoyens, chacun est incité à vendre la plus grande part des permis obtenus (voir tous), s'en remettant aux autres pour lutter contre la pollution. Les préférences ne seront donc pas révélées correctement. Cependant, la théorie économique moderne remet en cause cette conclusion de deux manières.

En premier lieu, quelques articles pionniers (Smith et Yates (2003a; 2003b)) prouvent que, malgré l'incitation à se comporter en passager clandestin, si le régulateur distribue des permis d'émissions en trop grand nombre, il peut arriver que des citoyens (ou groupes de citoyens) aient intérêt à racheter des droits de polluer sur le marché. Dans l'hypothèse où ils participeraient au marché, leur intervention rapprocherait (sans l'atteindre toutefois) de l'optimum économique. Elle serait en outre une source d'information pour le régulateur, qui pourrait conclure à une distribution initiale trop généreuse. D'autre part, une vaste littérature, initiée par Groves et Ledyard (1977), Hurwicz (1979), et Walker (1981), montre qu'il est possible, en théorie, de concevoir des mécanismes économiques capables d'éliminer le problème du passager clandestin. Appliqué à notre problème, ce résultat signifie qu'on peut, en complexifiant le fonctionnement des marchés de permis d'émissions, obtenir un système où les citoyens révéleraient leur préférence pour l'environnement et où la préservation de l'environnement serait en adéquation avec cette dernière⁸⁸.

En second lieu, la théorie économique récente suggère qu'on a peut-être exagéré l'ampleur du problème du passager clandestin. L'économie expérimentale prouve que les agents économiques se montrent plus coopératifs que ne le suggère la prédiction théorique (Ledyard (1994); Eber et Willinger (2005)). Dans le cadre du jeu du bien public, les travaux expérimentaux suggèrent ainsi que les agents économiques ont tendance à contribuer au bien collectif bien au-delà de ce que leur dicte la recherche de leur intérêt personnel. De plus, les agents seraient guidés par d'autres motivations, sociales ou morales⁸⁹, qui rentreraient en

⁸⁸ Nous n'étudierons pas cette littérature ici. En effet, les mécanismes décrits sont souvent très complexes, au point qu'on peut douter qu'en pratique, les agents économiques sachent les utiliser comme la théorie le prédit (et, donc, qu'ils produisent les résultats escomptés). Néanmoins, cette littérature laisse augurer de la possibilité de construire des institutions plus efficaces, en simplifiant les mécanismes proposés de façon à les rendre plus naturels, quitte à amoindrir leur qualité théorique. Ci-dessous, nous n'étudierons que des aménagements simples des marchés de permis d'émissions, prenant la forme de subventions de la demande des citoyens.

⁸⁹ Les notions d'altruisme pur, de « goût de donner » (warm-glow), de réciprocité, de conformité à une norme sociale, etc., permettent ainsi d'expliquer dans quelle mesure les préférences sociales ou morales peuvent être intégrées dans leur fonction d'utilité et modifier la prise de décision collective.

ligne de compte lors de leur prise de décision. Ainsi, les objections habituelles à la participation des citoyens à un marché de permis d'émissions méritent d'être réévaluées.

S'agissant du volet éthique, on s'interroge sur les raisons qui justifient, ou non que les citoyens participent à l'élaboration d'un marché de permis d'émissions, puis à son fonctionnement (Ahlheim et Schneider (2002)). La justification de leur intervention à la première étape relève d'un principe démocratique (droits égaux, démocratie participative, etc.)⁹⁰. La raison de leur intervention à la seconde étape relève du constat suivant. La théorie économique standard analyse l'économie de marché comme un outil permettant de coordonner les préférences exprimées par les agents économiques et la rareté des ressources disponibles. Les agents économiques peuvent demander ou offrir librement sur les marchés toute quantité qu'ils désirent. Le système de prix véhicule l'information nécessaire à cette coordination. Le fonctionnement d'un marché de droits de polluer, sans l'intervention des citoyens, contredit ce principe, puisque le prix ne reflète qu'un côté du marché. Dans ce cas, une éthique de la responsabilité tournée vers le futur conduit à s'interroger sur la légitimité des générations présentes pour décider ce qui sera bon pour les générations futures, via la mise à disposition d'une quantité de permis à laquelle les citoyens contemporains auront bien voulu renoncer.

La suite du chapitre est organisée comme suit. Dans la section 1, nous évaluons, en retenant l'hypothèse dominante de la théorie économique, selon laquelle les agents seraient égoïstes et rationnels, le fonctionnement d'un marché de permis d'émissions ouvert aux citoyens. Nous mettons en évidence les conséquences sur l'équilibre du marché de l'incitation des citoyens à se comporter en passager clandestin. Nous montrons dans la section suivante qu'il peut être socialement bénéfique de subventionner la demande des citoyens, de façon à combattre ce comportement. Dans la section 3, nous revenons sur ces conclusions, en utilisant les résultats de l'économie expérimentale, appliquée au jeu du bien public. Nous observons que l'économie théorique surestime peut-être le problème de l'incitation à se comporter en passager clandestin. Nous discutons les raisons de cet écart entre les conclusions de l'économie théorique et de l'économie expérimentale. Nous revenons alors sur le postulat d'agents économiques égoïstes et en tirons les conséquences sur les résultats de la section 2. Enfin, dans la dernière section, nous discutons les enjeux éthiques associés à l'ouverture des

⁹⁰ « Toute personne a le droit, dans les conditions et les limites définies par la loi, d'accéder aux informations relatives à l'environnement détenues par les autorités publiques et de participer à l'élaboration des décisions publiques ayant une incidence sur l'environnement » (Article 7 de la charte de l'environnement adossé à la constitution relatif à la mise en œuvre du principe de participation du public).

marchés de permis d'émissions aux citoyens. À la suite d'Ahlheim et Schneider (2002), il apparaît qu'une éthique basée sur un postulat de liberté et de souveraineté des citoyens commande d'autoriser la participation des citoyens aux marchés de permis d'émissions. Nous montrons ensuite que cette recommandation peut poser problème si l'on prend en compte des pollutions cumulatives, du fait de l'impératif d'équité intergénérationnel.

1. La participation des citoyens à un marché de permis est-elle socialement bénéfique

On considère un modèle de pollution simple avec des firmes qui génèrent de la pollution et des citoyens qui subissent les dommages de la pollution. La relation entre les firmes et les citoyens est représentée sur la figure 19. L'abscisse mesure le niveau d'émissions. L'ordonnée mesure les coûts, en unités monétaires.

Les bénéfices des émissions des firmes sont représentés par la courbe de bénéfice marginal qu'on note Bm et qu'on obtient en additionnant vers la droite les courbes de bénéfice marginal de chaque firme. La courbe du bénéfice marginale est décroissante avec la pollution. Les dommages de la pollution supportés par les citoyens sont représentés par la courbe de dommage marginal qu'on note Dm et qu'on obtient en additionnant les courbes de dommage marginal de chaque citoyen. La courbe du dommage marginale est croissante avec la pollution.

Connaissant les bénéfices des firmes et les dommages des citoyens, le niveau de pollution optimal s'obtient en égalisant le bénéfice marginal des émissions des firmes et le dommage marginal de la pollution des citoyens. Graphiquement, ceci correspond au point d'intersection des courbes Bm et Dm . On note e^o le niveau de pollution optimal⁹¹.

⁹¹ Conformément au critère d'efficacité économique posé ci-dessus, nous considérons qu'un état économique est socialement optimal lorsque toute modification de cet état induit nécessairement une diminution de l'utilité d'un agent économique. Graphiquement, un état économique optimal s'obtient à l'intersection de la courbe de bénéfice marginal Bm et de dommage marginal Dm . On dira aussi qu'une politique (en particulier, l'ouverture du marché des permis aux citoyens) est socialement bénéfique (respectivement dommageable) si elle se rapproche (respectivement s'éloigne) d'un état optimal. L'optimalité renvoie donc à la situation économique et environnementale des agents.

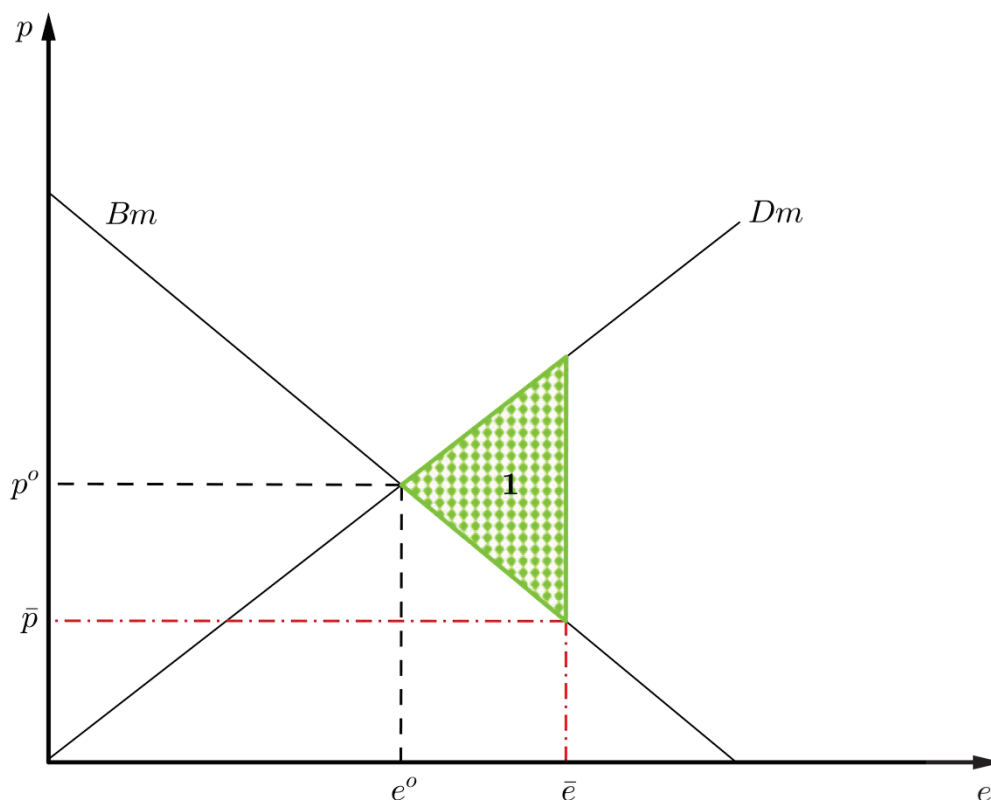


Figure 19 : État optimal et équilibre du marché

Admettons que le régulateur mette en place un marché de permis d'émissions et qu'il n'autorise l'accès à ce marché qu'aux seules firmes. Smith et Yates (2003b) qualifient ce type de marché de permis de « one-sided market ». On peut décrire le fonctionnement d'un marché de permis d'émissions en utilisant la figure 19.

Les firmes doivent posséder un permis d'émissions pour chaque unité de pollution générée. Le régulateur distribue aux firmes des permis d'émissions, en quantité \bar{e} . Ce faisant, il introduit implicitement une contrainte environnementale : l'offre de permis, ainsi fixée, conduit le régulateur à obtenir le résultat environnemental qu'il souhaite. Ils sont échangeables à un prix p , déterminé librement par le marché. Un équilibre du marché est un prix et une quantité de permis demandée par les firmes tels que la demande de permis soit égale à la quantité de permis offerte par le régulateur. La courbe de demande de permis des firmes coïncide avec la fonction de bénéfice marginal. En effet, comme les firmes doivent posséder un permis d'émissions pour chaque unité de pollution générée, elles achètent des permis tant que le bénéfice marginal des émissions est supérieur au prix des permis. Donc, sur la figure 19, si le régulateur distribue \bar{e} permis d'émissions, à l'équilibre du marché, le prix d'équilibre sera p et les firmes rejeteront dans l'environnement une quantité de pollution \bar{e} .

Le lecteur peut objecter ici que le choix du régulateur de distribuer \bar{e} permis d'émissions est absurde. En effet, il s'ensuit inévitablement qu'à l'équilibre du marché, la pollution est trop importante, comparée à la situation optimale (i.e., $\bar{e} > e^o$). Pourtant, en distribuant e^o permis, l'équilibre du marché se produirait pour un prix p^o et une quantité e^o , permettant donc d'atteindre la situation optimale. Le choix de distribuer \bar{e} permis, plutôt que e^o , induit donc un coût social, correspondant au triangle **1** de la figure 19. Cette objection, quoique juste, néglige les deux faits suivants. D'une part, le régulateur ne possède jamais, dans la réalité, les informations nécessaires pour calculer l'état optimal⁹² e^o . D'autre part, l'action du régulateur peut dépendre, en pratique, de considérations autres que la recherche du niveau de pollution optimal, comme ses chances de réélection, l'influence des groupes de pression, etc⁹³. Il y a donc peu de chances que la dotation de permis décidée par le régulateur coïncide avec l'état optimal.

Supposons maintenant que les citoyens aient la possibilité d'intervenir sur le marché des permis d'émissions. Smith et Yates (2003b) qualifient ce type de marché de permis de « two-sided market ». Un équilibre du marché est alors un prix et une quantité de permis demandée par les firmes *et* les citoyens, tels que la somme des permis demandés est égale à la quantité de permis offerte par le régulateur. Pour déterminer un équilibre du marché, il faut donc connaître la courbe de demande de permis d'émissions des citoyens⁹⁴. Collectivement, le groupe des citoyens a intérêt à acheter des permis, tant le dommage marginal de la pollution est supérieur au prix des permis. Toutefois, on se gardera d'en conclure que la demande de permis des citoyens coïncide avec la courbe de dommage marginal. En effet, à l'échelle individuelle, les motivations sont plus complexes, pour deux raisons.

En premier lieu, si les individus sont égoïstes, au sens où ils poursuivent seulement leur intérêt personnel⁹⁵, un citoyen lambda participera au marché seulement pour réduire les dommages de la pollution qu'il subit personnellement. Il s'ensuit que sa demande individuelle dépendra de sa courbe individuelle de dommage marginal, et non pas de la courbe de

⁹² Le calcul de l'état optimal suppose de connaître la forme et la position des courbes Bm et Dm . En pratique, le régulateur dispose d'estimations plus ou moins fiables de ces deux courbes.

⁹³ Pour une synthèse de la littérature sur l'analyse positive des politiques d'environnement, voir Oates et Portney (2003).

⁹⁴ Les coûts de transaction sur le marché des permis d'émission sont un autre facteur à prendre en compte dans la construction de la courbe de demande de permis d'émissions des citoyens. Ces coûts désignent toutes les dépenses qu'il faut consentir pour intervenir sur le marché (enregistrement sur le registre des participants, paiement d'organismes financiers intermédiaires et autres courtiers, etc...). Ils seraient à l'évidence non négligeables. Néanmoins, nous préférons ici ne pas insister sur ce point et approfondir la question plus fondamentale des motivations des citoyens à participer au marché.

⁹⁵ Nous admettons cette hypothèse dans cette section, avant de l'abandonner dans la section 3.

dommage marginal du groupe. En second lieu, le fait que la pollution ait les propriétés d'un bien public rend délicate l'agrégation des courbes de demande individuelles en une courbe de demande sur le marché. En effet, même si un citoyen λ a personnellement intérêt à acheter un nombre donné de permis d'émissions, il préférerait encore que les autres s'en chargent à sa place, profitant ainsi de la réduction des dommages correspondante, sans en supporter le coût. Autrement dit, il est tenté de se comporter en passager clandestin sur le marché des permis d'émissions. Donc, si les individus sont égoïstes, la courbe de demande de permis d'émissions des citoyens dépend des courbes individuelles de dommage marginal et de l'attitude des citoyens face à la tentation du comportement de passager clandestin.

La théorie des jeux fournit la réponse suivante à ce problème. Pour illustrer, considérons d'abord le cadre simplificateur suivant. Le groupe des citoyens comporte n individus identiques. Donc, le dommage marginal d'un individu est $\frac{1}{n}Dm$, Dm étant le dommage marginal du groupe. Modélisons le problème de l'action collective présenté ci-dessus comme un jeu, où les citoyens décident simultanément leur demande individuelle, connaissant le prix p des permis d'émissions. À l'équilibre (de Nash), on doit avoir $\frac{1}{n}Dm = p$. En effet, si $\frac{1}{n}Dm < p$ (respectivement $\frac{1}{n}Dm > p$), certains citoyens souhaitent diminuer (augmenter) leur demande de permis d'émissions. La courbe de demande de permis d'émissions des citoyens coïncide donc avec la courbe de dommage marginal individuel⁹⁶ $\frac{1}{n}Dm$. Considérons maintenant l'hypothèse (plus réaliste) où les individus ont des courbes de dommage marginal individuel différentes. À l'équilibre de Nash, seul l'individu dont la courbe de dommage marginal est la plus haute achète des permis. La demande sur le marché coïncide alors avec la courbe de dommage marginal la plus élevée dans la population. Comme nous le verrons plus loin (section 3), les principaux résultats des expériences menées en laboratoire ne confirment pas la solution proposée par la théorie des jeux⁹⁷.

Enfin de compte, on doit admettre que la demande des citoyens sur le marché est plutôt imprévisible, en l'état actuel de nos connaissances. Smith et Yates (2003a) contournent

⁹⁶ Noter ici qu'il existe dans ce cas une infinité d'équilibres (de Nash). Tous les équilibres (de Nash) induisent une même demande de permis du groupe des citoyens, mais une répartition différente entre les individus.

⁹⁷ Cette solution négligerait en particulier les préférences sociales des joueurs ainsi que l'existence d'une norme sociale de réciprocité. En revanche, le constat d'un écart significatif entre la prédiction théorique et le comportement observé des joueurs devient moins évident lorsque l'on se situe dans le cadre d'un jeu répété sur un nombre fini de périodes. La structure du marché des permis d'émissions, ainsi que sa dynamique (nombre de joueurs et de périodes, nature des incitations individuelles, intervention de l'État, mécanismes de sanction ou de subvention, etc.) sont donc à prendre en compte pour prétendre évaluer l'ampleur du problème de l'action collective lors de l'ouverture aux citoyens de ce marché.

l'indétermination de la façon suivante. Ils admettent d'abord l'existence d'un paramètre R , compris entre 0 et 1, représentant la capacité du groupe des citoyens à résoudre le problème de l'action collective, décrit à l'instant. Ils posent ensuite que la courbe de demande des citoyens sur le marché des permis coïncide avec la fonction de demande révélée $DR = RDm$. Ainsi, plus le paramètre R est proche de 0, plus la demande révélée DR est basse, comparée à la courbe de dommage marginal Dm . Ceci traduit une situation où le groupe de citoyens échoue à résoudre le problème d'action collective. Inversement, plus le paramètre R est proche de 1, plus la demande révélée DR tend vers la courbe de dommage marginal Dm , traduisant une situation où le groupe des citoyens parvient à surmonter le problème de l'action collective. Pour fixer les esprits, rappelons ici que la théorie des jeux prédit $R = \frac{1}{n}$, tandis que les résultats expérimentaux nous poussent à croire que $R > \frac{1}{n}$. La figure 20, ci-dessous, décrit la détermination d'un équilibre du marché des permis d'émissions en reprenant la formalisation de Smith et Yates (2003a).

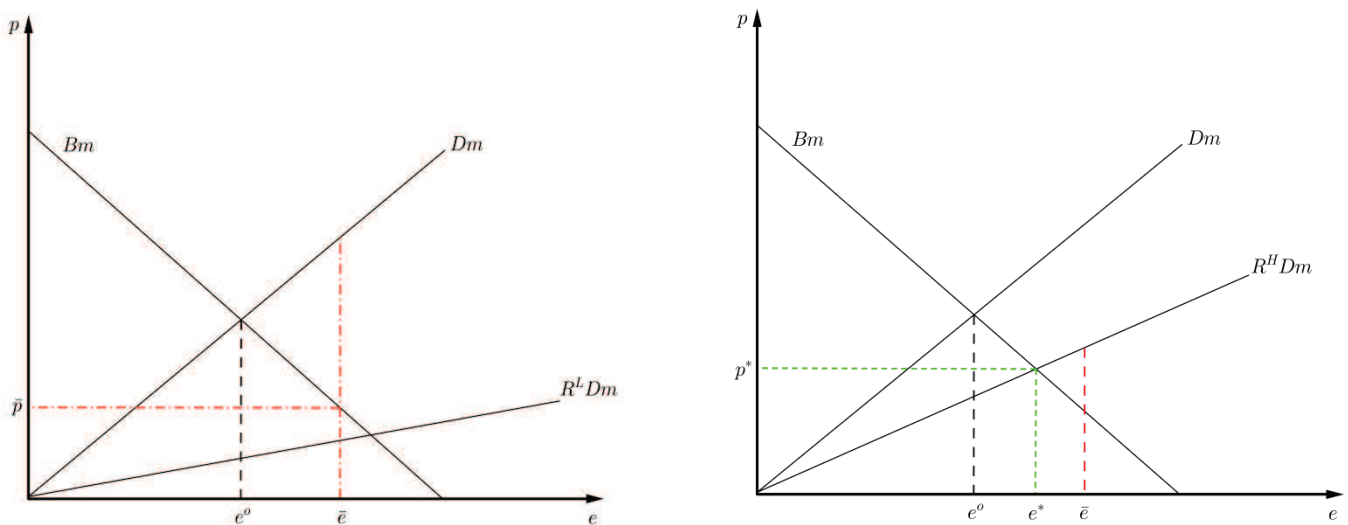


Figure 20 : Le régulateur ouvre le marché

Le régulateur distribue \bar{e} permis d'émissions aux firmes. Sur la partie gauche de la figure 20, nous supposons que la courbe de demande révélée ($DR^L = R^L Dm$) est basse, soit que le paramètre R est petit ($R = R^L$). Dans ce cas, à l'équilibre du marché, le prix d'équilibre est \bar{p} et la pollution est \bar{e} . Les firmes demandent \bar{e} permis d'émissions, pour égaliser leur bénéfice marginal au prix \bar{p} . Les citoyens ne demandent aucun permis d'émissions, puisqu'au niveau de pollution \bar{e} , on a $R^L Dm < \bar{p}$.

Sur la partie droite de la figure 20, nous supposons au contraire que la courbe de demande révélée ($DR^H = R^H Dm$) est haute, soit que le paramètre R est grand ($R = R^H > R^L$). Alors, le prix d'équilibre est p^* et la pollution est e^* . Les firmes demandent e^* permis d'émissions, pour égaliser leur bénéfice marginal au prix p^* . Les citoyens demandent $(\bar{e} - e^*)$ permis d'émissions, car $R^H Dm > p^*$, pour toutes les unités de pollution entre e^* et \bar{e} .

Les résultats obtenus à l'aide de la figure 20 se généralisent aisément à toutes courbes Bm et Dm prises comme point de départ.

On aboutit donc à la conclusion suivante (Smith et Yates (2003a)) : Le fait d'ouvrir un marché de permis d'émissions aux citoyens n'est jamais socialement dommageable (cf. (i)) et est parfois socialement bénéfique (cf. (ii))⁹⁸. (i) Lorsque $\bar{e} \leq e^o$ et/ou R est suffisamment petit, cela n'a aucune incidence sur l'équilibre du marché. (ii) Lorsque $e^o < \bar{e}$ et R est suffisamment grand, cela modifie l'équilibre du marché, le niveau de pollution d'équilibre e^* devenant plus proche de la pollution optimale (i.e., on a $e^o \leq e^* < \bar{e}$).

Ce résultat plaide clairement en faveur d'une participation des citoyens. Il faut toutefois le relativiser. Pour des raisons évidentes, l'utilisation de marchés de permis d'émissions n'est justifiée que pour réguler des pollutions occasionnant des dommages suffisamment importants⁹⁹. La plupart du temps, donc, le groupe des citoyens, composé des individus subissant les dommages de la pollution, sera de grande taille. Or, il paraît plausible que le paramètre R , indiquant la capacité du groupe de citoyens à résoudre le problème de l'action collective, soit d'autant plus petit que la taille du groupe des citoyens est grande. En effet, selon la prédiction théorique, on doit avoir $R = \frac{1}{n}$. Il s'ensuit qu'on tombera, le plus souvent, dans le cas de figure (i) ci-dessus. Autrement dit, la plupart du temps, l'ouverture du marché aux citoyens ne servira à rien.

On aboutit donc au résultat suivant : Si le paramètre R décroît assez rapidement avec le nombre d'individus subissant les dommages de la pollution, alors, le plus souvent, l'ouverture d'un marché de permis d'émissions aux citoyens n'aura aucune incidence sur l'équilibre du marché.

⁹⁸ Dans ce chapitre, nous considérons que le bénéfice social correspond au fait de se rapprocher de l'état optimal. Concrètement, cela implique une perte de production de l'ensemble des entreprises de l'économie (car elles polluent moins), perte qui est compensée par l'amélioration de la qualité de l'environnement pour les citoyens (du fait de leurs préférences relatives pour la consommation et l'environnement).

⁹⁹ La mise en oeuvre d'une politique d'environnement occasionne des coûts de transaction (administration, collecte d'information, mesures, surveillance, sanctions). Si les dommages de la pollution sont faibles, le bénéfice social de la politique ne couvrira pas ces coûts de transaction. Il est alors préférable de ne rien faire.

Nous montrons ci-dessous qu'il est possible de dépasser ce résultat négatif, à condition d'aménager le marché de permis d'émissions, pour aider le groupe des citoyens à résoudre le problème de l'action collective et, ainsi, faciliter leur participation au marché. Aucun article à ce jour n'a étudié cette possibilité.

2. Quelle est l'efficacité de la subvention accordée aux citoyens pour dépolluer ?

Supposons que le régulateur subventionne la demande des citoyens au taux S . Autrement dit, lorsqu'un citoyen achète un permis au prix p du marché, le régulateur prend à sa charge une part S du prix. Le citoyen paye seulement le prix subventionné $p = (1 - S)p$. Pour déterminer la demande de permis des citoyens qui en résulte, rappelons d'abord que les citoyens achètent des permis tant que la demande révélée DR est plus grande que le prix payé pour un permis (ici, le prix subventionné $p = (1 - S)p$). Donc, la demande de permis des citoyens vérifie $DR = p$. Par définition de DR et p , la demande des citoyens est donc caractérisée par la relation $RDm = (1 - S)p$. On en déduit une courbe de demande subventionnée DS , qui est la représentation graphique de la relation $DS = \frac{R}{(1-S)}Dm$. Le citoyen profite du rachat des permis d'émissions *via* la diminution de la pollution qui en résulte et, *in fine*, *via* la réduction des dommages causés à l'environnement.

2.1. Le régulateur connaît la valeur du paramètre R

Supposons (provisoirement) que le régulateur connaisse la valeur du paramètre R . Admettons alors qu'il décide de subventionner la demande des citoyens au taux $S = 1 - R$. Comme $\frac{R}{(1-S)} = 1$, on a $DS = Dm$. Donc, la courbe de demande subventionnée coïncide avec la courbe de dommage marginal. Le résultat suivant est alors évident :

Supposons que le régulateur observe la valeur du paramètre R . Alors, quelle que soit cette valeur, si le régulateur alloue suffisamment de permis d'émissions, c'est-à-dire si $\bar{e} > e^0$, et s'il subventionne la demande des citoyens au taux $S = 1 - R$, alors, à l'équilibre du marché des permis, la quantité de pollution est optimale (i.e., on a $e^* = e^0$).

Cette conclusion prouve que l'incapacité des citoyens à résoudre le problème de l'action collective n'est pas un obstacle en soi à l'efficacité d'un marché de permis d'émissions ouvert aux citoyens. Elle contredit donc le résultat négatif précédent que l'on tirait comme corollaire

des conclusions de Smith et Yates (2003a). Précisément, la difficulté peut, en principe, être surmontée par le régulateur, au moyen d'un mécanisme approprié de soutien de la demande de permis des citoyens¹⁰⁰.

2.2. Le régulateur ne connaît pas la valeur du paramètre R

Admettons maintenant, ce qui est plus réaliste, que le régulateur ne connaisse pas la valeur du paramètre R . Plus précisément, supposons qu'il sait seulement qu'il prend soit la valeur R^L , soit la valeur R^H et repartons des hypothèses de la figure 20.

2.2.1. Le régulateur anticipe R^L et fixe le montant de la subvention $s = 1 - R^L$

Imaginons, pour commencer que les croyances du régulateur le poussent à être plutôt pessimiste quant à la capacité des citoyens à surmonter le problème de l'action collective. Il considère donc la valeur R^L comme beaucoup plus probable. Alors, vu le résultat précédent, il semble raisonnable de dire que le régulateur va vouloir subventionner la demande des citoyens au taux $S = 1 - R^L$. Les conséquences de ce choix sont représentées sur la figure 21 ci-dessous.

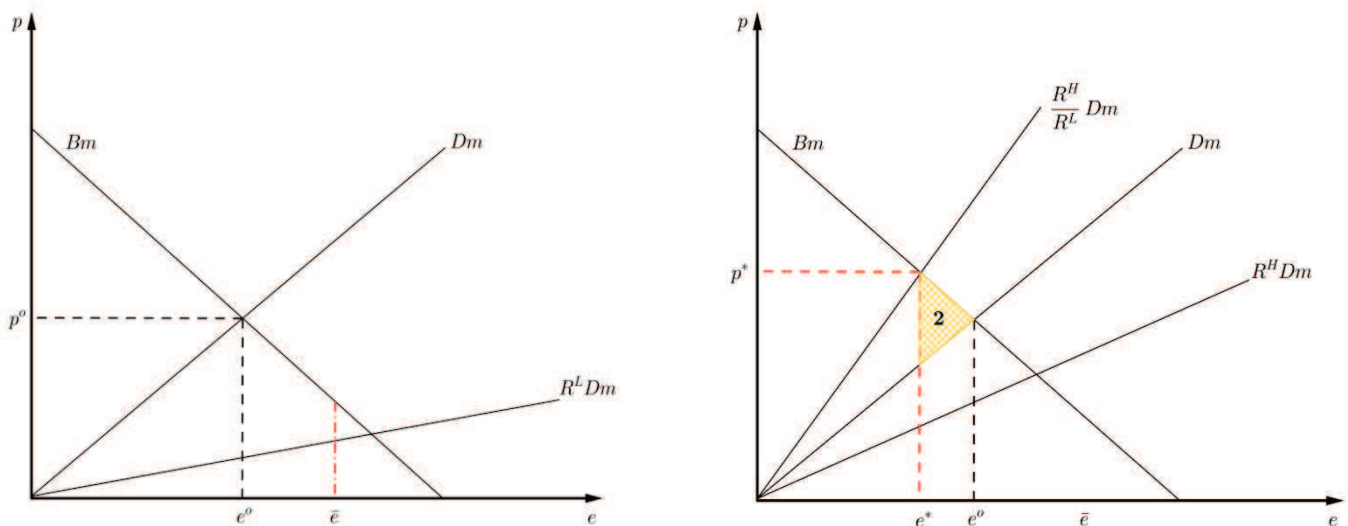


Figure 21 : Le régulateur subventionne au taux $S = 1 - R^L$

¹⁰⁰ Relevons que ce type de mesures est déjà utilisé en France, dans le domaine social. Ainsi, les contribuables reçoivent des crédits d'impôts proportionnels aux dons qu'ils accordent aux associations caritatives. Par ailleurs, on a vu dans le chapitre précédent que les dons versés, par les citoyens, aux ONG environnementales pour financer l'achat et le retrait de permis étaient éligibles à une déduction fiscale.

Si les croyances du régulateur se trouvent confirmées c'est-à-dire que $R = R^L$ (cf. la partie gauche de la figure 21) le résultat précédent s'applique. Ainsi, la courbe de demande subventionnée coïncide avec la courbe de dommage marginale (car on a $DS = \frac{R^L}{1-S} Dm = \frac{R^L}{(1-(1-R^L))} Dm = \frac{R^L}{R^L} Dm = Dm$). À l'équilibre du marché des permis, les émissions des firmes sont donc optimales, c'est-à-dire égale à e^o .

Par contre, dans l'hypothèse où ses croyances seraient infirmées (cf. la partie droite de la figure 21), la courbe de demande subventionnée sera au-dessus de la courbe de demande marginale (car on a $DS = \frac{R^H}{1-S} Dm = \frac{R^H}{(1-(1-R^L))} Dm = \frac{R^H}{R^L} Dm > Dm$) et ce, d'autant plus que le ratio $\frac{R^H}{R^L}$ est grand. À l'équilibre du marché, le prix d'équilibre sera p^* et la pollution sera e^* . La pollution sera donc plus petite que la pollution optimale, soit $e^* < e^o$. Le coût des croyances du régulateur, mesuré par l'aire du triangle **2** sur la partie droite de la figure 21, est d'autant plus grand que le ratio $\frac{R^H}{R^L}$ est grand.

2.2.2. Le régulateur anticipe R^H et fixe le montant de la subvention $s = 1 - R^H$

On suppose à présent que le régulateur considèrerait la valeur R^H comme beaucoup plus probable et, donc, subventionnerait la demande des citoyens à hauteur de $S = 1 - R^H$. Les conséquences de ce choix sont représentées sur la figure 22 ci-dessous.

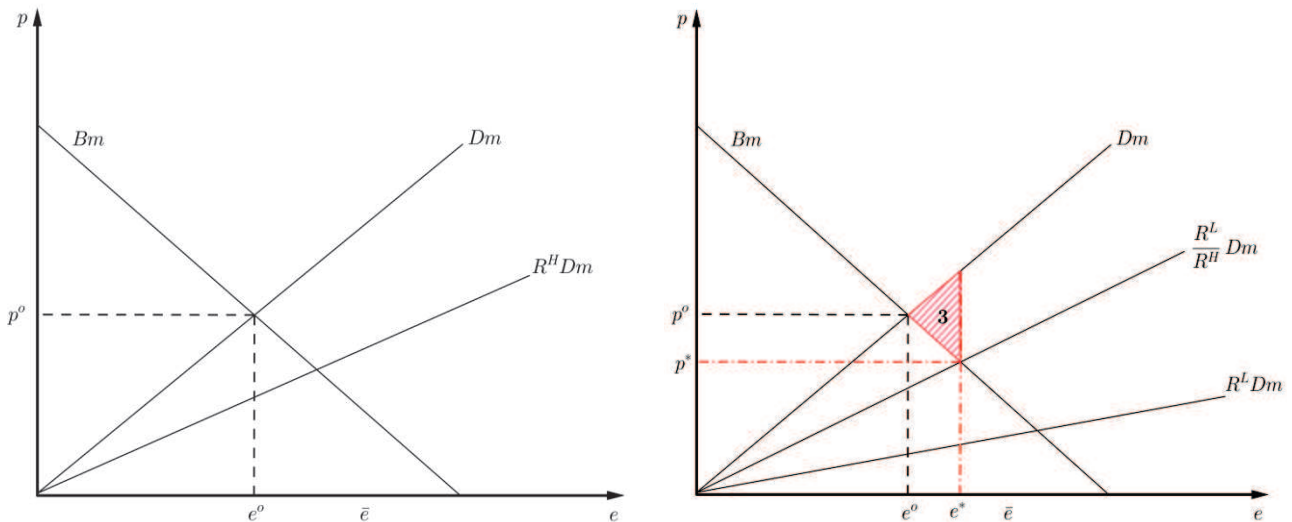


Figure 22 : Le régulateur subventionne au taux $S = 1 - R^H$

Si les croyances du régulateur se confirment (cf. la partie gauche de la figure 22), la courbe de demande subventionnée coïncide avec la courbe de dommage marginale (i.e., on a $DS = \frac{R^H}{1-S} Dm = \frac{R^H}{(1-(1-R^H))} Dm = \frac{R^H}{R^H} Dm = Dm$). À l'équilibre du marché des permis, les émissions des firmes sont donc optimales, c'est-à-dire égale à e^o .

Si au contraire les croyances du régulateur seraient infirmées (cf. la partie droite de la figure 22) alors dans ce cas la courbe de demande subventionnée sera en dessous de la courbe de dommage marginal, car on a $DS = \frac{R^L}{1-S} Dm = \frac{R^L}{(1-(1-R^H))} Dm = \frac{R^L}{R^H} Dm < Dm$, et ce d'autant plus que le ratio $\frac{R^L}{R^H}$ est petit. À l'équilibre du marché, les émissions e^* seront alors trop grande, par rapport à e^o . Plus précisément, elles seront soit égales à \bar{e} , quand le ratio $\frac{R^L}{R^H}$ est petit, soit inférieures à \bar{e} , dans le cas contraire. C'est la seconde hypothèse qui a été retenue pour construire la partie droite de la figure 22. À nouveau, le coût des croyances erronées du régulateur est mesuré par l'aire du triangle **3** sur la partie droite de la figure 22. Il croît quand le ratio $\frac{R^L}{R^H}$ diminue, tant que $e^* \leq \bar{e}$, après quoi il reste constant.

La comparaison des deux politiques décrites précédemment permet de tirer une conclusion importante.

Commençons par remarquer que, si le régulateur subventionne la demande des citoyens au taux $S = 1 - R^L$, il est possible que l'ouverture du marché aux citoyens soit socialement dommageable. Ceci se produira à deux conditions. Premièrement, il faut que la croyance $R = R^L$ du régulateur soit erronée avec une probabilité suffisamment forte. Dans ce cas, le coût des croyances du régulateur, mesuré par l'aire du triangle **2** sur la partie droite de la figure 21, sera probable. Deuxièmement, il faut que le ratio $\frac{R^H}{R^L}$ soit suffisamment grand, pour que l'aire du triangle 2 sur la partie droite de la figure 21 soit plus grande que l'aire du triangle **1** de la figure 19.

Par contraste, remarquons maintenant que, si le régulateur subventionne la demande des citoyens au taux $S = 1 - R^H$, l'ouverture du marché aux citoyens ne peut qu'être socialement bénéfique. En effet, peu importe que les croyances du régulateur soient justes ou fausses, à l'équilibre du marché, les émissions e^* des firmes sont soit égales à \bar{e} (si $R = R^L$ et $\frac{R^L}{R^H}$ est petit), soit comprises entre \bar{e} et e^o (si $R = R^L$ et $\frac{R^L}{R^H}$ est grand), soit égales à e^o (si $R = R^H$).

On tire alors l'enseignement suivant : Supposons que le paramètre R soit compris entre R^L et R^H , avec $R^L < R^H$. Admettons d'autre part que le régulateur connaisse R^H . S'il subventionne la demande de permis d'émissions de la part des citoyens à hauteur de $S = 1 - R^H$, alors, le fait d'ouvrir un marché de permis d'émissions aux citoyens n'est jamais socialement dommageable et, si \bar{e} est suffisamment grand et/ou si le ratio $\frac{R^L}{R^H}$ est suffisamment proche de 1, le fait d'ouvrir un marché de permis d'émissions aux citoyens est toujours socialement bénéfique.

3. L'importance du problème du passager clandestin : les principaux enseignements de l'économie expérimentale

Le problème du passager clandestin met en évidence une situation de dilemme social, dans laquelle l'intérêt individuel entre en conflit avec l'intérêt collectif. Ce problème a été identifié initialement dans le cadre du jeu du dilemme du prisonnier (coopérer ou ne pas coopérer) et, plus récemment, dans le jeu du bien public, qui correspond à une version continue de ce dilemme.

Le jeu du bien public¹⁰¹ se joue avec n joueurs, n désignant la taille du groupe. Chaque joueur reçoit une dotation initiale de Y jetons et a la possibilité, soit de conserver tout ou partie de ses jetons dans une cagnotte « privée », soit de contribuer à une cagnotte « commune ». Le jeu est réalisé « hors contexte précis » et, en particulier, sans référence explicite au mécanisme de contribution à la fourniture d'un bien public, quel qu'il soit. Chaque joueur, $i = 1, \dots, n$, doit décider du montant de sa contribution à la cagnotte commune, g_i . Les gains du joueur i , noté π_i , s'écrivent de la façon suivante : $\pi_i = Y - g_i + (1/n)G(g_i + \sum_{j \neq i} g_j)$ où $(1/n)G(\cdot)$ représente le bénéfice total que l'individu retire du bien public. Dans notre cas, il s'agit du bénéfice individuel, associé à la dépollution induite par le rachat de permis d'émissions par les citoyens. Le plus souvent, la fonction $G(\cdot)$ est une fonction linéaire et s'écrit $G(g_i + \sum_{j \neq i} g_j) = na(g_i + \sum_{j \neq i} g_j)$ avec $a < 1 < na$. Le paramètre a , supposé constant, correspond ici au rendement individuel marginal du bien public (i.e., $(1/n)G'(\cdot) = 0$).

¹⁰¹ Le jeu peut être joué une seule fois (jeu « à un coup »), mais, le plus souvent, le jeu est « répété » sur plusieurs périodes (par exemple, 10). La répétition du jeu permet notamment de saisir la dynamique de contribution au sein du groupe et donc, a contrario, celle du passager clandestin.

L'économie expérimentale, en réalisant ce jeu en laboratoire¹⁰², permet d'apprécier, voire de chiffrer, l'importance du problème du passager clandestin lors de la fourniture d'un bien public. Les résultats expérimentaux du jeu du bien public, quoique très généraux, nous permettent d'anticiper l'ampleur du problème si l'ouverture du marché de permis d'émissions aux citoyens devait être envisagée.

Sur le plan théorique, la stratégie dominante de chaque joueur ($i = 1, \dots, n$) est de ne pas contribuer à la cagnotte commune, de sorte que $g_i = 0$ (puisque $\partial \pi_i / \partial g_i = -1 + a < 0$, π_i décroît avec g_i). L'équilibre (de Nash) du jeu du bien public implique donc une absence totale de contribution de la part de tous les joueurs. A contrario, on montre que les paiements agrégés sont maximisés lorsque chaque joueur contribue à la hauteur de l'intégralité de sa dotation, de sorte que $g_i = Y$ (puisque $\partial(\sum_i \pi_i) / \partial g_i = -1 + na > 0$, $\sum_i \pi_i$ croît avec g_i). La théorie standard prédit ainsi que les individus cherchent à profiter du bien public (la dépollution) tout en évitant, dans la mesure du possible de participer à son financement : ils se comportent ainsi comme des passagers clandestins¹⁰³.

Sur le plan expérimental, cependant, de nombreux travaux ont montré que l'issue pouvait être bien différente¹⁰⁴. On observe, en particulier, que les sujets contribuent volontairement à la cagnotte commune entre 40 et 60 % de leur dotation initiale lors du premier tour de jeu. La capacité du groupe à régler le problème de l'action collective est donc, au départ, relativement forte. Lorsque, ensuite, le jeu est répété, le niveau de contribution, initialement proche des 50 %, décroît en revanche progressivement. Si le jeu est répété un nombre fini de fois (le nombre de périodes, de 10 à 25 selon les études, étant connu des joueurs), on observe un comportement dit de « fin de jeu » qui implique qu'à l'approche de la dernière période du jeu, le taux de contribution chute nettement et se situe *in fine* autour des 10 %.

Pour le régulateur qui envisagerait l'ouverture du marché de droits à polluer, se caler sur cette hypothèse basse de contribution à la dernière période semble raisonnable. En ce cas, nous l'avons vu, la participation des citoyens n'a aucune incidence sur l'équilibre du marché. Le régulateur peut cependant envisager de subventionner la demande des citoyens (S). Dans le jeu, une subvention revient à modifier la valeur du rendement individuel marginal du bien

¹⁰² Voir Eber et Willinger (2005) pour une présentation complète de la méthode expérimentale.

¹⁰³ En psychologie sociale, le problème du passager clandestin est ainsi à rapprocher du phénomène de « dilution de la responsabilité » (Darley et Latané (1968)), par lequel chacun pensant que l'autre va intervenir pour aider une personne en difficulté n'intervient finalement pas. L'effet taille augmenterait la dilution de responsabilité.

¹⁰⁴ Voir Ledyard (1995) pour une revue des résultats expérimentaux du jeu du bien public.

public¹⁰⁵ (a). Isaac et Walker (1988) ont bien montré expérimentalement que la contribution moyenne au bien public en fin de jeu augmentait sensiblement (de 4 % à 27 %) lorsque le paramètre a varie de 0,3 à 0,7. Le problème de l'action collective peut donc, en principe, être contourné et l'intervention des citoyens potentiellement bénéfique.

Comme notre présentation l'indique, la notion même de passager clandestin implique que le problème de l'action collective croît avec le nombre de participants : plus nous serions nombreux à pouvoir acheter des permis d'émission sur le marché, plus nous pouvons escompter tirer notre épingle du jeu en bénéficiant de la réduction de la pollution sans avoir pour autant à y contribuer nous-mêmes. Sur le plan expérimental, les travaux de Isaac et Walker (1988), puis ceux de Isaac, Walker et Williams (1994), ont observé explicitement le contraire. La taille du groupe et la présence de l'anonymat peuvent exercer un mouvement contraire lorsque chaque participant prend conscience du fait que, même si sa participation n'a pas d'influence sur celle du groupe, s'il ne participe pas, et que chacun raisonne de la même manière, l'ouverture du marché aux citoyens n'aura pas d'effet¹⁰⁶. Des groupes de 4 ou 10 sujets contribueraient ainsi en moyenne nettement moins que des groupes constitués par 40 ou même 100 individus¹⁰⁷. Ce résultat surprenant n'est cependant valable que lorsque le bénéfice marginal individuel du bien public est faible ($a = 0,3$) et non élevé ($a = 0,7$), auquel cas aucun écart significatif n'est constaté lorsque la taille du groupe se modifie. Au mieux, donc, l'augmentation du nombre de participants au marché (à niveau d'incitation constant) jouerait en faveur de la participation des citoyens contrairement à ce que l'on pouvait supposer initialement.

Une explication centrale de la présence de contributions positives importantes (dans le cas notamment d'un nombre de joueurs élevé) est proposée par Isaac et Walker (1988). Des contributions non nulles impliqueraient l'existence de préférences individuelles non égoïstes qui se traduiraient par des comportements sociaux ou moraux. L'altruisme des joueurs a ainsi été souligné. L'altruisme peut prendre, en particulier, deux formes différentes qui ont une incidence cruciale sur l'équilibre du marché des permis d'émissions en présence des citoyens.

¹⁰⁵ Mathématiquement, il revient au même de subventionner la contribution individuelle et d'augmenter le rendement individuel marginal du bien public. En effet, si la contribution individuelle est subventionnée au taux S , le gain de i devient $\pi_i = Y - (1 - S)g_i + a(g_i + G_{-i})$. Le rendement marginal de la contribution privée est alors égal à $\partial\pi_i/\partial g_i = S + a - 1$. Donc, du point de vue de l'impact sur l'incitation à contribuer au bien public, il revient exactement au même d'augmenter la subvention S ou le rendement du bien public a .

¹⁰⁶ Ce principe a été souligné récemment dans le paradoxe du vote : lors d'un vote, l'influence individuelle est non significative de telle façon que chaque individu n'est pas incité à se déplacer. Pour autant, le citoyen a conscience que si tous les votants raisonnent comme lui, le candidat qu'il soutient n'a aucune chance de passer.

¹⁰⁷ Toutes choses égales par ailleurs, c'est-à-dire, en particulier, en supposant que le rendement marginal individuel du bien public (a) demeure constant lorsque le nombre de participants (n) varie.

On peut supposer que le citoyen altruiste non paternaliste (Ballet (2000)) accorde, dans sa fonction d'utilité, un poids égal à 1 à son propre gain et un poids égal à $A > 0$ aux gains des autres. En achetant des permis d'émission et en réduisant ainsi le niveau de pollution, le citoyen altruiste non paternaliste augmente son utilité notamment parce qu'il prend en compte l'utilité du groupe.

Une autre façon de représenter l'altruisme du citoyen consiste à supposer, avec Andreoni (1995), que l'individu prend en compte le supplément de satisfaction individuelle issue de l'acte de contribution lui-même. Le « goût de donner » (« warm-glow ») serait donc une mesure chiffrée du plaisir ou de diminution de la culpabilité que l'individu retire lorsqu'il décide de participer au marché des droits à polluer. Ces deux formulations de l'altruisme modifient l'équilibre du marché de façon différenciée.

4. Effets de l'altruisme sur l'équilibre du marché des permis en présence de citoyens

Reprenons le modèle vu précédemment et supposons, pour simplifier, que le groupe des citoyens comporte n individus identiques ($n > 1$). Dans ce cas, le dommage marginal d'un individu est $(1/n)Dm$, Dm étant le dommage marginal du groupe. On admet désormais que les individus sont altruistes, ce qui signifie formellement qu'ils retirent une satisfaction de l'achat d'un permis d'émissions sur le marché, qui va au-delà de leur strict intérêt personnel, représenté par $(1/n)Dm$.

4.1. Altruisme non paternaliste

Lorsqu'un individu achète un permis d'émissions, il réduit le dommage de chaque citoyen de $(1/n)Dm$ (lui y compris). On dit qu'il est un altruiste non paternaliste s'il accorde un poids égal à 1 à son propre gain et un poids égal à $A > 0$ aux gains des autres. Si tous les individus ont le même paramètre d'altruisme A , à l'équilibre de Nash, on peut montrer que la courbe de demande de permis d'émissions des citoyens coïncide avec la courbe de dommage marginal altruiste $((1/n) + A(1 - 1/n))Dm$. Le paramètre R est donc égal à $((1/n) + A(1 - 1/n))$ dans ce cas.

On en tire assez directement les enseignements suivants : Supposons que les n citoyens aient la même courbe de dommage marginal individuelle $(1/n)Dm$ et valorisent la réduction des dommages des autres citoyens à hauteur de $A > 0$. Alors, on montre que $R = ((1/n) +$

$A(1 - 1/n)$). (i) Si $A < 1$, R est supérieur à $(1/n)$, inférieur à 1 et décroît avec n . (ii) Si $A = 1$, alors R est égal à 1, pour tout n . (iii) Si $A > 1$, R est supérieur à 1 et croît avec n .

Il est utile ici de faire le pont avec la section précédente. Passons rapidement sur le cas où $A \geq 1$, du fait qu'il paraît plutôt improbable (ce cas ne sera plus considéré dans les développements ci-dessous). Le paramètre R étant au moins égal à 1, la demande révélée passe au-dessus de la courbe de dommage marginal. Par conséquent, il ne faut pas subventionner la demande de permis des citoyens. (Si $A > 1$ et $R > 1$, il faudrait même taxer la demande des citoyens). Envisageons maintenant le cas où $0 < A < 1$. Par comparaison avec la situation où les individus ne sont pas altruistes ($A = 0$), qui était notre hypothèse à la section 2, le paramètre R augmente, toutes choses égales par ailleurs (il passe de $R = 1/n$ à $R = 1/n + A(1 - 1/n)$). La courbe de demande révélée se rapproche de la courbe de dommage marginal, en restant toutefois strictement en dessous. La prescription de la section précédente reste donc valable. Le fait de subventionner la demande de permis des citoyens peut améliorer le bien-être social. Cependant, il convient d'apporter la précision suivante. La présence d'altruisme doit inciter à diminuer le montant de la subvention.

4.2. Warm-Glow

Sous l'hypothèse d'Andreoni (1995), en achetant un permis d'émissions sur le marché, l'individu ressent, au-delà de la diminution de son dommage individuel de la pollution, mesurée par $(1/n)Dm$, une satisfaction liée directement au fait de donner. Plusieurs interprétations de ce phénomène sont plausibles. Cela peut renvoyer à une attitude morale, correspondant simplement au sentiment d'agir bien, comme le soulignent Levitt et List (2007). Lorsque le nombre de permis achetés par chacun est public et que chaque acheteur peut être identifié, cela peut aussi traduire le désir de l'individu d'être perçu par les autres comme un altruiste (Andreoni et Petrie (2004)).

On peut formaliser l'hypothèse de Warm-Glow, en supposant que l'individu retire, pour chaque permis acheté par les autres, un bénéfice $(1/n)Dm$, et, pour chaque permis acheté par lui-même, un bénéfice $(1/n)Dm + W$, où W est un paramètre positif. Si tous les individus ont le même paramètre W , à l'équilibre de Nash, on montre que la courbe de demande de permis d'émissions des citoyens coïncide avec la courbe de dommage marginal altruiste $((1/n)Dm + W)$. On voit ici que la courbe de demande de permis d'émissions des citoyens

n'est pas nécessairement proportionnelle à Dm , si bien qu'il n'est plus possible de définir le paramètre R .

4.3. Équilibre du marché

Pour voir en quoi l'altruisme (en considérant à la fois un altruisme non paternaliste et Warm-Glow) modifie les conclusions de la section 2, supposons que la demande révélée soit $DR = R Dm + W$. On suppose ici que $1/n < R < 1$ et $W > 0$, pour traduire la présence d'un altruisme non paternaliste et de Warm-Glow. Sur la figure 23, on détermine l'équilibre du marché, en séparant le cas où W est petit (cf. la partie gauche de la figure 23) et celui où W est grand (cf. la partie droite de la figure 23).

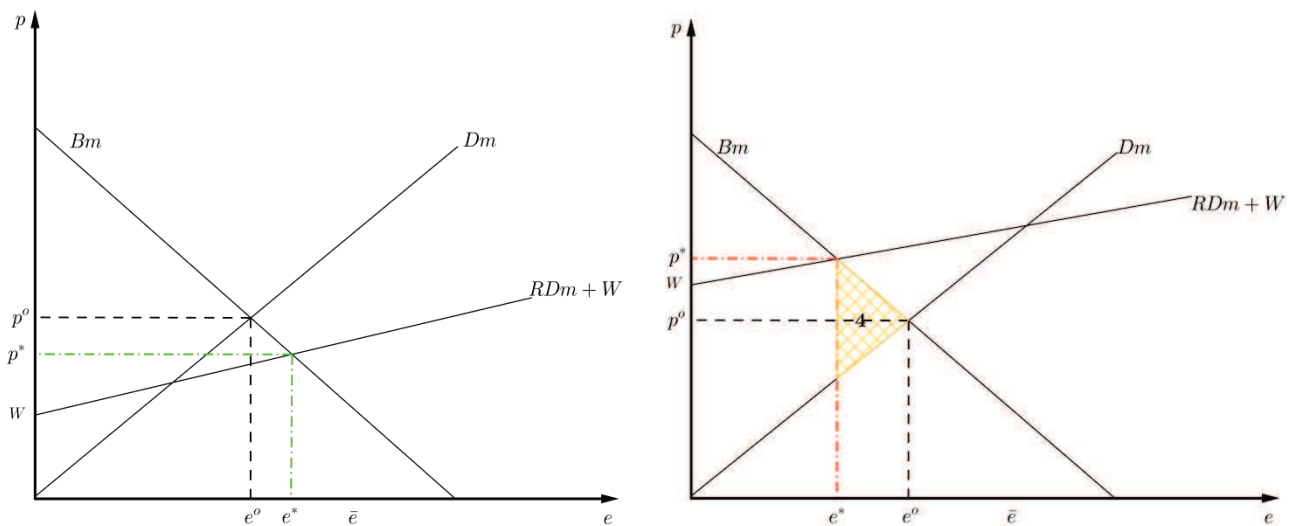


Figure 23: Altruisme et équilibre du marché

À chaque fois, l'équilibre du marché se produit pour un prix p^* et une quantité e^* . Sur la partie gauche de la figure 23 on voit que la participation des citoyens est socialement avantageuse, puisque $e^o \leq e^* < \bar{e}$. Sur la partie droite de la figure 23 on voit que la participation des citoyens aboutit à un équilibre de marché tel que $e^* < e^o$. Autrement dit, la pollution est trop faible par rapport à l'état optimal. Ceci induit un coût social égal à l'aire du triangle **4** sur la partie droite de la figure 23. La question de savoir si cette situation est meilleure que celle où les citoyens n'auraient pas accès au marché des permis d'émissions dépend des surfaces des triangles **1** et **4**, respectivement dans la figure 19 et sur la partie droite de la figure 23. Plus précisément, si W est trop grands, alors mieux vaut fermer le marché aux citoyens.

On a donc la conclusion suivante (cf. la figure 23) : Si les citoyens sont altruistes, de sorte que la courbe de demande révélée des citoyens est donnée par $R D_m + W$, avec $1/n < R < 1$ et $W > 0$, la participation des citoyens est socialement bénéfique si, et seulement si, le paramètre W (reflétant, par hypothèse, la présence de Warm-Glow) n'est pas trop grand.

5. La participation des citoyens à un marché de permis est-elle légitime ?

Les sections précédentes montrent qu'ils existent des arguments en faveur d'une participation des citoyens aux marchés de permis d'émissions, si l'on retient comme critère l'efficacité économique. Dans cette section, nous discutons le bien-fondé de la participation des citoyens aux marchés de permis d'émissions, en retenant comme critères la justice et l'éthique dans leurs dimensions économique, environnementale et intergénérationnelle. De manière générale, la justice s'intéresse au rapport d'ordre qui gouverne les relations sociales (organisation de la société, hiérarchie politique et sociale) tandis que l'éthique concerne le vouloir-vivre ensemble et les conceptions du bien et du mal qui orientent les rapports entre les individus. Nous traitons le bien-fondé de l'ouverture du marché des permis sous l'angle de la capacité de la politique à respecter des normes de justice et d'éthique spécifiques, que ce soit d'un point de vue procédural (i.e. la démarche en elle-même), ou d'un point de vue conséquentialiste (les effets de cette démarche en prenant en compte les comportements induits). Le lien entre l'échelle individuelle et l'échelle sociale (valeurs, lois...) n'est cependant pas abordé ici. L'introduction de l'éthique dans notre analyse nous conduit à étudier l'ouverture d'un marché de permis aux citoyens selon la nature (locale, globale) et l'impact temporel (non persistant, persistant ou cumulatif) de la pollution.

5.1. Liberté et souveraineté des citoyens : les bases d'une éthique économique

Plusieurs arguments en faveur d'une ouverture des marchés de permis aux citoyens peuvent être avancés. Un premier argument repose sur le principe d'égalité : l'ensemble des citoyens doit participer au banquet des droits à polluer et revendiquer le droit d'accéder à un bien collectif pur. Selon Ahlheim et Schneider (2002), la prise en compte d'une éthique économique conduit à poser comme principes de départ, la liberté et la souveraineté des citoyens. En vertu de ces postulats, le pouvoir de décider de l'utilisation des ressources rares et non dégradées doit leur revenir, en dernier ressort. Une politique économique se justifie si

et seulement si elle est conforme aux préférences des individus¹⁰⁸. Or, ces auteurs constatent que la procédure pour organiser les marchés de permis d'émissions, décrite par la théorie économique comme utilisée en pratique, exclut largement les préférences des ménages. Le droit de propriété sur l'environnement revient au gouvernement.

En fixant le plafond d'émissions, il détermine quel usage en sera fait. Il transmet ce droit de propriété sur l'environnement aux firmes, soit en allouant les permis d'émissions gratuitement (en fonction des émissions passées des firmes installées, suivant le principe du *grandfathering*), soit en les mettant aux enchères. Les citoyens, n'étant pas acteurs de cette procédure, ils n'ont pas de moyens directs pour orienter les objectifs de la politique publique. Leur action doit, dans ce cas, prendre la forme d'opérations de militantisme écologique ou de lobbying. On doit rejeter ici comme irréaliste l'argument selon lequel le gouvernement étant élu démocratiquement, le plafond d'émissions qu'il décide représente *de facto* les préférences environnementales des ménages. En effet, au moment de l'élection, l'électeur fait son choix sur la base d'un programme global, dans lequel la dimension environnementale se trouve diluée parmi de très nombreux autres objectifs. Il est alors bien clair qu'on ne peut en aucun cas prétendre qu'un gouvernement est élu en fonction de sa position (ou son programme) sur telle ou telle question environnementale.

Ahlheim et Schneider (2002) relèvent de plus une contradiction étonnante : la législation sur l'environnement des États-Unis et de l'Europe fait couramment référence aux préférences des individus. Ainsi, la réalisation de grands projets d'infrastructure nécessite-t-elle au préalable une étude d'impacts environnementaux. Les tribunaux recourent à des évaluations économiques des dommages environnementaux pour déterminer le montant du dédommagement après un accident écologique. Si la fixation du plafond d'émissions par le gouvernement est quant à elle largement indépendante des préférences des ménages, on met ici en évidence une différence de traitement difficilement justifiable. Si l'on admet comme postulats de départ, la liberté et la souveraineté des citoyens, l'ouverture des marchés de permis d'émissions à tous les citoyens est justifiée sans équivoque.

Par ailleurs, en considérant les moyens donnés aux citoyens pour exprimer leurs préférences et les effets qu'ils exercent sur les objectifs des politiques d'environnement, Ahlheim et Schneider (2002) évaluent aussi les marchés de permis d'émissions sous l'angle de la justice économique. Sur ce point, tous les agents économiques ne sont pas traités de la même

¹⁰⁸ Ce point de l'analyse exclut implicitement la possibilité de vouloir protéger l'environnement pour lui-même, indépendamment de tout rapport avec le bien-être des individus.

manière. C'est notamment le cas des firmes. En effet, dans les premières étapes de la mise en place d'un marché de permis d'émissions, pour des raisons d'acceptabilité politique évidentes (Oates et Portney (2003)), les permis sont le plus souvent distribués gratuitement aux firmes en place, suivant le principe du *grandfathering*. Le recours à un mécanisme d'enchères ne concerne au mieux qu'une faible proportion des permis alloués. Ceci est critiquable pour deux raisons. En premier lieu, cela confère un avantage concurrentiel aux firmes installées, au détriment des firmes entrantes. Les firmes entrantes, soumises au principe du *grandfathering* et donc non dotées en permis, doivent acheter les permis nécessaires aux firmes déjà installées. On peut donc craindre une diminution de la concurrence sur les marchés et, par conséquent, une hausse des prix des biens régulés pour les consommateurs. En second lieu, cette méthode de distribution des permis d'émissions reconnaît implicitement aux firmes le droit d'utiliser l'environnement à leur avantage, sans verser de compensation pour les dommages occasionnés.

Pour pallier ces inconvénients, Ahlheim et Schneider (2002) suggèrent non seulement que le régulateur ouvre les marchés de permis d'émissions aux citoyens, mais également qu'il leur alloue directement et gratuitement la dotation de permis d'émissions. Dans ce cas, non seulement les citoyens pourraient agir sur l'objectif de la politique d'environnement¹⁰⁹, dans la limite des permis d'émissions distribués par le régulateur, mais ils seraient aussi compensés pour les dommages subis en recevant le produit de la vente des permis d'émissions.

5.2. Les citoyens propriétaires des droits sur l'environnement : à la recherche d'une meilleure justice

Ahlheim et Schneider (2002) proposent un système de marché de permis d'émissions dans lequel la totalité des permis est allouée gratuitement aux citoyens¹¹⁰. L'attribution initiale des droits sur l'environnement aux citoyens se justifie par le principe de souveraineté des citoyens. Pour Ahlheim et Schneider, (2002) il semble illogique d'exclure les citoyens, à la fois, du choix du niveau de la contrainte environnementale et de la distribution des permis d'émissions. En choisissant d'allouer les permis initialement, par le biais d'une distribution gratuite ou payante, aux firmes le régulateur ignore les préférences des citoyens.

¹⁰⁹ Chaque citoyen peut décider de (i) vendre une partie de sa dotation initiale, (ii) la totalité de sa dotation initiale ou (iii) de ne vendre aucun permis d'émission.

¹¹⁰ Ces derniers peuvent intervenir sur le marché de permis, à la fois, en tant qu'acheteur et/ou vendeur de permis d'émissions. Un schéma qui reprend le fonctionnement du marché de permis proposé par Ahlheim et Schneider (2002) est présenté en annexe 4.

Ahlheim et Schneider (2002) comparent le marché où la totalité des permis est attribuée gratuitement aux citoyens et le marché où la totalité des permis est allouée gratuitement ou moyennant paiement aux firmes. Ils montrent, d'un point de vue purement théorique, que les deux marchés ont les mêmes propriétés en termes d'efficacité environnementale¹¹¹ et d'efficacité coût. Les deux marchés garantissent le respect du plafond d'émissions qui a été fixé. Toutefois, lorsque les citoyens détiennent initialement la totalité des permis d'émissions ils ont le pouvoir de renforcer les restrictions en matière d'émissions en conservant une partie des permis que le régulateur leur alloue. Ils montrent par ailleurs, sous des hypothèses¹¹², qu'un marché où les permis sont gratuitement alloués aux citoyens est supérieur au sens de Pareto à un marché où les permis sont alloués aux firmes. Toutefois, ces vertus s'amointrissent si des citoyens (i) se comportent en passager clandestin, (ii) sont indifférents à l'amélioration de la qualité environnementale, ou (iii) sous-estiment leurs efforts individuels pour réduire la pollution (Ahlheim et Schneider (2002)). Dans les trois cas de figure, il faut s'attendre à ce que le citoyen vend la totalité de sa dotation initiale de permis d'émissions qu'il a reçu et la quantité de permis thésaurisée¹¹³ sera par conséquent nulle.

D'abord, le comportement de passager clandestin découle des caractéristiques des permis d'émissions. Dans ce cas, l'amélioration de la qualité environnementale¹¹⁴ procure au citoyen une utilité marginale positive sauf qu'il préfère vendre la totalité de sa dotation initiale et s'en remettre aux efforts des autres pour réduire la pollution. Ensuite, si la pollution n'a pas d'impact direct sur le bien-être du citoyen alors il est indifférent à l'amélioration de la qualité de l'environnement. Dans ce cas, l'utilité marginale que retire le citoyen d'une baisse de la pollution est assez faible, voire nulle. Cela le pousse à vendre la totalité de sa dotation initiale de permis d'émissions. Enfin, un citoyen peut sous-estimer son action individuelle pour baisser la pollution¹¹⁵. Dans ce cas, le citoyen retire une utilité marginale positive de l'amélioration de la qualité environnementale, mais estime que son action individuelle pour

¹¹¹ L'efficacité environnementale traduit la capacité à atteindre l'objectif environnemental fixé.

¹¹² Ces hypothèses portent notamment sur (i) l'absence de comportement de passager clandestin, (ii) absence de tragédie des communs, (iii) chaque citoyen internalise les effets externes, de son action personnelle pour réduire la pollution, sur l'utilité des autres.

¹¹³ Soit \bar{e} le plafond d'émission fixé par le régulateur et \bar{e}_i la dotation initiale de permis d'émissions qu'il alloue, gratuitement, à chaque citoyen i . La quantité de permis thésaurisée par le citoyen i qu'on note e_i est égale à la quantité de permis que le citoyen i décide de conserver et de ne pas vendre. Si $e_i = 0$ cela veut dire que le citoyen i vend la totalité de sa dotation initiale. Si $0 < e_i < \bar{e}_i$ alors le citoyen i vend une partie de sa dotation et en conserve une partie. Si en revanche $e_i = \bar{e}_i$ cela veut dire que le citoyen i ne vend aucun permis.

¹¹⁴ La qualité environnementale est identique pour tous les citoyens et elle est égale à la somme des permis thésaurisée par les n citoyens y compris le citoyen i .

¹¹⁵ Pour des problèmes écologiques globaux, comme le réchauffement climatique, la contribution de chaque citoyen pour réduire les émissions est négligeable. Individuellement chaque citoyen se sent impuissant à réduire la pollution.

réduire la pollution est insignifiante. Comme dans les deux cas précédents, le citoyen va vendre la totalité de sa dotation initiale de permis d'émissions.

Mais qu'est-ce qui peut, alors, amener un citoyen à ne pas vendre la totalité de sa dotation initiale de permis d'émissions sachant que s'il vend des permis d'émissions il pourra consommer davantage de biens et services ? D'après le modèle proposé par Ahlheim et Schneider (2002), l'altruisme impur¹¹⁶ semble apporter une explication à la disposition des citoyens à sacrifier une consommation privée pour participer à l'amélioration future de la qualité environnementale. Dans ce cas, le citoyen qui renonce à une consommation immédiate, retire une satisfaction non de l'amélioration du sort du bénéficiaire, mais du simple fait de donner parce qu'il jouit d'une réputation de générosité. Cela inclut aussi la satisfaction issue du pur acte de don lors de la contribution à un bien public (Andreoni (1989; 1990)). Ainsi, un citoyen qui se comporte en altruiste impur et qui décide de thésauriser une partie de sa dotation initiale de permis d'émissions peut accroître son bien-être par le simple fait de participer à une cause noble puisqu'il jouit d'une réputation de générosité sans toutefois se soucier de l'amélioration du bien-être du bénéficiaire ou de la satisfaction qu'il peut en tirer. Participer à l'amélioration de la qualité environnementale en renonçant à vendre une partie ou la totalité de sa dotation initiale de permis d'émissions procure un sentiment de fierté, un effet d'aise «warm-glow giving effect» (Ballet (2000)). L'altruisme impur, a par ailleurs, un effet indirect sur l'utilité du citoyen qui résulte de la réduction des émissions et de l'amélioration de la qualité environnementale.

5.3. L'environnement, un bien premier non marchand : la nécessité d'une justice environnementale

Une lecture de la théorie de la justice de Rawls (1971) peut apporter quelques éclairages sur l'intervention des citoyens à un marché de permis négociables. D'une manière générale, les problèmes environnementaux peuvent se traduire en termes de justice distributive lorsque les populations défavorisées reçoivent plus que leur part des effets des activités polluantes, des politiques industrielles ou, plus largement, du marché. En reprenant les trois principes de la théorie de la justice de Rawls (1971), on peut soutenir qu'une distribution inéquitable des externalités négatives (pollution...) est injuste si elle compromet : a) le principe d'égalité

¹¹⁶ Cependant, l'altruisme pur n'a pas été retenu comme variable pouvant expliquer le sacrifice privé des citoyens pour une amélioration future de la qualité environnementale au profit des générations futures. L'altruiste pur se soucie des autres et considère que sa contribution est « sans importance » et que l'objet de son souci est la somme des contributions (Ballet (2000)).

liberté ; b) le principe de la juste égalité des chances et c) le principe de différence, c'est-à-dire la démonstration doit être faite que cette distribution est à l'avantage des plus défavorisés.

La théorie de la justice ne stipule pas les taux acceptables de pollution ni le choix des politiques environnementales, mais elle permet d'avancer une certaine idée de la justice environnementale. La concentration des activités polluantes dans certains espaces où se concentrent les difficultés socioéconomiques doit répondre aux trois principes mentionnés ci-dessus, dont celui du *maximin* (principe c). Dans ce contexte, le principe du *maximin* conduit à déterminer une distribution équitable des ressources dans une société juste en considérant que les inégalités économiques ne sont acceptables qu'à la condition qu'elles autorisent une situation meilleure pour les plus défavorisés. Or, rien ne garantit qu'un marché de permis d'émissions ouvert aux citoyens vérifie cette condition. Créé *ex nihilo*, sur la base d'une répartition initiale donnée, il est peu probable qu'un tel marché produise une répartition juste des permis à polluer entre les citoyens. L'État devra donc intervenir pour corriger cette situation *ex post*.

La théorie de Rawls offre ainsi des restrictions importantes aux choix économiques qui consisteraient à transposer les effets négatifs des politiques industrielles sur les quartiers d'habitation des populations défavorisées¹¹⁷ (Wenz (1988)). Si on se place dans la perspective de l'ouverture d'un marché des permis, et si on fait l'hypothèse qu'il existe deux groupes d'individus, des riches et des pauvres, on peut s'attendre à ce que les riches achètent des permis en plus grand nombre par rapport aux pauvres, ce qui contribuera à réduire les inégalités entre les deux groupes sur l'espace considéré. Ce résultat est valide si la population et la pollution (de nature globale) sont réparties uniformément dans l'espace. Mais, dans le cas où cette répartition n'est plus uniforme (exemple de pollutions de nature locale), on peut identifier deux espaces dotés d'une qualité environnementale distincte et de marchés de permis différents : dans la région dotée d'une bonne qualité environnementale, les riches achètent beaucoup de permis et préservent un environnement sain tandis que dans la région pauvre, les citoyens pauvres en achètent peu et sont confrontés à un environnement dégradé. La portée éthique de l'exemple prend une dimension éclairante lorsqu'on confronte les situations des pays industrialisés et des pays en développement face au changement climatique (O'Brien et Leichenko (2006)).

¹¹⁷ Ainsi, la théorie de la justice peut servir de justification à des politiques de réparation ou dédommagement à l'endroit où les populations subissent plus fortement qu'ailleurs les contrecoups de la pollution.

Ainsi, cette théorie offre des prises possibles pour une justice environnementale comprise comme une distribution équitable des ressources environnementales (Ferrari et al. (2006)). Non seulement le respect du principe du *maximin* doit contenir les actions industrielles, mais le respect de soi, un bien premier¹¹⁸ dans la théorie rawlsienne, doit être l'objet d'une distribution égale entre tous les membres de la société. En ce sens, un environnement naturel dégradé peut être un facteur d'injustice qui, lorsqu'il compromet le respect de soi, ne peut être compensée par aucun bienfait économique ou d'une autre nature. Dès lors, c'est le principe de l'existence des marchés de permis qui peut être remis en question. Ainsi, la théorie ne tolère pas que les enjeux environnementaux soient l'objet d'un marchandage lorsqu'il s'agit des droits et des libertés. Néanmoins, la théorie de la justice peut paraître insuffisante dans ses réponses aux enjeux environnementaux qui ne concernent pas uniquement les questions du respect des droits et libertés ou de la justice distributive, mais plus largement les questions de la survie de l'humanité englobant les liens entre les différentes espèces. Comme le souligne Barry (1999), il n'est pas évident qu'une théorie de la justice dont l'objet est la distribution des droits, des libertés et des ressources entre les individus ait comme mandat la protection du monde non humain.

Ce dernier point renvoie au fait que la justice environnementale dans l'approche rawlsienne est fortement portée par une dimension intergénérationnelle peu étendue. En effet, dans la théorie de la justice, les individus n'ont d'autres horizons que celui de leurs enfants et petits-enfants, et cela uniquement parce qu'ils peuvent entrer dans les intérêts propres du contractant, c'est à dire non pour le bien propre de ces générations, mais parce que le fait de vouloir des enfants peut entrer dans une conception d'une vie bonne. Dès lors, le *maximin* ne vaut que pour les générations existantes et se préoccupe des plus défavorisés qui ne sont pas hors d'atteinte sur un horizon temporel déterminé (Gosseries (2002)).

Le fondement d'un tel comportement peut s'expliquer par un facteur particulier appelé la distance morale. Cette distance exprime le fait que nous sommes moins intéressés à l'état futur des joies et des peines des personnes que nous ne connaissons pas et qui nous sont lointaines (Birnbacher (1994)). Tous les individus composant les générations futures ne sont pas également proches de nous (hétérogénéité). Cela étant, on peut s'interroger sur la possibilité d'étendre le principe du *maximin* à toutes les générations présentes et futures : la correction proposée consiste à ajouter parmi les contraintes de la position originelle

¹¹⁸ Les biens premiers chez Rawls sont des libertés fondamentales : il s'agit notamment des libertés politiques, des libertés d'expression, ou encore du respect de soi.

l'ignorance quant à la génération à laquelle les individus appartiendront (Singer (1988)). Dans ce cadre, les contractants ne sont pas des contemporains, mais des individus issus de diverses générations plus ou moins éloignées les unes des autres. Non seulement cette correction va à l'encontre de Rawls (horizon temporel supérieur à celui de quelques générations), mais elle conduit aussi à l'adoption d'un principe du *maximin* tout à fait désincarné par rapport aux conditions sociales et économiques dans lesquelles se situent les contractants (De-Shalit (1995)). De plus, sur le plan de la justice intergénérationnelle, les inégalités économiques et sociales devraient être à l'avantage des générations les moins favorisées.

Or, cette solution n'est pas envisageable pour deux raisons : d'une part, parce qu'elle s'appuie davantage sur une justice commutative (portée par le contrat qui lie les générations entre elles) que sur une logique distributive dès qu'il y a impossibilité de compenser des injustices associées à des contractants défavorisés et pour lesquels la position dans l'horizon temporel n'est pas connue et, d'autre part, parce que le *maximin* n'a aucune portée rétroactive, ce qui limite la capacité d'agir pour améliorer le sort des générations disparues. Les contractants rationnels de Rawls, recherchant leur propre intérêt et réfractaires au risque ne verront peut-être pas de grands avantages dans ce contexte à adopter le *maximin* comme principe de justice (Ferrari et al. (2006)).

5.4. Pollutions cumulatives et générations futures : l'obligation d'une éthique du futur

L'ancrage temporel des pollutions de nature cumulative telles que les gaz à effet de serre questionne directement la dimension intergénérationnelle de l'équité sur un temps long. Plus précisément, il s'agit de se demander s'il est légitime de laisser les générations présentes décider de ce qui sera bon pour les générations futures, *via* la mise à disposition d'une quantité de permis à laquelle les citoyens contemporains auront bien voulu renoncer. Fondamentalement, est-ce que le marché des permis constitue un outil de régulation équitable dès que les générations futures entrent en scène ?

Au sein de l'approche de Rawls, le passage à l'échelle intergénérationnelle s'appuie sur un autre principe de justice que celui du *maximin*. En effet, il conduit à la définition d'un principe de justice doté d'une logique distributive avec le principe de la juste épargne. Dans *Political Liberalism* (1995), Rawls fait mention d'une « épargne juste » qui permettrait d'élargir la question de la distribution aux enjeux intergénérationnels. Si les problèmes de justice se posent entre contemporains – ce qui limite l'ouverture de la distribution aux

générations très lointaines –, il avance l'idée d'un principe, effectif au moment du contrat, adopté par toutes les générations. La contrainte de la contemporanéité de la position originelle fait que la théorie ne considère que les générations existantes dans un temps donné (cinq ou six générations : petits-enfants, enfants, parents, grands-parents,...).

Un juste principe d'épargne autorise chaque génération à recevoir de ses prédécesseurs et à donner à sa descendance. Or, il n'est pas possible pour les générations futures de donner aux générations les plus défavorisées. Dans ces conditions, Rawls propose de régler autrement que par le principe de différence la question de l'épargne. Celle-ci trouve un règlement dans la position originelle qui permet à tous les contractants de décider sans connaître leur position réelle dans la société : le processus d'accumulation est déterminé par un compromis équitable décidé par toutes les générations virtuellement représentées. Dès lors la question éthique vise à « se mettre d'accord durablement sur un sentier d'évolution qui traite de manière juste toutes les générations dans l'ensemble de l'histoire de la société. » (p.331). Finalement, le principe d'épargne est défini du point de vue des individus les moins favorisés dans chaque génération et ce sont ces individus qui déterminent le taux d'accumulation dans la société.

Cependant, le principe d'épargne n'apporte pas de réponse à la question du plafond « juste » d'émission : pour un niveau donné d'émission, il est seulement possible d'allouer des droits d'usage de manière égale entre toutes les générations après avoir identifié la ressource commune -ici, le climat- sur laquelle portent ces droits (Gosseries (2008)). Considérant que les générations présentes peuvent par leurs actions dégrader la qualité de l'environnement et contribuer au réchauffement climatique, elles doivent être en mesure de pouvoir seulement assurer des transferts au profit des générations futures qui autoriseront ces dernières d'accéder à un niveau de bien-être au moins égal à celui des générations présentes. Dans un contexte d'incertitudes sur l'évolution du changement climatique, se placer sur un horizon de très long terme dans la définition du marché de droits à polluer permet aux générations futures d'être prises en compte, mais, dans le même temps, les choix décidés aujourd'hui en matière de fixation du plafond d'émission conditionnent les choix que les générations futures pourront réaliser demain : une solidarité non réciproque lie les générations successives via l'outil de régulation climatique, sans que les générations futures n'aient eu à s'exprimer et à revendiquer des droits ou obligations à notre égard.

Partant de ce constat, il est possible de traiter de la justice à l'égard des générations futures en raisonnant non pas à partir d'un cadre contractualiste, mais à partir de la prise en compte d'un impératif catégorique compris comme fondement de l'engagement de chaque citoyen. L'idée

repose sur la reconnaissance, par les citoyens des générations actuelles, de leur capacité à exercer une responsabilité à l'égard du futur et du bien-être des générations à venir. Cette perspective implique de définir les générations futures sur un temps long, sans possibilité de compensation, et en considérant l'asymétrie des droits et devoirs entre générations présentes et futures : les générations futures n'ont aucun droit moral sur les générations présentes (puisqu'elles n'existent pas encore) tandis que ces dernières ont des devoirs à l'égard des générations qui les suivent (leur action doit être limitée afin de ne pas dégrader la qualité de l'environnement naturel entendu comme un bien public).

Nous formulons l'hypothèse selon laquelle une éthique du futur soutenue par le principe Responsabilité de Hans Jonas (1979) peut conduire à étendre la justice environnementale sur un horizon temporel long. Cette responsabilité à l'égard des générations futures est infinie dans le temps. Elle est portée par une éthique du juste qui, chez Jonas, répond à un impératif catégorique kantien : les générations actuelles ont le « devoir » d'exercer une responsabilité à l'égard de leur descendance.

« Agis de façon que les effets de ton action soient compatibles avec la permanence d'une vie authentiquement humaine sur terre » (Jonas (1993) p. 30).

Selon le principe Responsabilité, l'individu a le pouvoir de faire courir un risque à l'humanité, mais il n'en a pas le droit (d'un point de vue éthique). L'intervention de l'éthique est alors légitime, car elle régule le pouvoir d'agir de l'individu, être conscient et responsable de ses actes. La définition du principe s'appuie sur une relation de causalité vérifiée *ex ante* : c'est parce que l'on est responsable que l'on doit préserver sur un temps long l'espèce humaine. Il s'agit donc d'une obligation qui est dépourvue de réciprocité dans la mesure où elle n'engendre pas d'obligation correspondante chez l'individu qui en fait l'objet, à savoir celui à naître. Cette absence de réciprocité dans l'éthique s'accompagne d'une équité intergénérationnelle asymétrique : les générations présentes ont des droits et des obligations envers les générations futures parce qu'elles ont conscience de l'effet de leurs actions dans le futur, mais les générations futures ne peuvent ni exercer de droit ni d'obligation envers les générations présentes, car n'existant pas encore, elles ne peuvent exercer ni action ni effet.

Dans ces conditions, la justice intergénérationnelle ne peut pas être envisagée sur la base d'une justice redistributive entre les générations : toute ressource environnementale irréversiblement dégradée ou détruite du fait des actions humaines présentes ne pourra pas faire l'objet d'un échange intergénérationnel. D'où la nécessité de recourir à l'impératif kantien afin que de telles actions n'entravent pas les possibilités futures de la vie humaine sur

terre : l'éthique permet alors de limiter *ex ante* les dégradations majeures de nature irréversible (Ballet et Mahieu (2003)).

Ainsi, dès lors que les pollutions sont de nature globale et cumulative, les apports de Rawls et de Jonas nous enseignent qu'il est difficile de laisser les générations présentes décider du sort des générations futures sur le plan de l'éthique. D'un côté, le cadre contractualiste de Rawls semble difficile à marier avec la distance morale qui sépare les générations présentes des générations très lointaines dans le temps (incluant des générations défavorisées). D'un autre côté, l'application d'un impératif catégorique aux générations présentes conduirait à orienter les choix des générations futures en se référant à un niveau d'émission de référence qui devrait être compatible avec "une vie authentiquement humaine sur terre".

Si ce droit s'exerce sans difficulté morale pour des pollutions locales et non persistantes (liberté et souveraineté des citoyens), son exercice en présence de pollutions globales devrait probablement être limité. Dans ces conditions, si l'outil de régulation climatique que sont les marchés de droits à polluer peut être le vecteur de l'action des citoyens présents pour limiter l'impact des GES sur un horizon temporel court (identifié par quelques générations), alors cette action peut intervenir à deux niveaux : en élevant la contrainte environnementale (via le niveau du plafond) et en limitant les choix effectivement réalisés aux seuls choix acceptables conformément au principe Responsabilité (indépendamment du niveau d'émission).

Par ailleurs, la responsabilité chez le philosophe s'applique non seulement à l'humanité, mais aussi à la nature. En effet, les éléments de la nature font l'objet d'une obligation indirecte de la part des sociétés humaines : il convient de préserver les conditions d'existence de l'humanité (Larrère et Larrère (1997)). À la différence de Rawls, Jonas n'offre pas une lecture anthropocentrique de l'éthique : c'est à cause du danger que l'espèce humaine fait peser sur la nature, qu'elle exerce du même coup une menace sur sa propre survie. Le vecteur technologique, moteur de la puissance de l'acte humain, constitue le moyen par lequel s'exerce la menace sur l'humanité : l'homme contrôle la nature à l'aide de techniques qu'il ne contrôle pas.

Considérant l'insuffisance des connaissances scientifiques actuelles sur les effets futurs de nos actes, Jonas propose alors l'intervention d'un jugement éthique s'appuyant sur l'heuristique de la peur, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de peur sans responsabilité : « La peur qui fait essentiellement partie de la responsabilité n'est pas celle qui déconseille d'agir, mais celle qui invite à agir » (Jonas (1993) p. 300). Tandis que la responsabilité envers le futur (ou éthique du futur) se traduit dans les actions des individus selon Birnbacher (1994) si trois facteurs sont

réunis, à savoir leur capacité à influencer le futur, la ressemblance des personnes concernées envers eux-mêmes et leur proximité dans le temps, Jonas met en avant l'heuristique de la peur comme moteur de l'action individuelle. La peur, dont l'origine est altruiste, car elle s'exprime pour les générations futures, s'accompagne d'une anticipation des menaces qui découlent des actes des générations présentes : l'obligation provient de l'avenir.

Enfin, l'éthique de la responsabilité a un fondement ontologique. L'homme est responsable des conséquences de ses actions dans la mesure où elles affectent autrui. Le sens éthique naît dès lors qu'autrui a une valeur, ce qui implique une exigence à l'égard de l'homme en tant qu'espèce. Un prolongement de la portée éthique de la responsabilité est cependant possible si on considère les interdépendances qui existent entre l'espèce humaine et les systèmes naturels. Dès lors, bien que la nature ne soit pas un sujet de droit, et qu'à ce titre elle n'a ni obligation ni devoir (droit) à l'égard de l'humanité, elle ne peut être exclue de la portée des enseignements jonnassiens. Dans un contexte de changement climatique, la mise en œuvre de l'éthique du futur à travers le principe Responsabilité doit conduire à l'évitement d'une catastrophe potentielle dans un univers d'incertitudes. Son application peut conduire d'une part à une redistribution (transferts) entre les générations proches sur un horizon de quelques décennies et, d'autre part, au legs d'une nature préservée sur un horizon de long terme, legs résultant d'une autolimitation des actions des générations présentes (forme d'expression d'une attitude "sacrificielle").

Conclusion

Si sur le plan de l'efficacité économique, la nécessité de l'intervention d'un régulateur pour lutter contre le passager clandestin et inciter les citoyens à participer activement au marché des permis semble acquise, on peut s'interroger sur le rôle d'une instance de régulation pour prendre en compte les préférences des générations actuelles et des générations futures, en lieu et place des citoyens. Sur ce point, l'action publique peut se révéler indispensable pour accompagner les comportements des citoyens et notamment parce que ces derniers ne perçoivent pas l'urgence des actions responsables au sens de Jonas.

La mise en œuvre d'une éthique du futur en présence de biens publics est nécessairement portée par la voie publique et non privée. À ce propos, Jonas écrit : « *Si la sphère de la production a investi l'espace de l'agir essentiel, alors la moralité doit investir la sphère du produire dont elle s'est tenue éloignée autrefois, et elle doit le faire sous la forme de la politique publique.* » (p.28). Le contenu éthique des choix repose sur la légitimité des

obligations, ce qui implique l'acceptation de normes et de règles par l'ensemble de la collectivité. La rationalité du choix du décideur devient une rationalité « collective » en ce sens que le respect par la collectivité du principe responsabilité dépend avant tout de sa reconnaissance sociale. *« Le savoir, le vouloir et la puissance sont collectifs, leur contrôle doit donc l'être également : seuls les pouvoirs publics peuvent l'exercer, et cela nécessite finalement un large accord à la base. »* (Jonas (1998) p. 105).

Du point de vue de notre problématique, en nous recentrant ici sur le problème du réchauffement climatique, l'ouverture du marché des droits à polluer aux citoyens peut contribuer à la préservation de la qualité du climat tant que ce type de régulation garantit le maintien de l'humanité à long terme. Si on suppose que la détermination du plafond d'émission (choix de \bar{e}) est effectuée par un régulateur public « éclairé », cela n'exclut pas la possibilité d'influer sur ce niveau global de pollution de la part des citoyens en dehors de toute action de militantisme écologique, de lobbying ou de désobéissance civile. A priori, en supposant que l'action directe sur le marché soit une méthode moins coûteuse pour parvenir au même résultat (ou à un résultat encore meilleur), ceci donne un autre argument pour ouvrir le marché des permis aux citoyens. Cette intuition est clairement formalisée par Malueg et Yates (2006) qui montrent que, dans l'hypothèse où les citoyens peuvent participer au marché des permis, l'effort de lobbying pour influencer la dotation en permis choisie par le régulateur est moindre et l'équilibre du marché est plus efficace. Leur participation dépend néanmoins fortement des incitations indirectes proposées par l'acteur public. Ainsi, les politiques publiques doivent-elles inciter des changements dans les habitudes de consommation avec une contraction possible de la consommation pour les pays du monde occidental. Jonas est explicite sur ce point : *« Cela reviendrait à consentir à de sévères mesures de restriction par rapport à nos habitudes de consommation débridées – afin d'abaisser le niveau de vie « occidental » de la période récente [...] dont la voracité, avec les déjections qu'elle entraîne, apparaît particulièrement coupable des menaces globales qui pèsent sur l'environnement. [...] en raison de la vérité toute simple selon laquelle une terre dont la surface est limitée n'est pas compatible avec une croissance illimitée, et ce qui veut que la terre ait le dernier mot. »* (Jonas (1998) p. 107).

Cela étant, si on se place au niveau des citoyens, des comportements d'auto-limitation peuvent conduire à thésauriser des permis et transférer ainsi un ensemble de permis aux générations suivantes dans un horizon proche. Ici, ce sont des motivations directes qui conduisent le citoyen à agir sur le marché des permis au nom des générations futures qu'il

souhaite représenter. Finalement, toute la question est de savoir si le régulateur est ou n'est pas bienveillant à l'égard des citoyens. Si la mise en place du marché européen du carbone avec une distribution avantageuse des permis qui a été faite aux industries permet d'en douter (Godard (2005)), il n'en demeure pas moins que d'un point de vue économique et éthique, les citoyens ont le droit et l'obligation (à l'égard des générations futures) de participer à cet outil de régulation climatique.

Chapitre 4 : Pollution transfrontalière et intervention des citoyens sur les marchés de permis d'émissions

Introduction

Dans ce chapitre, on propose un cadre original avec un modèle de pollution à deux régions où les citoyens de chaque région sont victimes de la pollution émise localement et de la pollution importée. Ils ont la possibilité d'intervenir sur les marchés de permis des deux régions pour acheter et retirer des permis d'émissions. On propose, dans ce contexte, d'analyser les conditions sous lesquelles le citoyen représentatif de chaque région intervienne à la fois sur le marché de permis des deux régions ou uniquement sur un seul marché.

Le chapitre est organisé comme suit. Dans la première section on présente le cadre générale du modèle ainsi que le comportement des firmes et des citoyens. La deuxième section est consacrée à l'étude de la solution intérieure. La troisième section à l'étude de la première solution en coin. La quatrième section à l'étude de la deuxième solution en coin. La cinquième section à la discussion des résultats du modèle.

1. Le modèle

1.1. Le cadre général

On considère un modèle à deux régions : la région "est" et la région "ouest". On suppose que les deux régions sont identiques et que dans chaque région il y a une firme représentative¹¹⁹ : la firme "est" et la firme "ouest". Chaque firme produit un bien numéraire¹²⁰. La production du bien numéraire par la firme "est" génère de la pollution. De même, la production du bien numéraire par la firme "ouest" génère de la pollution.

On note e_e la pollution générée par la firme "est" lorsqu'elle produit le bien numéraire et e_o la pollution générée par la firme "ouest" lorsqu'elle produit le bien numéraire. On suppose qu'une partie de la pollution générée par la firme "est" (respectivement "ouest") reste dans la région "est" (respectivement "ouest") et l'autre partie est transférée, par le biais d'un moyen naturel, la force des vents, vers la région "ouest" (respectivement "est"). Le vent est un facteur important de la dispersion des polluants, sa direction oriente le panache de la fumée et sa

¹¹⁹ La firme représentative signifie implicitement une multitude de firmes identiques en concurrence pure et parfaite.

¹²⁰ Un bien numéraire est un bien qui sert d'unité de compte dans l'économie. Les prix des autres biens de l'économie sont exprimés en quantité de bien numéraire, dont le prix est posé par convention égal à l'unité.

vitesse augmente la dispersion des polluants. D'autres facteurs comme les conditions de rejet, les conditions météorologiques, et les conditions orographiques peuvent aussi jouer un rôle dans la dispersion et le transport des polluants atmosphériques (Schriver-Mazzuoli (2009)).

Mäler (1990) propose une taxinomie¹²¹ des problèmes de pollutions transfrontalières qui repose sur l'analyse économique des incitations. Il distingue les externalités unidirectionnelles, les externalités régionales réciproques et les problèmes environnementaux mondiaux. Les externalités unidirectionnelles sont des externalités qui ne vont que dans un seul sens et que l'on peut illustrer par un exemple classique d'un ou plusieurs pays en amont qui pollue un ou plusieurs autres pays en aval. Les externalités régionales réciproques sont des externalités dans lesquelles un groupe de pays est à la fois la source et la victime du problème environnemental. Enfin, les problèmes environnementaux mondiaux sont des problèmes qui affectent la quasi-totalité des pays d'une manière ou d'une autre et peuvent être décomposés en trois sous-catégories. La première sous-catégorie regroupe les problèmes environnementaux dans lesquelles un ou quelques pays sont la source du problème environnemental, mais tous les pays ou presque en souffrent. La deuxième sous-catégorie regroupe les problèmes environnementaux dans lesquelles presque tous les pays du monde contribuent à la dégradation de l'environnement, mais seuls quelques un en souffrent. La troisième sous-catégorie regroupe les problèmes environnementaux où tous les pays contribuent au problème environnemental et tous les pays sont également victimes.

En s'appuyant sur la taxinomie de Mäler (1990), la pollution que l'on considère dans notre modèle est une pollution transfrontalière régionale réciproque qui traverse les frontières par le biais d'un moyen naturel (le vent). Le problème environnemental posé s'apparente au problème des pluies acides et le polluant en question, à du dioxyde de soufre. Sur ce point Newbery et al. (1990) contribuent à l'analyse du phénomène des pluies acides, ainsi qu'à l'évaluation des coûts qu'il engendre et discutent des différents instruments de politique environnementale qui peuvent être mobilisés pour lutter contre les pluies acides.

Pour prendre en compte le transfert de pollution entre la région "est" et la région "ouest", on note :

α : Coefficient de transfert qui représente la part d'une unité de pollution rejetée par la firme "est" qui reste dans la région "est".

¹²¹ Une autre taxinomie des problèmes de pollutions transfrontalières a été proposée par Russel et Landsberg (1971). Elle repose sur la nature et la portée des effets d'interférence qui caractérisent les problèmes de pollution transfrontalière. La première catégorie peut être divisée en effets mondiaux et régionaux et la seconde catégorie en effets pécuniaires (monétaire) et non pécuniaires (non monétaire).

$(1 - \alpha)$: Coefficient de transfert qui représente la part d'une unité de pollution rejetée par la firme "est" qui est transférée à la région "ouest".

β : Coefficient de transfert qui représente la part d'une unité de pollution rejetée par la firme "ouest" qui reste dans la région "ouest".

$(1 - \beta)$: Coefficient de transfert qui représente la part d'une unité de pollution rejetée par la firme "ouest" qui est transférée à la région "est".

Les coefficients de transfert α et β indiquent l'importance du caractère transfrontalier de la pollution émise par chaque firme dans chaque région. La valeur des coefficients de transfert α et β est comprise entre 0 et 1.

$$0 \leq \alpha \leq 1 \text{ et } 0 \leq \beta \leq 1$$

Si la valeur du coefficient α (respectivement β) est égale à 1 cela signifie que toute la pollution de la firme "est" (respectivement "ouest") c'est-à-dire e_e (respectivement e_o) reste dans la région "est" (respectivement "ouest"). Si, au contraire, la valeur du coefficient α (respectivement β) est égale à 0 cela signifie que toute la pollution générée par firme "est" (respectivement "ouest") c'est-à-dire e_e (respectivement e_o) est transférée à la région "ouest" (respectivement "est").

D'une manière plus générale et pour des valeurs de α et β comprises entre 0 et 1, les émissions de la firme "est" (respectivement "ouest") qu'on note e_e (respectivement e_o) vont se répartir entre la région "est" et la région "ouest". On écrit alors :

- αe_e : Pollution générée par la firme "est" qui reste dans la région "est".
- $(1 - \alpha)e_e$: Pollution générée par la firme "est" qui est transférée vers la région "ouest".

De même, on écrit :

- βe_o : Pollution générée par la firme "ouest" qui reste dans la région "ouest".
- $(1 - \beta)e_o$: Pollution générée par la firme "ouest" qui est transférée vers la région "est".

Le niveau de pollution dans la région "est" que l'on note Q_e est fonction des émissions de la firme "est" qui restent dans la région "est" et des émissions de la firme "ouest" qui sont transférées vers la région "est". Le niveau de pollution dans la région "est" est donné par l'égalité suivante :

$$Q_e = \alpha e_e + (1 - \beta)e_o$$

De même, le niveau de pollution dans la région "ouest" que l'on note Q_o est fonction des émissions de la firme "ouest" qui restent dans la région "ouest" et des émissions de la firme "est" qui sont transférées vers la région "ouest". Le niveau de pollution dans la région "ouest" est donné par l'égalité suivante :

$$Q_o = \beta e_o + (1 - \alpha) e_e$$

1.2. Le comportement des firmes

La fonction de production du bien numéraire par la firme représentative de la région "est" s'écrit :

$$Y_e = \left(1 - \frac{e_e}{2}\right) e_e$$

De même, la fonction de production du bien numéraire par la firme représentative de la région "ouest" s'écrit :

$$Y_o = \left(1 - \frac{e_o}{2}\right) e_o$$

Avec Y_e le niveau de production du bien numéraire par la firme "est" et Y_o le niveau de production du bien numéraire par la firme "ouest".

Pour réguler la pollution, on suppose que dans chaque région il existe un régulateur indépendant qui met en place un marché d'échange de permis d'émissions. Avant que le régulateur n'intervienne pour réguler la pollution, les firmes négligent la pollution qu'elles génèrent.

On note \bar{e}_e le plafond de pollution fixé pour la région "est" et \bar{e}_o le plafond de pollution fixé pour la région "ouest". Une fois le plafond d'émission fixé, chaque régulateur alloue les permis d'émissions à la firme représentative¹²² de la région "est" et "ouest".

Chaque firme régionale cherche à maximiser son profit. Pour la firme "est", le profit s'écrit :

$$\Pi_e = \left(1 - \frac{e_e}{2}\right) e_e + p_e(\bar{e}_e - e_e)$$

Et pour la firme "ouest", le profit s'écrit :

$$\Pi_o = \left(1 - \frac{e_o}{2}\right) e_o + p_o(\bar{e}_o - e_o)$$

¹²² La firme représentative signifie implicitement une multitude de firmes identiques en concurrence pure et parfaite sur le marché des permis d'émissions.

Avec p_e (respectivement p_o) le prix des permis d'émission sur le marché de permis de la région "est" (respectivement "ouest").

La condition de premier ordre de maximisation du profit pour la firme "est" s'écrit :

$$1 - e_e = p_e$$

En supposant que $p_e < 1$ la condition de premier ordre montre que pour maximiser son profit, la firme "est" égalise son coût marginal de dépollution $1 - e_e$ au prix d'achat d'un permis d'émissions supplémentaire sur le marché de la région "est" p_e .

De même, la condition de premier ordre de maximisation du profit de la firme "ouest" s'écrit :

$$1 - e_o = p_o$$

En supposant que $p_o < 1$ la condition de premier ordre montre que pour maximiser son profit, la firme "ouest" égalise son coût marginal de dépollution $1 - e_o$ au prix d'achat d'un permis d'émission supplémentaire sur le marché de permis de la région "ouest" p_o .

1.3. Le comportement des citoyens

On suppose que dans chaque région il existe un citoyen représentatif. Le citoyen représentatif de la région "est" (respectivement "ouest") retire son utilité de sa consommation du bien numéraire et de la qualité environnementale dans sa région, qui dépend de la pollution générée par la firme "est" mais aussi par la firme "ouest".

La fonction d'utilité du citoyen "est" s'écrit :

$$U(X_e, Q_e) = X_e - d_e \frac{(Q_e)^2}{2}$$

De même, la fonction d'utilité du citoyen "ouest" s'écrit :

$$U(X_o, Q_o) = X_o - d_o \frac{(Q_o)^2}{2}$$

On note X_e (respectivement X_o) la consommation du bien numéraire par le citoyen "est" (respectivement "ouest").

On suppose que chaque citoyen peut influencer sur le niveau de pollution dans la région "est" et dans la région "ouest" en intervenant sur le marché de permis de la région "est" et sur le marché de permis de la région "ouest" pour acheter et retirer des permis d'émissions. Chaque permis acheté est retiré du marché. Il ne pourra pas être utilisé pour couvrir la pollution que rejette chaque firme régionale. L'achat et le retrait de permis d'émissions permet de baisser le niveau de pollution et améliorera la qualité environnementale.

On note :

- Z_e^e : La quantité de permis qu'achète et retire le citoyen "est" sur le marché d'échange de permis de la région "est".

- Z_o^e : La quantité de permis qu'achète et retire le citoyen "est" sur le marché d'échange de permis de la région "ouest".

- Z_o^o : La quantité de permis qu'achète et retire le citoyen "ouest" sur le marché d'échange de permis de la région "ouest".

- Z_e^o : La quantité de permis qu'achète et retire le citoyen "ouest" sur le marché d'échange de permis de la région "est".

La condition d'équilibre du marché d'échange de permis de la région "est" s'écrit :

$$\bar{e}_e = e_e + Z_e^e + Z_o^e$$

Cette égalité signifie que le plafond de pollution fixé pour le marché de la région "est" \bar{e}_e doit, à l'équilibre, être égal aux émissions générées par la firme "est", plus la quantité de permis achetée et retirée par le citoyen "est" et le citoyen "ouest" sur le marché de permis "est" (respectivement Z_e^e et Z_o^e).

De même, la condition d'équilibre du marché d'échange de permis de la région "ouest" s'écrit :

$$\bar{e}_o = e_o + Z_o^o + Z_e^o$$

Cette égalité signifie que le plafond de pollution fixé pour le marché de la région "ouest" \bar{e}_o doit, à l'équilibre, être égal aux émissions générées par la firme "ouest", plus la quantité de permis achetée et retirée par le citoyen "est" et le citoyen "ouest" sur le marché de permis "ouest" (respectivement Z_o^o et Z_e^o).

Chaque citoyen cherche à maximiser son utilité compte tenu de ses contraintes. Pour le citoyen "est", le programme de maximisation s'écrit :

$$\left\{ \begin{array}{l} \max_{x_e, Z_e^e, Z_o^e} U(X_e, Q_e) = X_e - d_e \frac{(Q_e)^2}{2} \\ S. C \\ X_e + p_e Z_e^e + p_o Z_o^e = R_e \\ Q_e = \alpha(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_o^e) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_e^o) \end{array} \right.$$

Pour le citoyen "ouest", le programme de maximisation s'écrit :

$$\left\{ \begin{array}{l} \max_{X_o, Z_e^o, Z_o^o} U(X_o, Q_o) = X_o - d_o \frac{(Q_o)^2}{2} \\ S.C \\ X_o + p_e Z_e^o + p_o Z_o^o = R_o \\ Q_o = \beta(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_e^o) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) \end{array} \right.$$

Avec R_e (respectivement R_o) le revenu du citoyen "est" (respectivement "ouest") qu'il consacre à sa consommation du bien numéraire et ses achats de permis d'émissions sur les marchés de permis "est" et "ouest". Le revenu de chaque citoyen provient du profit des firmes et des parts qu'il détient dans son capital.

1.3.1. Le comportement du citoyen "est"

La résolution du programme de maximisation du citoyen "est" détermine les conditions de premier ordre qui, après réarrangement, s'écrivent¹²³ :

$$\left\{ \begin{array}{l} \alpha d_e (\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_e^o)) - p_e \leq 0 \\ (1 - \beta) d_e (\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_e^o)) - p_o \leq 0 \end{array} \right.$$

La première condition de premier ordre, définit l'utilité marginale que procure au citoyen "est" l'achat et le retrait d'un permis supplémentaire sur le marché de permis d'émissions de la région "est". Elle montre, pour une solution intérieure, que le dernier permis qu'achète et retire le citoyen "est" sur le marché de la région "est" est tel que son prix p_e est égal au dommage environnemental ($d_e Q_e$) pondéré par le coefficient de transfert α .

Si toute la pollution générée par la firme "est" reste dans la région "est", soit $\alpha = 1$, alors le citoyen "est" supporte seul toute la pollution générée par la firme "est". Dans ce cas, le citoyen "est" achète et retire des permis d'émissions sur le marché de la région "est" jusqu'à ce que le prix d'un permis supplémentaire sur le marché de la région "est" p_e soit égal à la valeur du dommage environnemental ($d_e Q_e$).

La seconde condition de premier ordre, définit l'utilité marginale que procure au citoyen "est" l'achat et le retrait d'un permis supplémentaire sur le marché de permis d'émissions de la région "ouest". Elle montre, pour une solution intérieure, que le dernier permis qu'achète et

¹²³ Les calculs permettant de caractériser les conditions de premier ordre du programme de maximisation du citoyen "est" sont présentés en annexe 5.1.

retire le citoyen "est" sur le marché de la région "ouest" est tel que son prix p_o est égal au dommage environnemental ($d_e Q_e$) pondéré par le coefficient de transfert ($1 - \beta$).

Si toute la pollution générée par la firme "ouest" est transférée vers la région "est", soit $\beta = 0$, alors le citoyen "est" supporte seul toute la pollution générée par la firme "ouest". Dans ce cas, il achète et retire des permis d'émissions sur le marché de la région "ouest" jusqu'à ce que le prix d'un permis supplémentaire sur le marché de la région "ouest" p_o soit égal à la valeur du dommage environnemental ($d_e Q_e$).

1.3.2. Le comportement du citoyen "ouest"

La résolution du programme de maximisation du citoyen "ouest" détermine les conditions de premier ordre qui, après réarrangement, s'écrivent¹²⁴ :

$$\begin{cases} \beta d_o (\beta (\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \alpha) (\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o)) - p_o \leq 0 \\ (1 - \alpha) d_o (\beta (\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \alpha) (\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o)) - p_e \leq 0 \end{cases}$$

La première condition de premier ordre, définit l'utilité marginale que procure au citoyen "ouest" l'achat et le retrait d'un permis supplémentaire sur le marché de permis d'émissions de la région "ouest". Elle montre, pour une solution intérieure, que le dernier permis qu'achète et retire le citoyen "ouest" sur le marché de la région "ouest" est tel que son prix p_o est égal au dommage environnemental ($d_o Q_o$) pondéré par le coefficient de transfert β .

En l'absence de transfert de pollution c'est-à-dire si $\beta = 1$ alors le citoyen "ouest" supporte seul toute la pollution générée par la firme "ouest". Dans ce cas, le citoyen "ouest" achète et retire des permis d'émissions sur le marché de la région "ouest" jusqu'à ce que le prix d'un permis supplémentaire sur le marché de la région "ouest" p_o soit égal à la valeur du dommage environnemental ($d_o Q_o$).

La seconde condition de premier ordre, définit l'utilité marginale que procure au citoyen "ouest" l'achat et le retrait d'un permis supplémentaire sur le marché de permis d'émissions de la région "est". Elle montre, pour une solution intérieure, que le dernier permis qu'achète et retire le citoyen "ouest" sur le marché de la région "est" est tel que le prix de ce permis p_e est égal au dommage environnemental ($d_o Q_o$) pondéré par le coefficient de transfert ($1 - \alpha$).

¹²⁴ Les calculs permettant de caractériser les conditions de premier ordre du programme de maximisation du citoyen "est" sont présentés en annexe 5.2.

Si toute la pollution générée par la firme "est" est transférée vers la région "ouest", soit $\alpha = 0$, le citoyen "ouest" supporte seul toute la pollution générée par la firme "est" alors il achète et retire des permis d'émissions sur le marché de la région "est" jusqu'à ce que le prix d'un permis supplémentaire sur le marché de la région "est" p_e soit égal à la valeur du dommage environnemental ($d_o Q_o$).

Selon que le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient ou pas sur le marché de permis de la région "est" et/ou "ouest" on distingue, outre la solution intérieure où à la fois le citoyen "est" et le citoyen "ouest" interviennent sur les marchés "est" et "ouest", quatre solutions en coin.

- La première solution en coin traduit une situation où chaque citoyen intervient uniquement sur le marché de permis de sa région. Le citoyen "est" intervient uniquement sur le marché de permis de la région "est" et le citoyen "ouest" intervient uniquement sur le marché de permis de la région "ouest".
- La deuxième solution en coin traduit une situation où le citoyen "est" est le seul à intervenir. Il intervient à la fois sur le marché de permis de la région "est" et sur le marché de permis de la région "ouest".
- La troisième solution en coin traduit une situation où le citoyen "ouest" est le seul à intervenir. Il intervient à la fois sur le marché de permis de la région "est" et sur le marché de permis de la région "ouest".
- La quatrième solution en coin traduit une situation le citoyen "est" intervient uniquement sur le marché de permis de la région "ouest" et le citoyen "ouest" intervient uniquement sur le marché de permis de la région "est".

Dans la suite du chapitre, on analyse, tour à tour, la solution intérieure, la première et seconde solution en coin¹²⁵.

2. La solution intérieure

On note S_1 le système d'équations des conditions de premier ordre qui détermine une solution intérieure c'est-à-dire une situation où à la fois le citoyen "est" et "ouest" achètent et retirent des permis d'émissions sur le marché "est" et "ouest". Le système S_1 s'écrit :

¹²⁵ La troisième solution en coin est la symétrie de la deuxième solution en coin alors que la quatrième solution en coin est la symétrie de la première solution en coin.

$$\begin{cases} \alpha d_e(\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e)) - p_e = 0 \\ (1 - \beta)d_e(\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e)) - p_o = 0 \\ \beta d_o(\beta(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o)) - p_o = 0 \\ (1 - \alpha)d_o(\beta(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o)) - p_e = 0 \end{cases}$$

Le système S_1 est un système linéaire qui se résout par la méthode de Gauss¹²⁶ (Gün et Jallais (2011)). On note S_3 le système d'équations triangulaire qui s'écrit¹²⁷ :

$$\begin{cases} \theta Z_e^e + \theta Z_e^o + \gamma Z_o^o + \gamma Z_o^e = \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - 1 \\ \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Z_o^o + \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Z_o^e = \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} \bar{e}_o + \frac{\theta}{\gamma} - 1 \\ 0 = (\theta - \gamma)(\gamma\psi - \lambda\theta) - (\theta - \psi)(\gamma^2 - \rho\theta) \\ 0 = (\theta - \gamma)(\gamma\eta - \psi\theta) - (\theta - \eta)(\gamma^2 - \rho\theta) \end{cases}$$

Avec :

$$\begin{cases} \theta = (1 + \alpha^2 d_e) \\ \gamma = (1 - \beta)\alpha d_e \\ \rho = (1 + (1 - \beta)^2 d_e) \\ \lambda = (1 + \beta^2 d_o) \\ \psi = (1 - \alpha)\beta d_o \\ \eta = (1 + (1 - \alpha)^2 d_o) \end{cases}$$

Pour résoudre le système triangulaire S_3 on note $X = Z_e^e + Z_e^o$ et $Y = Z_o^o + Z_o^e$. Donc le système d'équations S_3 s'écrit :

$$\theta X + \gamma Y = \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - 1 \quad (1)$$

$$\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Y = \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} \bar{e}_o + \frac{\theta}{\gamma} - 1 \quad (2)$$

$$0 = (\theta - \gamma)(\gamma\psi - \lambda\theta) - (\theta - \psi)(\gamma^2 - \rho\theta) \quad (3)$$

$$0 = (\theta - \gamma)(\gamma\eta - \psi\theta) - (\theta - \eta)(\gamma^2 - \rho\theta) \quad (4)$$

¹²⁶ Cette méthode consiste à « triangulariser » le système d'équations en gardant une équation inchangée appelée le pivot et à remplacer chacune des autres équations par une combinaison linéaire d'elle-même et du pivot, dans le but d'y faire disparaître l'une des inconnues ou, ce qui revient au même, d'y faire apparaître un zéro à la place du coefficient précédant l'une des inconnues. Le système ainsi obtenu est composé du pivot et d'un sous-système, auquel on applique à nouveau la méthode du pivot. On réitère l'opération jusqu'à ce que le système soit triangulariser (Gün et Jallais (2011)).

¹²⁷ Les calculs pour obtenir un système d'équations triangulaire sont présentés en annexe 5.3.

Les conditions pour que ce système ait une solution sont que $\theta \neq 0$ et $\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} \neq 0$. On vérifie que θ est différent de zéro. En revanche pour que $\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} \neq 0$ il faut que le coefficient de transfert α soit strictement supérieur à 0 et le coefficient de transfert β soit strictement inférieur à 1. En d'autres termes, il ne faut pas que (i) toute la pollution générée par la firme "est" soit transférée à la région "ouest", (ii) toute la pollution générée par la firme "ouest" reste dans la région "ouest". Les équations (3) et (4) donnent les conditions (nécessaires et suffisantes) sur les paramètres pour que ce système ait une solution.

À partir de l'équation (2), on a¹²⁸ :

$$Z_o^e = \bar{e}_o - Z_o^o - \frac{((1 - \beta)\alpha d_e) - (1 + \alpha^2 d_e)}{((1 - \beta)\alpha d_e)^2 - (1 + (1 - \beta)^2 d_e)(1 + \alpha^2 d_e)} \quad (5)$$

L'équation (5) peut être considérée comme une fonction implicite qui définit la variable Z_o^e en fonction de Z_o^o . L'équation (5) exprime pour chaque valeur que peut prendre Z_o^o la meilleure réponse du citoyen "est" sur le marché de permis de la région "ouest". L'équation (5) définit la fonction de réaction du citoyen "est". Ainsi, lorsque le citoyen "ouest" retire un permis supplémentaire sur le marché de la région "ouest" le citoyen "est" baisse la quantité de permis qu'il retire sur le marché "ouest" d'une unité $\left(\frac{\partial Z_o^e}{\partial Z_o^o} = -1\right)$.

Pour déterminer Z_e^o on remplace Z_o^e obtenu précédemment dans l'équation (1) et on a¹²⁹ :

$$Z_e^o = \bar{e}_e - Z_e^e - \frac{((1 - \beta)\alpha d_e) - (1 + (1 - \beta)^2 d_e)}{((1 - \beta)\alpha d_e)^2 - (1 + (1 - \beta)^2 d_e)(1 + \alpha^2 d_e)} \quad (6)$$

L'équation (6) peut être considérée comme une fonction implicite qui définit la variable Z_e^o en fonction de Z_e^e . L'équation (6) exprime pour chaque valeur que peut prendre Z_e^e la meilleure réponse du citoyen "ouest" sur le marché de permis de la région "est". L'équation (6) définit la fonction de réaction du citoyen "ouest". Ainsi, lorsque le citoyen "est" retire un permis supplémentaire sur le marché de la région "est" le citoyen "ouest" baisse la quantité de permis qu'il retire sur le marché "est" d'une unité $\left(\frac{\partial Z_e^o}{\partial Z_e^e} = -1\right)$.

¹²⁸ Les calculs sont présentés en annexe 5.4.

¹²⁹ Les calculs sont présentés en annexe 5.5.

Les équations (5) et (6) sont solutions du système d'équations S_3 si les équations (3) et (4) qui donnent les conditions (nécessaires et suffisantes) sur les paramètres sont satisfaites. Pour résoudre les équations (5) et (6) on suppose que $d_e = d_o = 1$. Après simplification et réarrangement, les équations (5) et (6) s'écrivent :

$$(-\beta)\alpha^2 + (2\beta(1 - \beta) + 1)\alpha + (2\beta^2 - \beta^3 - 4\beta + 1) = 0 \quad (7)$$

$$(\alpha - 1)\beta^2 + (2\alpha(\alpha - 2) + 1)\beta + (\alpha^3 - 3\alpha^2 + 6\alpha - 2) = 0 \quad (8)$$

Lemme 1 : Les équations (7) et (8) sont vérifiées si et seulement si $\alpha = \beta = 0,5$.¹³⁰

Proposition 1 : *Il existe une solution intérieure si et seulement si $\alpha = \beta = 0,5$. Cette solution est caractérisée par les fonctions de réaction définies par les équations (5) et (6). Dans ce cas le citoyen "est" (respectivement "ouest") est indifférent entre acheter un permis supplémentaire sur le marché "est" ou sur le marché "ouest".*

3. Première solution en coin

La première solution en coin décrit une situation où chaque citoyen intervient uniquement sur le marché de permis de sa région. Le citoyen "est" achète des permis uniquement sur le marché de permis de la région "est" alors que le citoyen "ouest" achète des permis uniquement sur le marché de permis de la région "ouest". La première solution en coin a pour symétrie la quatrième solution en coin. Une situation dans laquelle le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient uniquement sur le marché de permis de la région "ouest" (respectivement "est").

On note A_1 le système d'équations des conditions de premier ordre (CPO) pour une première solution en coin où chaque citoyen intervient uniquement sur son propre marché de permis.

Le système A_1 s'écrit :

$$\begin{cases} \alpha d_e (\alpha (\bar{e}_e - Z_e^e) + (1 - \beta) (\bar{e}_o - Z_o^o)) - p_e = 0 \\ (1 - \beta) d_e ((1 - \beta) (\bar{e}_o - Z_o^o) + \alpha (\bar{e}_e - Z_e^e)) - p_o < 0 \\ \beta d_o (\beta (\bar{e}_o - Z_o^o) + (1 - \alpha) (\bar{e}_e - Z_e^e)) - p_o = 0 \\ (1 - \alpha) d_o ((1 - \alpha) (\bar{e}_e - Z_e^e) + \beta (\bar{e}_o - Z_o^o)) - p_e < 0 \end{cases}$$

Les CPO indiquent que le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient sur le marché de permis de la région "est" (respectivement "ouest") et achète des permis d'émissions jusqu'à ce

¹³⁰ Les calculs sont présentés en annexe 5.6.

que le prix du dernier permis p_e (respectivement p_o) qu'il retire soit égal au dommage marginal de la pollution $d_e(\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o))$ (respectivement $d_o(\beta(\bar{e}_o - Z_o^o) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e))$) pondéré par le coefficient de transfert α (respectivement β). Par ailleurs, le citoyen "est" (respectivement "ouest") n'intervient pas sur le marché de permis de la région "ouest" (respectivement "est"), car le dommage marginal de la pollution est strictement inférieur au prix des permis sur le marché "ouest" (respectivement "est")¹³¹.

La résolution du système A_1 nous donne la solution pour Z_e^e et Z_o^o c'est-à-dire la quantité de permis que retire le citoyen "est" (respectivement "ouest") sur le marché de permis de la région "est" (respectivement "ouest") :

$$\begin{cases} Z_e^e = \bar{e}_e - \frac{(1 + \beta^2 d_o) - (1 - \beta)\alpha d_e}{(1 + \beta^2 d_o)(1 + \alpha^2 d_e) - (1 - \beta)\alpha d_e(1 - \alpha)\beta d_o} \\ Z_o^o = \bar{e}_o - \frac{(1 + \alpha^2 d_e) - (1 - \alpha)\beta d_o}{(1 + \beta^2 d_o)(1 + \alpha^2 d_e) - (1 - \beta)\alpha d_e(1 - \alpha)\beta d_o} \end{cases}$$

Cette solution pour Z_e^e et Z_o^o doit, toutefois, être compatible avec les deux inéquations du système A_1 qui donnent les conditions (nécessaires et suffisantes) sur les paramètres. Ces deux inéquations peuvent s'écrire¹³² :

$$(1 + (1 - \beta)^2 d_e)(\bar{e}_o - Z_o^o) + (1 - \beta)\alpha d_e(\bar{e}_e - Z_e^e) - 1 < 0 \quad (9)$$

$$(1 + (1 - \alpha)^2 d_o)(\bar{e}_e - Z_e^e) + (1 - \alpha)\beta d_o(\bar{e}_o - Z_o^o) - 1 < 0 \quad (10)$$

En posant $d_e = d_o = 1$, en substituant Z_e^e et Z_o^o par leurs expressions, et en arrangeant les inéquations (9) et (10) s'écrivent :

$$(-\beta)\alpha^2 + (2\beta - 2\beta^2 + 1)\alpha + (2\beta^2 - \beta^3 - 4\beta + 1) < 0 \quad (11)$$

$$(-\alpha)\beta^2 + (2\alpha - 2\alpha^2 + 1)\beta + (2\alpha^2 - \alpha^3 - 4\alpha + 1) < 0 \quad (12)$$

¹³¹ Pour une quatrième solution en coin, les conditions de premier ordre indiquent que le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient sur le marché de permis de la région "ouest" (respectivement "est") et achète des permis d'émissions jusqu'à ce que le prix du dernier permis p_o (respectivement p_e) qu'il retire soit égal au dommage marginal de la pollution $d_e(\alpha(\bar{e}_e - Z_e^o) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o))$ (respectivement $d_o(\beta(\bar{e}_o - Z_o^e) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^o))$) pondéré par le coefficient de transfert $(1 - \beta)$ (respectivement $(1 - \alpha)$). Par ailleurs le citoyen "est" (respectivement "ouest"), n'intervient pas sur le marché de permis de la région "est" (respectivement "ouest") car le dommage marginal de la pollution est strictement inférieur au prix des permis sur le marché "ouest" (respectivement "est").

¹³² En remplaçant p_e par $(1 - e_e)$ et p_o par $(1 - e_o)$ à partir des conditions d'équilibre de la firme "est" et de la firme "ouest" et e_e par $(\bar{e}_e - Z_e^e)$ par et e_o par $(\bar{e}_o - Z_o^o)$ à partir des conditions d'équilibre du marché de permis de la région "est" et du marché de permis de la région "ouest".

Lemme 2 :

- Soit $\varphi(\beta) = \frac{1}{\beta} \left(\beta - \frac{1}{2} \sqrt{-16\beta^2 + 8\beta + 1} - \beta^2 + \frac{1}{2} \right)$ la frontière de l'inéquation (11) représentée sur la figure 24. L'inéquation (11) est vérifiée au-dessus de $\varphi(\beta)$.

- Soit $\phi(\alpha) = \frac{1}{\alpha} \left(\alpha - \frac{1}{2} \sqrt{-16\alpha^2 + 8\alpha + 1} - \alpha^2 + \frac{1}{2} \right)$ la frontière de l'inéquation (12) représentée sur la figure 24. L'inéquation (12) est vérifiée à droite de $\phi(\alpha)$.

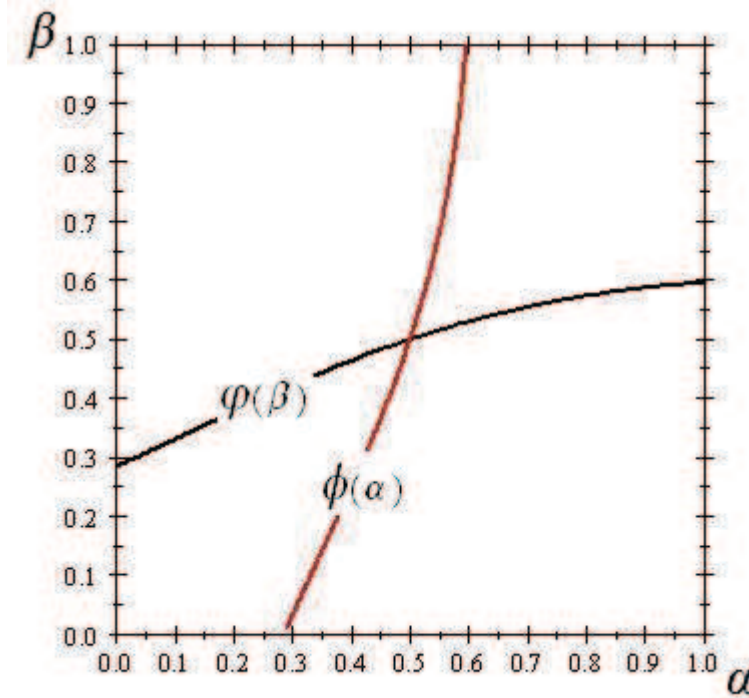


Figure 24 : Conditions sur les coefficients de transfert pour une première solution en coin

Proposition 2 : $\forall \alpha$ et β qui vérifient simultanément les conditions (11) et (12) alors :

$$Z_e^e = \bar{e}_e - \frac{(1 + \beta^2 d_o) - (1 - \beta)\alpha d_e}{(1 + \beta^2 d_o)(1 + \alpha^2 d_e) - (1 - \beta)\alpha d_e(1 - \alpha)\beta d_o}$$

$$Z_o^o = \bar{e}_o - \frac{(1 + \alpha^2 d_e) - (1 - \alpha)\beta d_o}{(1 + \beta^2 d_o)(1 + \alpha^2 d_e) - (1 - \beta)\alpha d_e(1 - \alpha)\beta d_o}$$

Dans ce cas le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient uniquement sur le marché de permis de la région "est" (respectivement "ouest").

4. Deuxième solution en coin

La deuxième solution en coin décrit une situation où uniquement le citoyen de la région "est" intervient pour acheter et retirer des permis d'émissions. Il intervient à la fois sur le marché de permis de la région "est" et sur le marché de permis de la région "ouest". La deuxième

solution en coin a pour symétrie la troisième solution en coin. Une situation dans laquelle seul le citoyen "ouest" achète et retire des permis d'émissions à la fois sur le marché de permis de la région "est" et "ouest".

On note A_2 le système d'équations des conditions de premier ordre (CPO) pour une solution en coin où uniquement le citoyen "est" intervient pour acheter des permis d'émissions. Le système A_2 s'écrit :

$$\begin{cases} \alpha d_e(\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^e)) - p_e = 0 \\ (1 - \beta)d_e((1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^e) + \alpha(\bar{e}_e - Z_e^e)) - p_o = 0 \\ \beta d_o(\beta(\bar{e}_o - Z_o^e) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e)) - p_o < 0 \\ (1 - \alpha)d_o((1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e) + \beta(\bar{e}_o - Z_o^e)) - p_e < 0 \end{cases}$$

Les CPO indiquent pour le citoyen "est", que le dernier permis qu'il retire sur le marché de permis de la région "est" est tel que son prix p_e est égal au dommage environnemental $d_e(\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^e))$ pondéré par le coefficient de transfert α . Par ailleurs, sur le marché "ouest" le dernier permis acheté par le citoyen "est" est tel que son prix p_o est égal au dommage environnemental $d_e((1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^e) + \alpha(\bar{e}_e - Z_e^e))$ pondéré par le coefficient de transfert $(1 - \beta)$. En revanche, le citoyen "ouest" n'intervient pas ni sur le marché de permis de la région "est" ni "ouest", car son dommage environnemental est strictement inférieur au prix des permis sur le marché "est" et "ouest"¹³³.

La résolution du système A_2 nous donne la solution pour Z_e^e et Z_o^e c'est-à-dire la quantité de permis qu'achète le citoyen "est" sur le marché de permis de la région "est" et "ouest":

$$\begin{cases} Z_e^e = \bar{e}_e - \frac{(1 + (1 - \beta)^2 d_e) - (1 - \beta)\alpha d_e}{(1 + \alpha^2 d_e)(1 + (1 - \beta)^2 d_e) - ((1 - \beta)\alpha d_e)^2} \\ Z_o^e = \bar{e}_o - \frac{(1 + \alpha^2 d_e) - (1 - \beta)\alpha d_e}{(1 + \alpha^2 d_e)(1 + (1 - \beta)^2 d_e) - ((1 - \beta)\alpha d_e)^2} \end{cases}$$

¹³³ Pour une troisième solution en coin, les conditions de premier ordre indiquent pour le citoyen "ouest" que le dernier permis qu'il retire sur le marché de permis de la région "est" est tel que le prix p_e de ce permis est égal au dommage environnemental $d_o((1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^o) + \beta(\bar{e}_o - Z_o^o))$ pondéré par le coefficient de transfert $(1 - \alpha)$. Par ailleurs, sur le marché "ouest" le dernier permis acheté par le citoyen "ouest" est tel que le prix p_o de ce permis est égal au dommage $d_o(\beta(\bar{e}_o - Z_o^o) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^o))$ pondéré par le coefficient de transfert β . En revanche, le citoyen "est" n'intervient pas ni sur le marché de permis de la région "est" ni "ouest" car son dommage environnemental est strictement inférieur au prix des permis sur le marché "est" et "ouest".

Cette solution pour Z_e^e et Z_o^e doit, toutefois, être compatible avec les deux inéquations du système A_2 qui donnent les conditions (nécessaires et suffisantes) sur les paramètres. Ces deux inéquations peuvent s'écrire¹³⁴ :

$$(1 + \beta^2 d_o)(\bar{e}_o - Z_o^e) + (1 - \alpha)\beta d_o(\bar{e}_e - Z_e^e) - 1 < 0 \quad (13)$$

$$(1 + (1 - \alpha)^2 d_o)(\bar{e}_e - Z_e^e) + (1 - \alpha)\beta d_o(\bar{e}_o - Z_o^e) - 1 < 0 \quad (14)$$

En posant $d_e = d_o = 1$ et en substituant Z_e^e et Z_o^e par leurs expressions, les inéquations (13) et (14) s'écrivent :

$$\beta\alpha^2 + (2\beta^2 - 2\beta - 1)\alpha + (\beta^3 - 2\beta^2 + 4\beta - 1) < 0 \quad (15)$$

$$(1 - \alpha)\beta^2 + (4\alpha - 2\alpha^2 - 1)\beta + (3\alpha^2 - \alpha^3 - 6\alpha + 2) < 0 \quad (16)$$

Lemme 3 :

- L'inéquation (15) est vérifiée en-dessous de $\varphi(\beta)$ sur la figure 24.
- Soit $\chi(\alpha) = -\frac{1}{2\alpha-2}(\sqrt{-16\alpha^2 + 24\alpha - 7} - 4\alpha + 2\alpha^2 + 1)$ la frontière de l'inéquation (16) représentée sur la figure 25. L'inéquation (16) est vérifiée à droite de $\chi(\alpha)$.

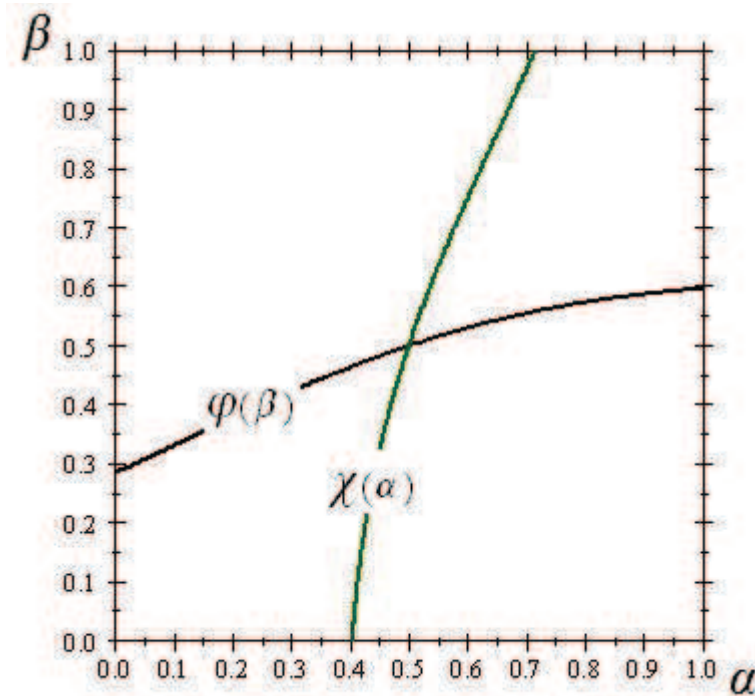


Figure 25 : Conditions sur les coefficients de transfert pour une deuxième solution en coin

¹³⁴ En remplaçant p_e par $(1 - e_e)$ et p_o par $(1 - e_o)$ à partir des conditions d'équilibre de la firme "est" et de la firme "ouest" et e_e par $(\bar{e}_e - Z_e^e)$ et e_o par $(\bar{e}_o - Z_o^e)$ à partir des conditions d'équilibre du marché de permis de la région "est" et du marché de permis de la région "ouest".

Proposition 3 : $\forall \alpha$ et β qui vérifient simultanément les conditions (15) et (16) alors :

$$Z_e^e = \bar{e}_e - \frac{(1 + (1 - \beta)^2 d_e) - (1 - \beta)\alpha d_e}{(1 + \alpha^2 d_e)(1 + (1 - \beta)^2 d_e) - ((1 - \beta)\alpha d_e)^2}$$

$$Z_o^e = \bar{e}_o - \frac{(1 + \alpha^2 d_e) - (1 - \beta)\alpha d_e}{(1 + \alpha^2 d_e)(1 + (1 - \beta)^2 d_e) - ((1 - \beta)\alpha d_e)^2}$$

Dans ce cas, le citoyen "est" est le seul à intervenir. Il achète des permis d'émissions à la fois sur le marché de la région "est" et "ouest".

5. Discussion des résultats

La figure 26 reprend, dans un plan (α, β) , à la fois la solution intérieure qu'on note SI et les quatre solutions en coin notées respectivement $SC_1; SC_2; SC_3; SC_4$.

Il existe une solution intérieure si et seulement si $\alpha = \beta = 0,5$. Dans ce cas, le citoyen "est" (respectivement "ouest") est indifférent entre acheter un permis d'émissions supplémentaire sur le marché "est" ou sur le marché "ouest". À l'équilibre, compte tenu de la valeur des coefficients de transfert de la pollution, acheter un permis supplémentaire sur le marché "est" ou "ouest" coûte le même prix ($p_e = p_o$) et le dommage environnemental généré par le rejet d'une unité supplémentaire de pollution par la firme "est" est le même que celui généré par le rejet d'une unité supplémentaire de pollution par la firme "ouest". Les émissions de chaque firme se répartissent de manière égale entre les deux régions et engendrent le même dommage.

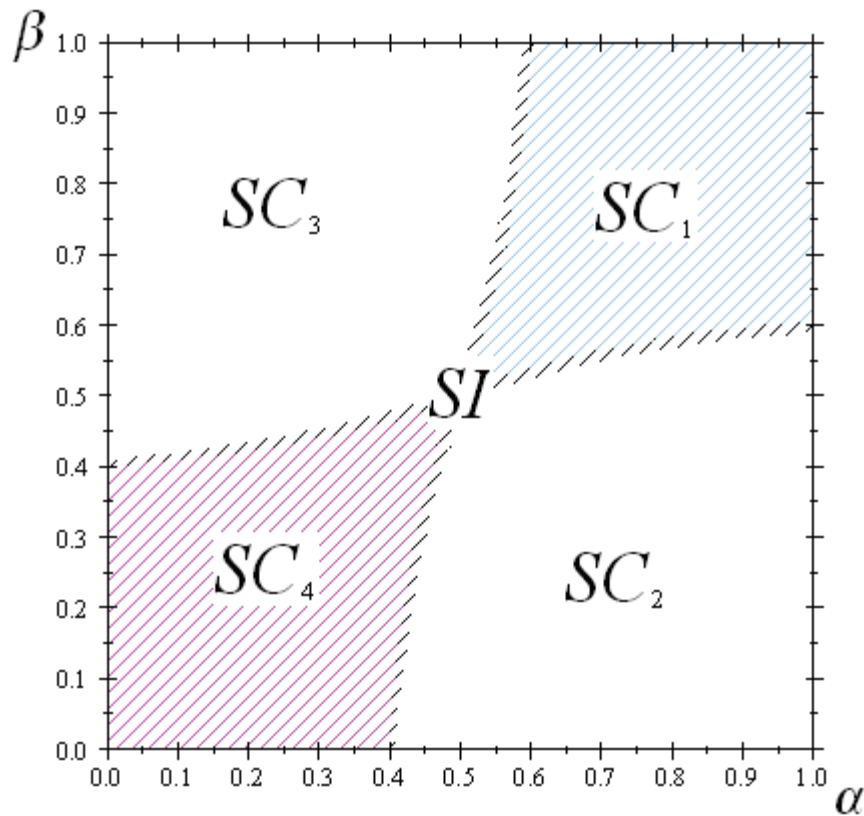


Figure 26 : Les solutions du modèle

On a une première solution en coin¹³⁵, lorsque la pollution générée par la firme "est" (respectivement "ouest") qui se dépose dans la région "est" (respectivement "ouest") est supérieure à celle exportée vers la région "ouest" (respectivement "est"). Dans ce cas, le citoyen "est" (respectivement "ouest") a intérêt à acheter un permis supplémentaire sur la région "est" (respectivement "ouest"), puisque le dommage généré par les émissions de la firme "est" est supérieur au dommage généré par les émissions de la firme "ouest". Par ailleurs, le citoyen "est" (respectivement "ouest") n'achète pas de permis sur le marché de la région "ouest" (respectivement "est"), car le dommage évité suite à l'achat d'un permis supplémentaire sur le marché de la région "ouest" (respectivement "est"), est inférieur au prix des permis sur le marché de la région "ouest" (respectivement "est").

On a une quatrième solution en coin¹³⁶, lorsque la pollution générée par la firme "est" (respectivement "ouest") qui est exportée vers la région "ouest" (respectivement "est") est supérieure à celle qui se dépose dans la région "est" (respectivement "ouest"). Dans ce cas, le citoyen "est" (respectivement "ouest") a intérêt à acheter un permis supplémentaire sur la

¹³⁵ Le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient, uniquement, sur le marché de permis "est" (respectivement "ouest").

¹³⁶ Le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient, uniquement, sur le marché de permis "ouest" (respectivement "est").

région "ouest" (respectivement "est"), puisque le dommage généré par les émissions de la firme "ouest" est supérieur au dommage généré par les émissions de la firme "est". Par ailleurs, le citoyen "est" (respectivement "ouest") n'achète pas de permis sur le marché de la région "est" (respectivement "ouest"), car le dommage évité suite à l'achat d'un permis supplémentaire sur le marché de la région "est" (respectivement "ouest") est inférieur au prix des permis sur la région "est" (respectivement "ouest").

On a une deuxième solution en coin¹³⁷, lorsque (i) la pollution générée par la firme "est" qui se dépose dans la région "est" est supérieure à celle exportée vers la région "ouest" et (ii) la pollution générée par la firme "ouest" et exportée vers la région "est" est supérieure à celle qui se dépose dans la région "ouest". Dans ce cas, le citoyen "est" achète à la fois des permis sur le marché de permis de la région "est" et "ouest" alors que le citoyen "ouest" n'achète aucun permis.

On a une troisième solution en coin¹³⁸, lorsque (i) la pollution générée par la firme "ouest" qui se dépose dans la région "ouest" est supérieure à celle exportée vers la région "est" et (ii) la pollution générée par la firme "est" et exportée vers la région "ouest" est supérieure à celle qui se dépose dans la région "est". Dans ce cas, le citoyen "ouest" achète à la fois des permis sur le marché de permis de la région "est" et "ouest" alors que le citoyen "est" n'achète aucun permis.

Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons proposé un modèle de pollution avec deux régions. La firme de chaque région émet de la pollution. Le citoyen de chaque région étant une victime de la pollution émise localement et de la pollution importée. Il a la possibilité d'intervenir sur les marchés d'échange de permis d'émissions des deux régions pour acheter et retirer des permis d'émissions. Nous avons analysé, dans ce contexte, les conditions portant sur les coefficients de transfert de la pollution, sous lesquelles le citoyen représentatif de chaque région intervient sur le marché de permis des deux régions ou uniquement sur un seul marché. On a montré que la participation des citoyens dépend de l'importance du caractère transfrontalier de la pollution. Ainsi, lorsque la pollution se répartie d'une manière égale entre les deux régions les citoyens sont indifférents. En revanche, lorsque la pollution qui se dépose localement est

¹³⁷ Seul le citoyen "est" intervient. Il achète des permis, à la fois, sur le marché de permis de la région "est" et "ouest".

¹³⁸ Seul le citoyen "ouest" intervient. Il achète des permis, à la fois, sur le marché de permis de la région "est" et "ouest".

supérieur (respectivement inférieur) à celle exportée, le citoyen de chaque région a intérêt à intervenir sur intervient uniquement sur le marché de permis de sa région (respectivement de l'autre région).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le dispositif de plafonnement des émissions et d'échange de permis d'émissions constitue l'exemple par excellence d'un instrument de marché pour réguler la pollution. Avec ce dispositif, le plafond de pollution qui a été fixé en amont sera en théorie atteint. Cela permet, a priori, d'assurer l'intégrité environnementale de la politique de lutte contre la pollution. Il s'agit d'une caractéristique très appréciable notamment dans le cadre de la lutte contre l'effet de serre, qui exige de maintenir un contrôle strict sur les quantités de pollution émise, afin de maintenir la hausse des températures sous le seuil des 2 °C.

Pour que le plafond de pollution fixé en amont par le régulateur corresponde au niveau de pollution socialement optimale, il faut que le régulateur soit parfaitement informé sur les fonctions de coût et de bénéfice de dépollution. Dans le cas contraire, le plafond de pollution fixé ne permettra pas de maximiser le bien-être social. Le régulateur sera donc amené à déterminer un plafond de pollution qu'il juge souhaitable. Dans ce contexte, le marché d'échange de permis d'émissions permet d'atteindre efficacement le niveau de pollution fixé, le critère d'efficacité étant la minimisation du coût de conformité des firmes. Smith et Yates (2003a) parlent d'efficacité productive. En revanche, pour que le niveau de pollution corresponde au niveau qui maximise le bien-être collectif, il doit correspondre au niveau de pollution qui égalise le coût marginal de dépollution au bénéfice marginal de dépollution.

Dans le premier chapitre, nous sommes revenus sur le débat qui porte sur le choix entre une taxe et un marché d'échange de permis d'émissions en l'absence et en présence d'incertitude, avec et sans la participation des citoyens au marché. Cela nous a permis de généraliser les propositions de Baumol et Oates (1988), qui se limitent à un type de marché de permis bien particulier que Smith et Yates (2003b) et Smith (2004) qualifient de marché de permis « one-sided ». Nous avons, d'abord, montré que l'ouverture du marché de permis aux citoyens constitue une politique socialement bénéfique dans un contexte d'incertitude lorsque le plafond de pollution fixé en amont est strictement supérieur au niveau de pollution socialement optimale. Ainsi, lorsque le régulateur sous-estime le dommage marginal de la pollution ou surestime le coût marginal de dépollution, l'ouverture du marché de permis d'émissions aux citoyens est socialement bénéfique, puisque les citoyens achètent et retirent la quantité de permis qui a été sur-allouée par rapport à ce qu'est optimal. Le marché d'échange de permis avec la participation des citoyens permet, en théorie, d'atteindre le niveau de pollution optimal qui correspond au point d'égalisation du coût marginal de

dépollution et du dommage marginal de la pollution. En outre, la participation des citoyens au marché révèle la valeur du dommage et permet au régulateur de réajuster le plafond de pollution en fonction des nouvelles informations.

Nous avons, ensuite, montré que lorsque le plafond de pollution fixé en amont par le régulateur est inférieur au niveau de pollution socialement optimale, l'ouverture du marché de permis aux citoyens ne constitue pas une politique socialement dommageable. Ainsi, lorsque le régulateur surestime le dommage marginal de la pollution ou sous-estime le coût marginal de dépollution, nous avons montré que l'ouverture du marché d'échange de permis d'émissions aux citoyens n'était pas socialement dommageable. Dans ce cas, les citoyens n'interviennent pas sur le marché puisque le dommage marginal associé à ce niveau de pollution est strictement inférieur au prix des permis sur le marché. Les propositions habituelles sur l'efficacité comparée entre la taxe et le marché d'échange de permis d'émissions s'appliquent.

Les résultats énoncés plus haut et qui généralisent les propositions de Baumol et Oates (1988) supposent l'absence de comportement de passager clandestin. Or, l'environnement a les caractéristiques d'un bien public. Sous les hypothèses standards de la théorie économique (agents rationnels et égoïstes), chaque citoyen est incité à se comporter en passager clandestin. Dans ce contexte, nous avons montré que l'intervention des citoyens sur le marché d'échange de permis d'émissions permet seulement de se rapprocher du niveau de pollution optimal (sans toutefois l'atteindre). Par ailleurs, malgré la présence de ce comportement, l'ouverture du marché de permis aux citoyens n'est jamais socialement dommageable puisque dans les pires des cas (c'est-à-dire où tous les citoyens se comportent en passager clandestin), on retrouve les mêmes propriétés d'un marché de permis « one-sided », un marché où seules les firmes sont autorisées à acheter et vendre des permis d'émissions. Ainsi, d'un point de vue de l'efficacité économique, il n'existe pas, a priori de raison d'exclure les citoyens du marché d'échange de permis d'émissions.

Dans le second chapitre, nous sommes revenues sur un aspect assez peu analysé du fonctionnement d'un certain nombre de marchés de permis d'émissions mis en place aux États-Unis et en Europe. On a pris comme exemple le marché de permis d'émissions de SO₂ implémenté aux États-Unis dans le cadre du programme Acid Rain, le marché régional pour la réduction des émissions de gaz à effet de serre mis en place par dix États du nord-est des États-Unis et le marché européen d'échange de permis d'émissions de CO₂ mis en place par

les États membres de l'Union européenne dans le cadre des engagements de réduction des émissions de gaz à effet de serre pris lors de la ratification du protocole de Kyoto.

Nous avons mis en évidence l'émergence, même si elle reste de faible ampleur, d'une demande de retrait de permis d'émissions. Cette demande émane des citoyens, des ONG environnementales et des associations issues du milieu universitaire. Ces derniers interviennent sur ces marchés pour acheter et retirer des permis d'émissions afin d'empêcher leurs utilisations. Pour ce qui est de la réduction des émissions de CO₂, l'intervention directe sur les marchés d'échange de permis d'émissions commence à s'imposer comme une alternative plus efficace du point de vue environnemental et économique que la compensation carbone. Ainsi, quelques ONG environnementales (TheCompensators et Sandbag en Europe et Adirondack Council aux États-Unis) proposent aux citoyens désireux de réduire les émissions de CO₂ de manière volontaire la possibilité de participer au financement de l'achat et du retrait de permis d'émissions de CO₂ au lieu de financer des projets de compensation carbone.

Dans le troisième chapitre, nous nous sommes placés à la fois sous l'angle de l'efficacité économique et sous l'angle de l'éthique, pour proposer une analyse économique de l'ouverture d'un marché de permis d'émissions aux citoyens en considérant qu'ils évaluent avec une précision suffisante le lien qui existe entre leur bien-être et l'état de l'environnement. Par ailleurs, pour lutter contre l'incitation à se comporter en passager clandestin identifié dans le premier chapitre, nous avons discuté l'efficacité d'un mécanisme par le biais duquel le régulateur subventionne la demande de retrait de permis d'émissions par les citoyens. Nous avons considéré deux cas de figure selon que les croyances du régulateur sur l'ampleur du problème de passager clandestin se trouvent confirmées ou infirmées. Premièrement, nous avons montré que si les croyances du régulateur se confirment et qu'il alloue suffisamment de permis d'émissions, alors il est socialement bénéfique de subventionner la demande de retrait de permis des citoyens. Deuxièmement, nous avons montré que si les croyances du régulateur sur l'ampleur du problème de passager clandestin, sont infirmées, il est possible que l'ouverture du marché de permis aux citoyens soit socialement dommageable. Cela peut se produire si les croyances du régulateur sont erronées avec une probabilité suffisamment forte. Par ailleurs, nous avons montré que si les citoyens sont altruistes, leur participation au marché de permis d'émissions est socialement bénéfique si, et seulement si, le paramètre reflétant la présence de Warm-Glow n'est pas trop grand.

Nous avons, par la suite, discuté du bien-fondé de la participation des citoyens au marché de permis d'émissions en retenant comme critère la justice et l'éthique. Cela nous a conduit à analyser l'ouverture du marché de permis aux citoyens en prenant en compte la nature et l'impact temporel de la pollution. Nous avons mis en évidence plusieurs arguments d'ordre éthique qui peuvent être avancés pour justifier l'ouverture du marché de permis d'émissions aux citoyens. Ainsi, une éthique basée sur un postulat de liberté et de souveraineté des citoyens commande d'autoriser la participation des citoyens aux marchés de permis d'émissions. Nous avons, par ailleurs, montré que cette recommandation peut poser problème si l'on prend en compte des pollutions cumulatives, du fait de l'impératif d'équité intergénérationnel.

Dans le quatrième chapitre, nous avons proposé un modèle de pollution avec deux régions : la région "est" et la région "ouest". La firme représentative de chaque région émet de la pollution et le citoyen représentatif de chaque région est victime de la pollution émise. Le citoyen représentatif de chaque région a la possibilité d'intervenir sur les marchés d'échange de permis d'émissions des deux régions pour acheter et retirer des permis d'émissions. Dans ce contexte, nous avons analysé les conditions, portant sur les coefficients de transfert de la pollution, sous lesquelles (1) le citoyen "est" et le citoyen "ouest" interviennent à la fois sur le marché "est" et "ouest", (2) uniquement le citoyen "est" (ou uniquement le citoyen "ouest") intervient à la fois sur le marché "est" et "ouest", (3) le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient uniquement sur le marché "est" (respectivement "ouest"), (4) le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient uniquement sur le marché "ouest" (respectivement "est").

Nous avons, d'abord, montré que le citoyen "est" et le citoyen "ouest" interviennent à la fois sur le marché "est" et "ouest" lorsque la pollution importée est égale à la pollution exportée. Dans ce cas, la pollution générée par la firme de chaque région se répartit de manière égale entre les deux régions. Chaque citoyen est indifférent entre acheter un permis supplémentaire sur les marchés de permis "est" ou "ouest". Nous avons, par la suite, montré que chaque citoyen intervient uniquement sur le marché de permis de sa région lorsque la pollution générée par la firme régionale qui se dépose localement est supérieure à celle exportée. De manière symétrique, on montre que chaque citoyen intervient sur le marché de la région où il n'est pas localisé lorsque la pollution générée par la firme régionale qui se dépose localement est inférieure à celle exportée. Enfin, nous avons montré qu'uniquement le citoyen "est" (respectivement "ouest") intervient à la fois sur le marché "est" et "ouest" si : (i) la pollution générée par la firme "est" qui se dépose dans la région "est" est supérieure (respectivement

inférieure) à celle exportée vers la région "ouest", (ii) la pollution générée par la firme "ouest" et exportée vers la région "est" est supérieure (respectivement inférieure) à celle qui reste dans la région "ouest".

Face aux défis environnementaux causés par le réchauffement climatique, la réponse des gouvernements ne pourra être efficace que dans la mesure où l'ensemble des acteurs de la société civile -notamment les citoyens- s'engage dans un effort collectif de réduction des émissions de gaz à effet de serre.

« Ce sont pourtant les citoyens qui bien plus que les grandes organisations détiennent les clefs de l'avenir, car s'ils prennent réellement conscience des problèmes qui vont très prochainement se poser et modifient leur comportement dans le sens d'une plus grande responsabilité personnelle, ils entraîneront une profonde modification de notre système productif et plus généralement de notre société » Durand (2007, p. 269).

BIBLIOGRAPHIE

- Adar, Z. et J. M. Griffin (1976). "Uncertainty and the choice of pollution control instruments." Journal of Environmental Economics and Management **3**(3): 178-188.
- ADEME. (2012). "La compensation volontaire : démarches et limites." from <http://multimedia.ademe.fr/catalogues/master-compensation-carbone/>.
- Ahlheim, M. et F. Schneider (2002). "Allowing for Household Preferences in Emission Trading—A Contribution to the Climate Policy Debate." Environmental and Resource Economics **21**(4): 317-342.
- Anderson, B. et C. Di Maria (2011). "Abatement and Allocation in the Pilot Phase of the EU ETS." Environmental and Resource Economics **48**(1): 83-103.
- Andreoni, J. (1989). "Giving with impure altruism: applications to charity and Ricardian equivalence." The Journal of Political Economy: 1447-1458.
- Andreoni, J. (1990). "Impure altruism and donations to public goods: a theory of warm-glow giving." The economic journal **100**(401): 464-477.
- Andreoni, J. (1995). "Cooperation in public-goods experiments: kindness or confusion?" The American Economic Review: 891-904.
- Andreoni, J. et R. Petrie (2004). "Public goods experiments without confidentiality: a glimpse into fund-raising." Journal of Public Economics **88**(7): 1605-1623.
- Asproudis, E. et T. Weyman-Jones (2011). "Third parties participation in tradable permits market. Do we need them?".
- Ballet, J. (2000). "Altruisme et biens collectifs: une revue de la littérature." Revue économique: 789-811.
- Ballet, J. et F.-R. Mahieu (2003). Ethique économique, Ellipses.
- Barde, J. P. (1992). Economie et politique de l'environnement, PUF, Paris.
- Baumol, W. J. et W. E. Oates (1988). "The Theory of Environmental Policy." Cambridge University Press.
- Bernier, A. (2008). Le Climat otage de la finance: ou comment le marché boursicote avec les «droits à polluer», Fayard/Mille et une nuits.
- Berta, N. (2010). "Les marchés de permis négociables de SO₂ et CO₂: des premiers pas délicats." Revue française de socio-Economie(1): 185-204.
- Birnbacher, D. et O. Mannoni (1994). La responsabilité envers les générations futures, Presses universitaires de France.

- Boisvert, V., A. Caron, et al. (2004). "Privatiser pour conserver? Petits arrangements de la nouvelle économie des ressources avec la réalité." Tiers-Monde **45**(177): 61-84.
- Braun, M. (2009). "The evolution of emissions trading in the European Union—The role of policy networks, knowledge and policy entrepreneurs." Accounting, Organizations and Society **34**(3): 469-487.
- Bruce, J. P., H.-s. Yi, et al. (1996). Climate change 1995: Economic and social dimensions of climate change: Contribution of Working Group III to the second assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.
- Burtraw, D., D. A. Evans, et al. (2005). "Economics of pollution trading for SO₂ and NO_x." Annual Review of Environment and Resources **30**: 253-289.
- Charpin, J.-M., J.-J. Barberis, et al. (2009). Rapport du groupe de travail sur les modalités de vente et de mise aux enchères des quotas de CO₂ en France - Eléments relatifs à la phase III: 98p.
- Chiroleu-Assouline, M. (2007). "Efficacité comparée des instruments de régulation environnementale." Notes de synthèse du SESP (Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du développement durable et de l'Aménagement du territoire) **2**(167): 7-17.
- Coase, R. H. (1960). "The Problem of Social Cost." Journal of Law and Economics **3**: 1.
- Colander, D. (2006). "Information and Pollution Permit Markets: Another View." The Journal of Economic Education **37**(1): 93-97.
- Conrad, K. et R. E. Kohn (1996). "The US market for SO₂ permits: Policy implications of the low price and trading volume." Energy Policy **24**(12): 1051-1059.
- Cramton, P. et S. Kerr (2002). "Tradeable carbon permit auctions: How and why to auction not grandfather." Energy Policy **30**(4): 333-345.
- Crassous, R., P. Quirion, et al. (2009). Taxe carbone : recyclage des recettes et double dividende. Note pour le Conseil économique pour le développement durable. N°4.
- Criqui, P., F. Benoît, et al. (2009). "Les États et le carbone."
- Dales, J. H. (1968). Pollution, property & prices: an essay in policy-making and economics, Edward Elgar Pub.
- Darley, J. M. et B. Latane (1968). "Bystander intervention in emergencies: diffusion of responsibility." Journal of personality and social psychology **8**(4p1): 377.
- De-Shalit, A. (1995). Why posterity matters: environmental policies and future generations, Psychology Press.

- De Gérando, B. (2010). Quotas d'émission de gaz à effet de serre: Système d'échange de quotas, Entreprises et collectivités bénéficiaires, Outils de gestion des quotas, Wolters Kluwer France.
- De Perthuis, C. et J. C. Boccon-Gibod (2006). "Le marché européen des quotas de CO₂: leçons d'un an de fonctionnement." Revue d'économie financière **83**(2): 115-132.
- Dhanda, K. K. (1999). "A Market Based Solution to Acid Rain: The Case of Sulfur Dioxide (SO₂) Trading Program." Journal of Public Policy and Marketing **18**(2): 1-15.
- Doucet, J. et J. Percebois (2007). "Certificats noirs, verts et blancs: effets croisés et impacts potentiels dans les marchés de électricité." Cahier de Recherche, Centre de Recherche en Economie et Droit de l'énergie, CREDEN.
- Dufour, C. et A. Leseur (2006). Panorama des Plans nationaux d'allocation des quotas en Europe, Note d'étude.
- Dupuis, J. (2008). Analyse politique des conditions de succès et d'échec des marchés de droits d'émission, Université de Lausanne, Institut d'études politiques et internationales.
- Durand, B. (2007). Énergie et environnement : Les risques et les enjeux d'une crise annoncée, EDP sciences.
- Eber, N. et M. Willinger (2005). L'économie expérimentale, la Découverte.
- Ellerman, A. D., F. J. Convery, et al. (2010). Le prix du carbone. Les enseignements du marché européen du CO₂, Pearson.
- Eshel, D. M. D. S. et R. J. Sexton (2009). "Allowing communities to trade in imperfectly competitive pollution-permit markets." Journal of Regulatory Economics **36**(1): 60-82.
- Européenne, C. (2009). EU Emissions Trading Scheme (ETS) – Consultation on design and organisation of emissions allowance auctions: 65p.
- Ferrari, S., B. Gagnon, et al. (2006). L'environnement et les générations futures, une question d'éthique ou de justice? Une lecture critique de J. Rawls et d'H. Jonas. Journées d'Etude «La justice sociale: histoire et théories», Association Charles Gide pour l'Histoire de la Pensée Economique.
- Fragnière, A. (2009). La compensation carbone: illusion ou solution?, Presses universitaires de France.
- Gangadharan, L. (2000). "Transaction costs in pollution markets: an empirical study." Land Economics: 601-614.
- Germain, M. (2004). "Comparaison des propriétés des taxes et des permis négociables. Revue de la littérature."

- Godard, O. (2000). "L'expérience américaine des permis négociables." Économie internationale **82**(2): 13-43.
- Godard, O. (2005). "Evaluation approfondie du plan français d'affectation de quotas de CO2 aux entreprises."
- Godard, O. (2007). "Le Rapport Stern sur l'économie du changement climatique était-il une manipulation grossière de la méthodologie économique?" Revue d'économie politique **117**(4): 475-506.
- Gosseries, A. (2002). "Faut-il renoncer au maximin intergénérationnel?" Revue de métaphysique et de morale(1).
- Gosseries, A. (2008). "Kyoto et les exigences de la justice climatique." La revue nouvelle **63**: 74-84.
- Goubet, C. (2010). "Emissions de gaz à effet de serre aux États-Unis: vers une réglementation par l'agence fédérale de protection de l'environnement (EPA)." série Etude Climat de la CDC(n°25).
- Groves, T. et J. Ledyard (1977). "Optimal allocation of public goods: A solution to the "free rider" problem." Econometrica: 783-809.
- Hanoteau, J. (2004). "Lobbying pour les permis négociables et non-neutralité du mode d'allocation." Revue économique **55**(3): 517-525.
- Hansen, J. P. et J. Percebois (2010). Energie: Economie et politiques, De Boeck.
- Hardelin, J. et F. Marical (2011). "Taux d'actualisation et politiques environnementales: un point sur le débat." Études et documents n **42**: 14.
- Harrison, D., P. Klevnas, et al. (2007). "Complexities of allocation choices in a greenhouse gas emissions trading program." Boston: NERA Economic Consulting.
- Hight, C. et G. Silva-Chávez (2008). "Du changement dans l'air: les bases du futur marché américain du carbone." Etudes climat.
- Hood, C. (2010). Reviewing existing and proposed emissions trading systems, OECD Publishing.
- Hooper, C. S. (1996). "Limiting the Use of Emissions Allowances: A Statutory Analysis of Title IV of the 1990 Amendments to the Clean Air Act." The Environmental Law Journal **5**: 566.
- Hurwicz, L. (1979). "Outcome Functions Yielding Walrasian and Lindahl Allocations at Nash Equilibrium Points." Review of Economic studies **46**(2).

- Isaac, R. M. et J. M. Walker (1988). "Group size effects in public goods provision: The voluntary contributions mechanism." The Quarterly Journal of Economics **103**(1): 179-199.
- Isaac, R. M., J. M. Walker, et al. (1994). "Group size and the voluntary provision of public goods: experimental evidence utilizing large groups." Journal of Public Economics **54**(1): 1-36.
- Israel, D. (2007). "Environmental participation in the US sulfur allowance auctions." Environmental and Resource Economics **38**(3): 373-390.
- Jonas, H. (1993). "Le principe de responsabilité, une éthique pour la civilisation technologique." édition du Cerf.
- Jonas, H. (1998). "Pour une éthique du futur, traduction de S." Cornille et de P. Ivernel, Paris, Payot et Rivages.
- Joskow, P. L., R. Schmalensee, et al. (1998). "The market for sulfur dioxide emissions." American Economic Review: 669-685.
- Jouvet, P. A., P. Michel, et al. (2002). "Droits de propriété sur l'environnement et accumulation du capital: une perspective coasienne." Annales d'Economie et de Statistique: 137-152.
- Kollmuss, A. et M. Lazarus (2010). Buying and cancelling allowances as an alternative to offsets for the voluntary market: A preliminary review of issues and options, OECD Publishing.
- Kuik, O. et F. Oosterhuis (2008). "Economic impacts of the EU ETS: preliminary evidence." Faure, M. and M. Peeters, Climate Change and European Emissions Trading, Edward Elgard, Cheltenham/Northampton: 208-222.
- Larrère, C. et R. Larrère (1997). "Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement." Natures Sciences Societes **5**(3): 84-84.
- Ledyard, J. O. (1994). "Public goods: A survey of experimental research." Public Economics.
- Ledyard, J. O. (1995). "Public goods: A survey of experimental research." Handbook of Experimental Economics, Princeton University Press, Princeton: 111-194.
- Leseur, A. (2006). "Les procédures d'allocation des quotas et la question d'équité (France/Europe)." Revue d'économie financière **83**(2): 133-149.
- Levitt, S. D. et J. A. List (2007). "What do laboratory experiments measuring social preferences reveal about the real world?" The Journal of Economic Perspectives: 153-174.

- Litvine, D. (2010). "La participation volontaire des citoyens sur le marché européen des permis d'émission de CO2: une évaluation contingente élargie à la psychologie environnementale/Citizens' Willingness to Voluntary Reduce CO2 Emissions via the Withdraw of EU-ETS quotas–A Contingent Valuation Survey Extended to Environmental Psychology." Cahiers du CREDEN (CREDEN Working Papers).
- Mäler, K.-G. (1990). "International environmental problems." Oxford Review of economic policy: 80-108.
- Malueg, D. A. et A. J. Yates (2006). "Citizen participation in pollution permit markets." Journal of Environmental Economics and Management **51**(2): 205-217.
- McLean, B. (1997). "Evolution of marketable permits: the US experience with sulphur dioxide allowance trading." International Journal of Environment and Pollution **8**(1/2): 19-36.
- McGee, R. W. et W. E. Block (1994). "Pollution Trading Permits as a Form of Market Socialism and the Search for a Real Market Solution to Environmental Pollution." Fordham Environmental Law Review **6**(1): 51.
- Montgomery, W. D. (1972). "Markets in licenses and efficient pollution control programs." Journal of economic theory **5**(3): 395-418.
- Newbery, D. M., H. Siebert, et al. (1990). "Acid rain." Economic Policy: 297-346.
- O'Brien, K. et R. Leichenko (2006). "Climate change, equity and human security." Die Erde **137**(3): 165.
- Oates, W. E. et P. R. Portney (2003). "The political economy of environmental policy." Handbook of environmental economics **1**: 325-354.
- OCDE (2008). Politiques de l'environnement : Quelles combinaisons d'instruments ?, Éditions OCDE.
- OCDE. (2001). Permis transférables nationaux et politiques environnementales: conception et application, OECD Publishing.
- OCDE (2005) « Chapitre 6. Aspects énergétiques et environnementaux », Études économiques de l'OCDE, N° 22, p. 189-207.
- Ozgür, G. et J. Sophie (2011). Introduction à l'algèbre linéaire, Edition Puf.
- Pachauri, R. and A. Reisinger (2007). Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, GIEC.

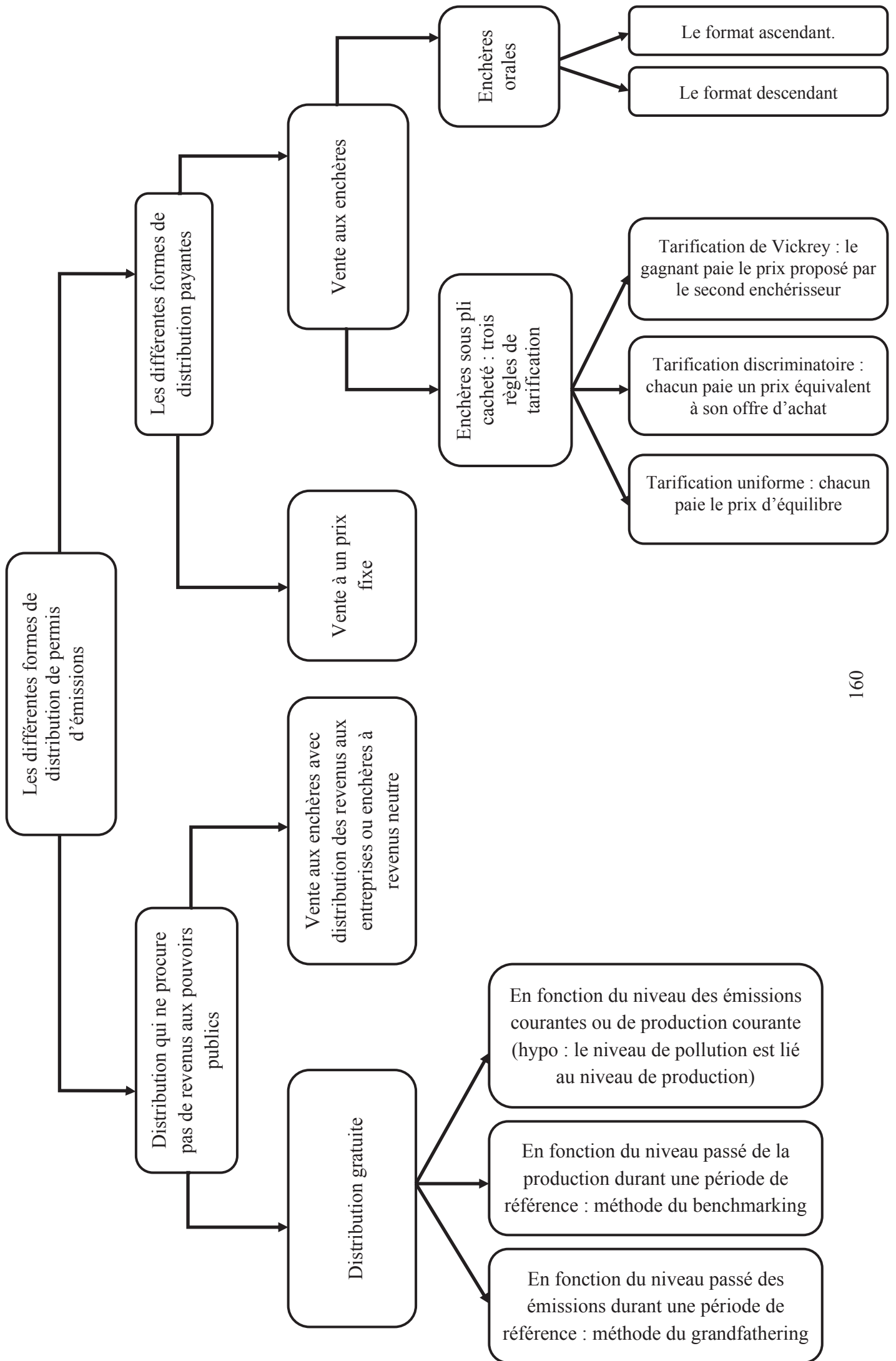
- Pearson, A. (2010). "The Carbon Rich List. The companies profiting from the EU Emissions Trading Scheme." Sandbag, February 2010 at http://www.sandbag.org.uk/files/sandbag.org.uk/carbon_fat_cats_march2010.pdf.
- Pindyck, R. S. (2007). "Uncertainty in environmental economics." Review of Environmental Economics and Policy **1**(1): 45-65.
- Rawls, J., 1993, *Théorie de la justice*, Paris, Éditions du Seuil, 1993 (1971).
- Rawls, J., 1995, *Libéralisme politique*, Paris, Presses Universitaires de France, 1995 (1993).
- Rousse, O. (2004). "La Mise en Place d'un Marche de Permis d'Emission dans des Situations de Concurrence Imparfaite." Cahier CREDEN **4**: 46.
- Rousse, O. (2008). "Environmental and economic benefits resulting from citizens' participation in CO₂ emissions trading: An efficient alternative solution to the voluntary compensation of CO₂ emissions." Energy Policy **36**(1): 388-397.
- Rousse, O. et B. Sévi (2013). "Citizen's participation in permit markets and social welfare under uncertainty." Environmental Science & Policy.
- Russel, C.S. et H.H. Landsberg (1971) "Les problèmes d'environnement à l'échelle internationale", pages 77-102, in R. et N.S. Dorfman, *Economie de l'environnement*, Edition Calmann-Lévy, Paris, 1972, 316 pages.
- Sartzetakis, E. S. (1994). "Permis d'émission négociables et réglementation dans des marchés de concurrence imparfaite." L'Actualité économique **70**(2).
- Sartzetakis, E. S. (1997). "Tradeable emission permits regulations in the presence of imperfectly competitive product markets: welfare implications." Environmental and Resource Economics **9**(1): 65-81.
- Sartzetakis, E. S. (2004). "On the efficiency of competitive markets for emission permits." Environmental and Resource Economics **27**(1): 1-19.
- Saussier, S. et A. Yvrande-Billon (2010). Economie des coûts de transaction, Edition La Découverte.
- Schmalensee, R., P. L. Joskow, et al. (1998). "An interim evaluation of sulfur dioxide emissions trading." The Journal of Economic Perspectives **12**(3): 53-68.
- Schmalensee, R. et R. N. Stavins (2013). "The SO₂ Allowance Trading System: The Ironic History of a Grand Policy Experiment." Journal of Economic Perspectives **27**(1): 103-122.
- Schrivier-Mazzuoli, L. (2009). La pollution de l'air intérieur-Sources. Effets sanitaires. Ventilation: Sources. Effets sanitaires. Ventilation, Edition Dunod.

- Schwartz, S. (2006). "Marchés des permis de pollution et concurrence imparfaite." Revue française d'économie **20**(3): 183-225.
- Schwartz, S. (2009). "Comment distribuer les quotas de pollution?" Revue d'économie politique **119**(4): 535-568.
- Schwarze, R. et P. Zapfel (2000). "Sulfur allowance trading and the regional clean air incentives market: a comparative design analysis of two major cap-and-trade permit programs?" Environmental and Resource Economics **17**(3): 279-298.
- Shrestha, R. K. (1998). "Uncertainty and the choice of policy instruments: a note on Baumol and Oates propositions." Environmental and Resource Economics **12**(4): 497-505.
- Simonet-Cusset, M. (2002). "«Give back to the community»: le monde du bénévolat américain et l'éthique de la responsabilité communautaire." Revue française des affaires sociales(4): 167-188.
- Singer, B. A. (1988). "An extension of Rawls' theory of justice to environmental ethics." Environmental Ethics **10**(3): 217-231.
- Smith, S. (2004). "Two-sided emissions allowance markets and the self-correction criterion,." Environmental Law Reporter **34**: 10605-10614.
- Smith, S. et J. Swierzbinski (2007). "Assessing the performance of the UK Emissions Trading Scheme." Environmental and Resource Economics **37**(1): 131-158.
- Smith, S. C. et A. J. Yates (2003a). "Optimal pollution permit endowments in markets with endogenous emissions." Journal of Environmental Economics and Management **46**(3): 425-445.
- Smith, S. C. et A. J. Yates (2003b). "Should Consumers Be Priced Out of Pollution-Permit Markets?" The Journal of Economic Education **34**(2): 181-189.
- Stavins, R. N. (1995). "Transaction costs and tradeable permits." Journal of Environmental Economics and Management **29**(2): 133-148.
- Stavins, R. N. (1996). "Correlated uncertainty and policy instrument choice." Journal of Environmental Economics and Management **30**(2): 218-232.
- Stern, N. (2007). The economics of climate change: the Stern review, cambridge University press.
- Tietenberg, T. H. (1990). "Economic instruments for environmental regulation." Oxford Review of economic policy **6** (1): 17-33.
- Tinggaard Svendsen, G. (1999). "US interest groups prefer emission trading: a new perspective." Public choice **101**(1): 109-128.

- Trotignon, R. et A. Delbosc (2008). "Echanges de quotas en periode d'essai du marche europeen du CO2: Ce que revele le citl." Caisse des depots, Mission climat. Etude Climat(13).
- Venmans, F. (2011). "L'efficacité environnementale et économique du marché du carbone européen." Courrier hebdomadaire du CRISP(14): 5-91.
- Walker, M. (1981). "A simple incentive compatible scheme for attaining Lindahl allocations." Econometrica: 65-71.
- Weitzman, M. L. (1974). "Prices vs. quantities." The Review of Economic Studies: 477-491.
- Wenz, P. S. (1988). Environmental justice, SUNY Press.
- Zelenko, I. (2012). La finance carbone, Edition Dunod.

ANNEXES

Annexe 1



Annexe 2

Tableau 3 : L'impact potentiel, sur les prix des permis et le niveau de pollution, de l'achat et de retrait des permis d'émissions

Comment les installations soumises à une contrainte de conformité vont réagir ?	Conditions pour qu'une telle réaction se produise	Impact sur le prix des permis	Impact sur le niveau d'émission
Pas de réaction au cours de la période de conformité actuelle ni ultérieure	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Le plafond d'émissions fixé pour les périodes de conformité actuelles et ultérieures est largement supérieur aux besoins des installations réglementées 	Aucun	Aucun
Pas de réaction au cours de la période de conformité actuelle, mais davantage de réduction en interne au cours des périodes ultérieures	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Les permis d'émissions peuvent être mis en réserve ✓ Offre excédentaire de permis d'émissions au cours de la période actuelle ✓ Pas d'offre excédentaire au cours de la période ultérieure 	Limité	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Aucun pour la période de conformité actuelle ✓ Diminue par la suite sous réserve le dispositif du système d'échange de permis d'émissions ne soit pas modifié
Davantage de réductions en interne au cours de la période de conformité actuelle	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Pas d'offre excédentaire de permis pour la période de conformité actuelle ✓ Le coût de dépollution en interne est moins coûteux que la compensation 	Hausse potentielle des prix	Baisse
Un recours plus important aux crédits compensatoires pour respecter le plafond de pollution fixé	<ul style="list-style-type: none"> ✓ La limite concernant le recours aux crédits compensatoires n'est pas atteinte ✓ La limite concernant l'usage de crédits compensatoires augmente en raison de l'atteinte d'un niveau de prix seuil ✓ Le recours aux crédits compensatoires est moins coûteux que les mesures de dépollution qui peuvent être prises 	Difficile à prédire	Diminue dans la mesure où les crédits compensatoires sont additionnels et les réductions d'émissions sont réelles
Difficile à prédire	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Le régulateur met en place des mesures afin de 	Difficile à prédire	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Aucun si le plafond de

	<p>limiter les coûts des installations soumises à une contrainte de conformité</p> <p>✓ Le régulateur décide de desserrer le plafond d'émission en raison d'une augmentation réelle ou potentielle des prix</p>		<p>pollution augment dans les mêmes proportions que la quantité de permis annulée</p> <p>✓ Augmente si le plafond augmente dans une proportion supérieure à la quantité de permis annulée</p>
--	---	--	---

Source : À partir de Kollmuss et Lazarus (2010)

Annexe 3

Tableau 4 : Nombre total de permis d'émissions de SO₂ retiré par les ONG environnementales et les associations issues du milieu universitaire lors des ventes aux enchères Spot et Advance

Années	Permis « Spot »	Permis « Advance »	Total	% Spot	% Advance
1994	2	1	3	66,67 %	33,33 %
1995	174	4	178	97,75 %	2,25 %
1996	499	6	505	98,81 %	1,19 %
1997	254	3	257	98,83 %	1,17 %
1998	12	5	17	70,59 %	29,41 %
1999	25	55	80	31,25 %	68,75 %
2000	53	4	57	92,98 %	7,02 %
2001	30	0	30	100,00 %	0,00 %
2002	46	0	46	100,00 %	0,00 %
2003	29	0	29	100,00 %	0,00 %
2004	30	50	80	37,50 %	62,50 %
2005	11	1	12	91,67 %	8,33 %
2006	9	8	17	52,94 %	47,06 %
2007	17	5	22	77,27 %	22,73 %
2008	24	8	32	75,00 %	25,00 %
2009	13	8	21	61,90 %	38,10 %
2010	25	14	39	64,10 %	35,90 %
2011	131	160	291	45,02 %	54,98 %
2012	255	500	755	33,77 %	66,23 %
2013	1452	1000	2452	59,22 %	40,78 %
2014	280	0	280	100,00 %	0,00 %

Source : Calculs de l'auteur à partir des données de l'agence fédérale de protection de l'environnement

Tableau 5 : Evolution du Spot et Advance Clearing Price (1994-2014)

Années	Spot Clearing Price en \$	Advance Clearing Price en \$
1994	150	140
1995	130	128
1996	66,05	63,01
1997	106,75	102,15
1998	115,01	108,3
1999	200,55	167,55
2000	126	55,27
2001	173,57	105,72
2002	160,5	68
2003	171,8	80
2004	260	128
2005	690	260
2006	860,07	241,67
2007	433,25	176
2008	380,01	131,5
2009	62	6,63
2010	36,2	1,69
2011	2	0,16
2012	0,56	0,12
2013	0,17	0,04
2014	0,35	0,04

Source : Données de l'agence fédérale de protection de l'environnement sur les ventes aux enchères, Spot et Advance, des permis d'émissions de SO2

Tableau 6 : Dépense en dollar des ONG environnementales et des associations issues du milieu universitaire lors des ventes aux enchères Spot et Advance

Années	Ventes aux enchères Spot	Ventes aux enchères Advance	Total	% Spot	% Advance
1994	359	141	500	71,80 %	28,20 %
1995	25 240	620	25 860	97,60 %	2,40 %
1996	36 292,37	622,06	36 914,43	98,31 %	1,69 %
1997	28 436,91	675,12	29 112,03	97,68 %	2,32 %
1998	1654,35	556,08	2210,43	74,84 %	25,16 %
1999	5651	11 592,97	17 243,97	32,77 %	67,23 %
2000	7722,57	605	8327,57	92,73 %	7,27 %
2001	5670	0	5670	100,00 %	0,00 %
2001	8608	0	8608	100,00 %	0,00 %
2003	3318,6	0	3318,6	100,00 %	0,00 %
2004	8823	6455,5	15 278,5	57,75 %	42,25 %
2005	7972	350	8322	95,79 %	4,21 %
2006	10 290	2940,1	13 230,1	77,78 %	22,22 %
2007	9302	1647	10 949	84,96 %	15,04 %
2008	11 044	1918,49	12 962,49	85,20 %	14,80 %
2009	1428,77	1167,93	2596,7	55,02 %	44,98 %
2010	2071,3	544,37	2615,67	79,19 %	20,81 %
2011	1657,24	1124,4	2781,64	59,58 %	40,42 %
2012	1101,1	1000	2101,1	52,41 %	47,59 %
2013	1401,05	500	1901,05	73,70 %	26,30 %
2014	180	0	180	100,00 %	0,00 %

Source : Calculs de l'auteur à partir des données de l'agence fédérale de protection de l'environnement

Encadré 2 : Le fonctionnement du service de dépollution proposé par l'ONG TheCompensators

1- Your donation

By donating to TheCompensators, you can compensate for either all or part of your CO₂ emissions (e.g. air travel). By donating to TheCompensators, you incorporate these emissions into the EU cap on CO₂ emissions. Therefore, your donation is a “grass roots” way of making the EU Emission Trading Scheme more comprehensive and thereby more effective. The current price of one EUA depends on what TheCompensators had to pay for it at their previous purchase and includes a premium of 10% for trading fees and other costs (e.g. our bank account, our website etc.). You can make a donation by bank transfer or online payment through Paypal or Clickandbuy, the most cost efficient way being bank transfer (no fees apply).

2- TheCompensators

TheCompensators are a certified non-profit organisation with no cost for personnel or rent since all of us are volunteers. TheCompensators seek to maximize the number of EUAs bought from the donations. Therefore, the donations are pooled and EUAs bought in larger quantities in order to pay fewer trading fees.

3- The Trader

EUAs must be bought for TheCompensators by a licensed trader who earns a trading fee per transaction. The trader buys the EUAs for us using the donated money and then transfers the EUAs to the emissions trading account of TheCompensators (DE-121-2092-0).

4- The market

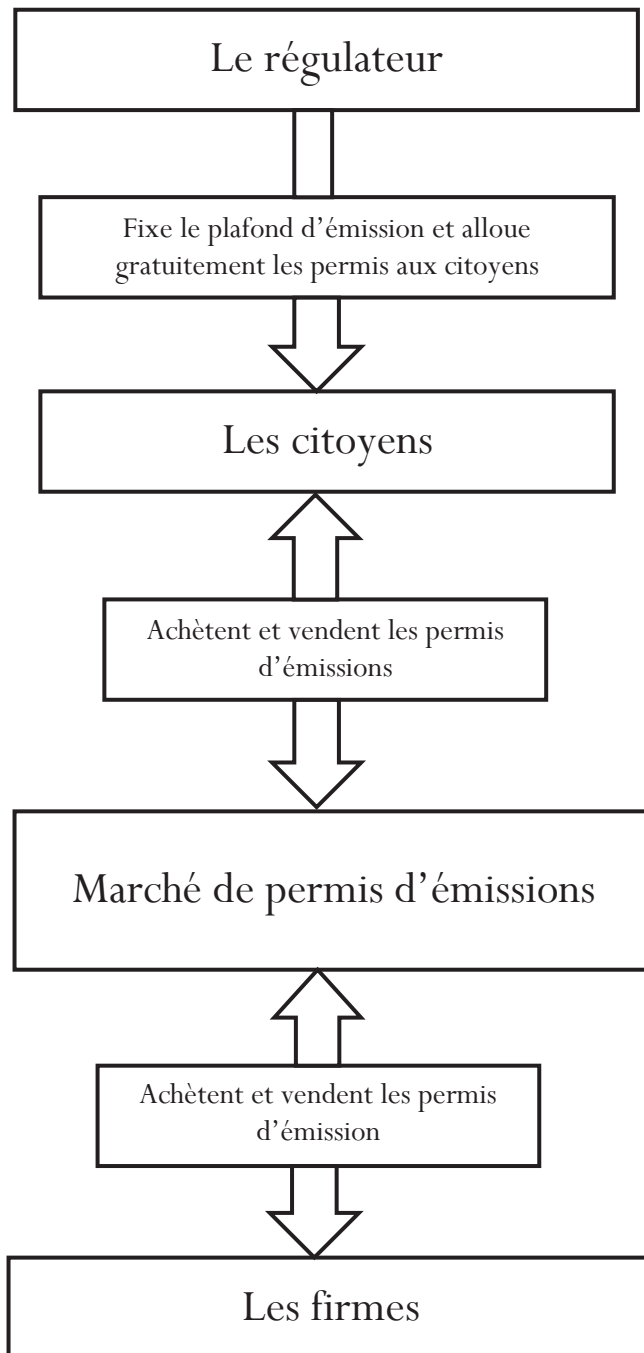
EUAs are traded e.g. at the European Energy Exchange (EEX) in Leipzig. The certificates are traded at a spot market, in daily auctions and at a future market. In 2010, about 154 million EUAs were traded at EEX at prices between €13 and €18. The EEX receives €0.05 for each certificate it trades at the spot market. The trader buys the EUAs for TheCompensators by placing the order in the online trading system; when his request is matching an offer, the certificates (which have unique identification numbers) are subtracted from the seller's account and transferred to the broker's account. After that, the EUAs are transferred to the EUA account of TheCompensators at the German ETS registry (“Deutsche Emissionshandelsstelle”). Once an EUA is on TheCompensators account, it does not ever enter the market again.

5- The Deletion

The emission trading account is much like an online banking account, except that it has a button to delete permanently and irreversibly the EUAs which are held on it. The account of TheCompensators contains a stock of certificates which have not yet been matched with a donation. The stock is replenished every time TheCompensators order EUAs from their trader using the pooled donations. The certificate number you receive for your donation (if it was enough to pay for a whole certificate) comes from this stock and the certificate is then erased from the account. Every certificate number is matched with exactly one donation – no double counting!

Source : TheCompensators

Annexe 4



Design d'un marché de permis d'émissions qui intègre les préférences des citoyens, d'après Ahlheim et Schneider (2002)

Annexe 5

Annexe 5.1

Pour le citoyen "est" le problème de maximisation s'écrit :

$$\left\{ \begin{array}{l} \max_{X_e, Z_e^e, Z_o^e} U(X_e, Q_e) = X_e - d_e \frac{(Q_e)^2}{2} \\ \text{S. C} \\ X_e + p_e Z_e^e + p_o Z_o^e = R_e \\ Q_e = \alpha(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) \end{array} \right.$$

À partir de la contrainte budgétaire $X_e + p_e Z_e^e + p_o Z_o^e = R_e$ on déduit l'expression de X_e . En remplaçant Q_e et X_e par leurs expressions, la fonction d'utilité s'écrit :

$$U(X_e, Q_e) = R_e - p_e Z_e^e - p_o Z_o^e - d_e \frac{(\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e))^2}{2}$$

En réarrangeant, les conditions de premier ordre pour le citoyen "est" s'écrivent :

$$\left\{ \begin{array}{l} \alpha d_e (\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e)) - p_e \leq 0 \\ (1 - \beta) d_e (\alpha(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e)) - p_o \leq 0 \end{array} \right.$$

Annexe 5.2

Pour le citoyen "ouest" le problème de maximisation s'écrit :

$$\left\{ \begin{array}{l} \max_{X_o, Z_e^o, Z_o^o} U(X_o, Q_o) = X_o - d_o \frac{(Q_o)^2}{2} \\ \text{S.C} \\ X_o + p_e Z_e^o + p_o Z_o^o = R_o \\ Q_o = \beta(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_e^o) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) \end{array} \right.$$

À partir de la contrainte budgétaire $X_o + p_e Z_e^o + p_o Z_o^o = R_o$ on déduit l'expression de X_o . En remplaçant Q_e et X_e par leurs expressions, la fonction d'utilité s'écrit :

$$U(X_o, Q_o) = R_o - p_e Z_e^o - p_o Z_o^o - d_o \frac{(\beta(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_e^o) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o))^2}{2}$$

En réarrangeant, les conditions de premier ordre pour le citoyen "ouest" s'écrivent :

$$\left\{ \begin{array}{l} \beta d_o (\beta(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_e^o) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o)) - p_o \leq 0 \\ (1 - \alpha) d_o (\beta(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_e^o) + (1 - \alpha)(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o)) - p_e \leq 0 \end{array} \right.$$

Annexe 5.3

Pour triangulariser le système d'équations des conditions de premier ordre (CPO), on part des conditions qui déterminent la solution intérieure. On note S_0 le système des CPO pour une solution intérieure. Le système S_0 s'écrit :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial U}{\partial Z_e^e} = 0 \Leftrightarrow \alpha^2 d_e(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)\alpha d_e(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) - p_e = 0 \\ \frac{\partial U}{\partial Z_o^e} = 0 \Leftrightarrow (1 - \beta)^2 d_e(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \beta)\alpha d_e(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) - p_o = 0 \\ \frac{\partial U}{\partial Z_o^o} = 0 \Leftrightarrow \beta^2 d_o(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \alpha)\beta d_o(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) - p_o = 0 \\ \frac{\partial U}{\partial Z_e^o} = 0 \Leftrightarrow (1 - \alpha)^2 d_o(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \alpha)\beta d_o(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) - p_e = 0 \end{array} \right.$$

En remplaçant p_e par $(1 - e_e)$ et p_o par $(1 - e_o)$ à partir des conditions d'équilibre de la firme "est" et de la firme "ouest" ; e_e par $(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o)$ et e_o par $(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e)$ à partir des conditions d'équilibre du marché de permis de la région "est" et du marché de permis de la région "ouest", on obtient un nouveau système que l'on note S_1 . Le système S_1 s'écrit :

$$\left\{ \begin{array}{l} \alpha^2 d_e(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)\alpha d_e(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) - (1 - (\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o)) = 0 \\ (1 - \beta)^2 d_e(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \beta)\alpha d_e(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) - (1 - (\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e)) = 0 \\ \beta^2 d_o(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \alpha)\beta d_o(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) - (1 - (\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e)) = 0 \\ (1 - \alpha)^2 d_o(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \alpha)\beta d_o(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) - (1 - (\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o)) = 0 \end{array} \right.$$

En factorisant chaque équation du système S_1 on obtient un nouveau système d'équations qu'on note S_2 et qui s'écrit :

$$\left\{ \begin{array}{l} (1 + \alpha^2 d_e)(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \beta)\alpha d_e(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) - 1 = 0 \\ (1 + (1 - \beta)^2 d_e)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \beta)\alpha d_e(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) - 1 = 0 \\ (1 + \beta^2 d_o)(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) + (1 - \alpha)\beta d_o(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) - 1 = 0 \\ (1 + (1 - \alpha)^2 d_o)(\bar{e}_e - Z_e^e - Z_e^o) + (1 - \alpha)\beta d_o(\bar{e}_o - Z_o^o - Z_o^e) - 1 = 0 \end{array} \right.$$

Afin de simplifier nos calculs, on pose :

$$\begin{cases} \theta = (1 + \alpha^2 d_e) \\ \gamma = (1 - \beta)\alpha d_e \\ \rho = (1 + (1 - \beta)^2 d_e) \\ \lambda = (1 + \beta^2 d_o) \\ \psi = (1 - \alpha)\beta d_o \\ \eta = (1 + (1 - \alpha)^2 d_o) \end{cases}$$

Le système d'équations S_2 peut donc être réécrit comme suit :

$$\begin{aligned} \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - \theta Z_e^e - \theta Z_e^o - \gamma Z_o^o - \gamma Z_o^e - 1 &= 0 & L_1 \\ \gamma \bar{e}_e + \rho \bar{e}_o - \gamma Z_e^e - \gamma Z_e^o - \rho Z_o^o - \rho Z_o^e - 1 &= 0 & L_2 \\ \psi \bar{e}_e + \lambda \bar{e}_o - \psi Z_e^e - \psi Z_e^o - \lambda Z_o^o - \lambda Z_o^e - 1 &= 0 & L_3 \\ \eta \bar{e}_e + \psi \bar{e}_o - \eta Z_e^e - \eta Z_e^o - \psi Z_o^o - \psi Z_o^e - 1 &= 0 & L_4 \end{aligned}$$

En isolant les inconnues d'un même côté, on peut alors écrire :

$$\begin{aligned} \theta Z_e^e + \theta Z_e^o + \gamma Z_o^o + \gamma Z_o^e &= \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - 1 & L_1 \\ \gamma Z_e^e + \gamma Z_e^o + \rho Z_o^o + \rho Z_o^e &= \gamma \bar{e}_e + \rho \bar{e}_o - 1 & L_2 \\ \psi Z_e^e + \psi Z_e^o + \lambda Z_o^o + \lambda Z_o^e &= \psi \bar{e}_e + \lambda \bar{e}_o - 1 & L_3 \\ \eta Z_e^e + \eta Z_e^o + \psi Z_o^o + \psi Z_o^e &= \eta \bar{e}_e + \psi \bar{e}_o - 1 & L_4 \end{aligned}$$

Pour triangulariser le système S_2 on va dans un premier temps garder l'équation L_1 comme pivot. L'équation L_1 reste donc inchangée et on procède au remplacement de l'équation L_2 par l'équation $L'_2 = L_1 - \frac{\theta}{\gamma} L_2$; l'équation L_3 par l'équation $L'_3 = L_1 - \frac{\theta}{\psi} L_3$ et l'équation L_4 par l'équation $L'_4 = L_1 - \frac{\theta}{\eta} L_4$.

Une fois les différents calculs effectués, on obtient le système d'équations suivant :

$$\begin{cases} \theta Z_e^e + \theta Z_e^o + \gamma Z_o^o + \gamma Z_o^e = \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - 1 & L_1 \\ \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Z_o^o + \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Z_o^e = \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} \bar{e}_o - 1 + \frac{\theta}{\gamma} & L'_2 = L_1 - \frac{\theta}{\gamma} L_2 \\ \frac{\gamma\psi - \lambda\theta}{\psi} Z_o^o + \frac{\gamma\psi - \lambda\theta}{\psi} Z_o^e = \frac{\gamma\psi - \lambda\theta}{\psi} \bar{e}_o - 1 + \frac{\theta}{\psi} & L'_3 = L_1 - \frac{\theta}{\psi} L_3 \\ \frac{\gamma\eta - \psi\theta}{\eta} Z_o^o + \frac{\gamma\eta - \psi\theta}{\eta} Z_o^e = \frac{\gamma\eta - \psi\theta}{\eta} \bar{e}_o - 1 + \frac{\theta}{\eta} & L'_4 = L_1 - \frac{\theta}{\eta} L_4 \end{cases}$$

Dans un second temps, on garde l'équation L'_2 comme pivot. L'équation L'_2 reste donc inchangée et on procède au remplacement de l'équation L'_3 par l'équation $L''_3 = L'_2 - \left(\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} * \frac{\psi}{\gamma\psi - \lambda\theta}\right) L'_3$ et l'équation L'_4 par l'équation $L''_4 = L'_2 - \left(\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} * \frac{\eta}{\gamma\eta - \psi\theta}\right) L'_4$.

Une fois les différents calculs effectués, on obtient le système d'équations suivant :

$$\left\{ \begin{array}{l} \theta Z_e^e + \theta Z_e^o + \gamma Z_o^o + \gamma Z_o^e = \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - 1 \\ \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Z_o^o + \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Z_o^e = \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} \bar{e}_o - 1 + \frac{\theta}{\gamma} \\ 0 = -1 + \frac{\theta}{\gamma} + \left(1 - \frac{\theta}{\psi}\right) * \left(\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} * \frac{\psi}{\gamma\psi - \lambda\theta}\right) \\ 0 = -1 + \frac{\theta}{\gamma} + \left(1 - \frac{\theta}{\eta}\right) * \left(\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} * \frac{\eta}{\gamma\eta - \psi\theta}\right) \end{array} \right. \begin{array}{l} L_1 \\ L'_2 \\ L''_3 = L'_2 - \left(\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} * \frac{\psi}{\gamma\psi - \lambda\theta}\right) L'_3 \\ L''_4 = L'_2 - \left(\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} * \frac{\eta}{\gamma\eta - \psi\theta}\right) L'_4 \end{array}$$

Après réarrangement, on obtient un système d'équations triangulaire qu'on note S_3 et qui s'écrit :

$$\left\{ \begin{array}{l} \theta Z_e^e + \theta Z_e^o + \gamma Z_o^o + \gamma Z_o^e = \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - 1 \\ \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Z_o^o + \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Z_o^e = \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} \bar{e}_o + \frac{\theta}{\gamma} - 1 \\ 0 = (\theta - \gamma)(\gamma\psi - \lambda\theta) - (\theta - \psi)(\gamma^2 - \rho\theta) \\ 0 = (\theta - \gamma)(\gamma\eta - \psi\theta) - (\theta - \eta)(\gamma^2 - \rho\theta) \end{array} \right.$$

Annexe 5.4

Pour déterminer la fonction de réaction du citoyen "est" on part de l'équation (2) qui s'écrit :

$$\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} Y = \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} \bar{e}_o + \frac{\theta}{\gamma} - 1$$

En remplaçant Y par $Z_o^o + Z_o^e$ on obtient l'équation (A.1)

$$\frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} (Z_o^o + Z_o^e) = \frac{\gamma^2 - \rho\theta}{\gamma} \bar{e}_o + \frac{\theta}{\gamma} - 1 \quad (\text{A.1})$$

À partir de l'équation (A.1) on obtient :

$$Z_o^e = \bar{e}_o - Z_o^o - \frac{\gamma - \theta}{\gamma^2 - \rho\theta} \quad (\text{A.2})$$

En remplaçant γ ; θ et ρ par leurs expressions on obtient la fonction de réaction du citoyen "est" :

$$Z_o^e = \bar{e}_o - Z_o^o - \frac{((1 - \beta)\alpha d_e) - (1 + \alpha^2 d_e)}{((1 - \beta)\alpha d_e)^2 - (1 + (1 - \beta)^2 d_e)(1 + \alpha^2 d_e)}$$

Annexe 5.5

Pour déterminer la fonction du citoyen "ouest" on part de l'équation (1) qui s'écrit

$$\theta X + \gamma Y = \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - 1$$

En remplaçant X par $Z_e^e + Z_o^e$ et Y par $Z_o^o + Z_e^o$ on obtient l'équation (A.1)

$$\theta(Z_e^e + Z_o^e) + \gamma(Z_o^o + Z_e^o) = \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - 1 \quad (\text{A.1})$$

En remplaçant Z_o^e par $\bar{e}_o - Z_o^o - \frac{\gamma - \theta}{\gamma^2 - \rho\theta}$ et en isolant Z_e^o on obtient l'équation (A.2)

$$\theta Z_e^o = \theta \bar{e}_e + \gamma \bar{e}_o - \theta Z_e^e - \gamma Z_o^o - 1 - \gamma \left(\bar{e}_o - Z_o^o - \frac{\gamma - \theta}{\gamma^2 - \rho\theta} \right) \quad (\text{A.2})$$

À partir de l'équation (A.2) on obtient :

$$Z_e^o = \bar{e}_e - Z_e^e - \frac{\gamma - \rho}{\gamma^2 - \rho\theta} \quad (\text{A.3})$$

En remplaçant γ ; θ et ρ par leurs expressions on obtient la fonction de réaction du citoyen "ouest" :

$$Z_e^o = \bar{e}_e - Z_e^e - \frac{((1 - \beta)\alpha d_e) - (1 + (1 - \beta)^2 d_e)}{((1 - \beta)\alpha d_e)^2 - (1 + (1 - \beta)^2 d_e)(1 + \alpha^2 d_e)}$$

Annexe 5.6

On part de l'équation (7) qui s'écrit

$$(-\beta)\alpha^2 + (2\beta(1 - \beta) + 1)\alpha + (2\beta^2 - \beta^3 - 4\beta + 1) = 0$$

L'équation (7) a pour solution

$$\alpha = \varphi(\beta) = \frac{1}{\beta} \left(\beta - \frac{1}{2} \sqrt{8\beta - 16\beta^2 + 1} - \beta^2 + \frac{1}{2} \right)$$

On a l'équation (8) qui s'écrit :

$$(\alpha - 1)\beta^2 + (2\alpha(\alpha - 2) + 1)\beta + (\alpha^3 - 3\alpha^2 + 6\alpha - 2) = 0$$

On remplace $\varphi(\beta)$ dans l'équation (8). On note (A.1) la nouvelle écriture de l'équation (8) :

$$f(\beta) = -\frac{40\beta^2 + (-16\beta^2 + 8\beta + 1)^{3/2} + \sqrt{-16\beta^2 + 8\beta + 1}(3 + 8\beta^2) - 24\beta - 4}{8\beta^3} = 0 \quad (\text{A.1})$$

f est définie sur l'intervalle $]0, \frac{\sqrt{2}+1}{4}]$

D'abord, on remplace, $(-16\beta^2 + 8\beta + 1)^{3/2}$ par $(-16\beta^2 + 8\beta + 1)\sqrt{-16\beta^2 + 8\beta + 1}$, ensuite on met en facteur $\sqrt{-16\beta^2 + 8\beta + 1}$ et enfin on simplifie. On obtient l'équation (A.2)

$$-\frac{(10\beta^2 - 6\beta - 1) + (-2\beta^2 + 2\beta + 1)\sqrt{-16\beta^2 + 8\beta + 1}}{2\beta^3} = 0 \quad (\text{A.2})$$

En multipliant par $2\beta^3$, ceci équivaut sur le domaine de définition à :

$$-\left((10\beta^2 - 6\beta - 1) + (-2\beta^2 + 2\beta + 1)\sqrt{-16\beta^2 + 8\beta + 1} \right) = 0 \quad (\text{A.3})$$

En factorisant, on peut écrire

$$64 \left(\beta - \frac{1}{2} \right) \left(\beta^2 - 2\beta + \frac{3}{2} \right) \beta^3 = 0 \quad (\text{A.4})$$

Donc

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{soit } \beta - \frac{1}{2} = 0 \\ \text{soit } \beta^2 - 2\beta + \frac{3}{2} = 0 \\ \text{soit } \beta^3 = 0 \end{array} \right. \Leftrightarrow \left\{ \begin{array}{l} \beta - \frac{1}{2} = 0 \text{ donc } \beta = \frac{1}{2} \\ \beta^2 - 2\beta + \frac{3}{2} = 0 \text{ n'admet pas de solution dans } \mathbb{R}^{139} \\ \beta = 0 \text{ n'est pas une solution car } \beta = 0 \notin \text{Df de } f(\beta) \end{array} \right.$$

Donc $\beta = \frac{1}{2}$ est la seule solution pour l'équation (A.5). On sait, par ailleurs, que :

$$\alpha = \varphi(\beta) = \frac{1}{\beta} \left(\beta - \frac{1}{2} \sqrt{8\beta - 16\beta^2 + 1} - \beta^2 + \frac{1}{2} \right)$$

En remplaçant β par $\frac{1}{2}$ dans $\varphi(\beta)$ on a $\alpha = \frac{1}{2}$.

¹³⁹ $\beta^2 - 2\beta + \frac{3}{2} = 0$ admet deux solutions complexes $\frac{1}{2}(2 - i\sqrt{2}) ; \frac{1}{2}(2 + i\sqrt{2})$.

TABLE DES FIGURES

FIGURE 1 : NIVEAU DE POLLUTION OPTIMALE	16
FIGURE 2 : LE DÉBAT TAXE VS PERMIS EN PRÉSENCE D'INCERTITUDE SUR LA FONCTION DE DOMMAGE MARGINAL	21
FIGURE 3 : LE DÉBAT TAXE VS PERMIS EN PRÉSENCE D'INCERTITUDE SUR LA FONCTION DU COÛT MARGINAL. CAS OÙ LA PENTE DU DOMMAGE MARGINAL EST PLUS FORTE QUE CELLE DU COÛT MARGINAL	23
FIGURE 4 : LE DÉBAT TAXE VS PERMIS EN PRÉSENCE D'INCERTITUDE SUR LA FONCTION DU COÛT MARGINAL. CAS OÙ LA PENTE DU COÛT MARGINAL EST PLUS FORTE QUE CELLE DU DOMMAGE MARGINAL	25
FIGURE 5 : LE DÉBAT TAXE VS PERMIS EN PRÉSENCE D'INCERTITUDE SUR LE DOMMAGE MARGINAL LORSQUE LE MARCHÉ DE PERMIS EST OUVERT AUX CITOYENS	29
FIGURE 6 : LE DÉBAT TAXE VS PERMIS EN PRÉSENCE D'INCERTITUDE SUR LA FONCTION DU COÛT MARGINAL LORSQUE LE MARCHÉ DE PERMIS EST OUVERT AUX CITOYENS. CAS OÙ LA PENTE DE LA COURBE DE DOMMAGE MARGINAL EST PLUS FORTE SUR CELLE DU COÛT MARGINAL.....	32
FIGURE 7 : LE DÉBAT TAXE VS PERMIS EN PRÉSENCE D'INCERTITUDE SUR LA FONCTION DU COÛT MARGINAL LORSQUE LE MARCHÉ DE PERMIS EST OUVERT AUX CITOYENS. CAS OÙ LA PENTE DE LA COURBE DU COÛT MARGINAL EST PLUS FORTE SUR CELLE DU DOMMAGE MARGINAL.....	34
FIGURE 8 : MARCHÉ DE PERMIS OUVERT AUX CITOYENS EN PRÉSENCE DE COMPORTEMENT DE PASSAGER CLANDESTIN	39
FIGURE 9 : MARCHÉ DE PERMIS OUVERT AUX CITOYENS EN PRÉSENCE D'INCERTITUDE SUR LA FONCTION DE DOMMAGE MARGINAL ET DE COMPORTEMENT DE PASSAGER CLANDESTIN ..	43
FIGURE 10 : MODÈLE D'UN CLEAR AIR CERTIFICATE DÉLIVRÉ PAR L'ONG ENVIRONNEMENTALE ADIRONDACK COUNCIL QUI TÉMOIGNE D'UN EFFORT DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE SO ₂	59
FIGURE 11 : MODÈLE D'UN CLEAR AIR CERTIFICATE DÉLIVRÉ PAR L'ONG ENVIRONNEMENTALE ACID RAIN RETIREMENT FUND QUI TÉMOIGNE D'UN EFFORT DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE SO ₂	59

FIGURE 12 : NOMBRE TOTAL DE PERMIS D'ÉMISSIONS DE SO ₂ RETIRÉ PAR LES ONG ENVIRONNEMENTALES ET LES ASSOCIATIONS ISSUES DU MILIEU UNIVERSITAIRE LORS DES VENTES AUX ENCHÈRES « SPOT » ET « ADVANCE »	63
FIGURE 13 : ÉVOLUTION DU SPOT ET DU ADVANCE CLEARING PRICE (1994-2014)	64
FIGURE 14 : L'INFLUENCE DE L'ÉVOLUTION DE L'ENVIRONNEMENT INSTITUTIONNEL SUR LE PRIX DES PERMIS D'ÉMISSIONS DE SO ₂	65
FIGURE 15 : DÉPENSE ANNUELLE DES ONG ENVIRONNEMENTALES ET ASSOCIATIONS UNIVERSITAIRES LORS DES VENTES AUX ENCHÈRES SPOT ET ADVANCE	68
FIGURE 16 : RÉPARTITION DES PERMIS RETIRÉS PAR LES ONG ENVIRONNEMENTALES ET LES ASSOCIATIONS ISSUES DU MILIEU UNIVERSITAIRE ENTRE VENTES AUX ENCHÈRES « SPOT » ET « ADVANCE »	69
FIGURE 17 : MODÈLE DU CARBON REDUCTION CERTIFICATE DÉLIVRÉ PAR L'ONG ENVIRONNEMENTALE ADIRONDACK COUNCIL QUI TÉMOIGNE D'UN EFFORT POUR RÉDUIRE LES ÉMISSIONS DE CO ₂ DANS LE CADRE DU MARCHÉ RGGI	72
FIGURE 18 : CERTIFICATE OF PROOF OF DELETION OF EMISSIONS ALLOWANCES REMIS PAR L'ONG ENVIRONNEMENTALE THECOMPENSATORS AUX CITOYENS QUI PARTICIPENT À L'ACHAT ET AU RETRAIT DE PERMIS D'ÉMISSIONS DE CO ₂ SUR LE SCEQE	84
FIGURE 19 : ÉTAT OPTIMAL ET ÉQUILIBRE DU MARCHÉ	94
FIGURE 20 : LE RÉGULATEUR OUVRE LE MARCHÉ	97
FIGURE 21 : LE RÉGULATEUR SUBVENTIONNE AU TAUX $S = 1 - RL$	100
FIGURE 22 : LE RÉGULATEUR SUBVENTIONNE AU TAUX $S = 1 - RH$	101
FIGURE 23: ALTRUISME ET ÉQUILIBRE DU MARCHÉ.....	108
FIGURE 24 : CONDITIONS SUR LES COEFFICIENTS DE TRANSFERT POUR UNE PREMIÈRE SOLUTION EN COIN	137
FIGURE 25 : CONDITIONS SUR LES COEFFICIENTS DE TRANSFERT POUR UNE DEUXIÈME SOLUTION EN COIN	139
FIGURE 26 : LES SOLUTIONS DU MODÈLE	141

TABLE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : ÉCART ENTRE LE COURS ACHETEUR DES UTILITY BIDDERS ET LES NON-UTILITY BIDDERS (1993-2005).....	61
TABLEAU 2 : PRIX DES QUOTAS DE CO ₂ SUR LE MARCHÉ EUROPÉEN ET POIDS DES ONG ENVIRONNEMENTALES.....	86
TABLEAU 3 : L'IMPACT POTENTIEL, SUR LES PRIX DES PERMIS ET LE NIVEAU DE POLLUTION, DE L'ACHAT ET DE RETRAIT DES PERMIS D'ÉMISSIONS.....	162
TABLEAU 4 : NOMBRE TOTAL DE PERMIS D'ÉMISSIONS DE SO ₂ RETIRÉ PAR LES ONG ENVIRONNEMENTALES ET LES ASSOCIATIONS ISSUES DU MILIEU UNIVERSITAIRE LORS DES VENTES AUX ENCHÈRES SPOT ET ADVANCE	165
TABLEAU 5 : ÉVOLUTION DU SPOT ET ADVANCE CLEARING PRICE (1994-2014).....	166
TABLEAU 6 : DÉPENSE EN DOLLAR DES ONG ENVIRONNEMENTALES ET DES ASSOCIATIONS ISSUES DU MILIEU UNIVERSITAIRE LORS DES VENTES AUX ENCHÈRES SPOT ET ADVANCE	167

TABLE DES ENCADRÉS

ENCADRÉ 1 : PROGRAMME DE RETRAIT DE PERMIS D'ÉMISSIONS DE CO ₂ MIS EN PLACE PAR L'ONG ENVIRONNEMENTALE ADIRONDACK COUNCIL	74
ENCADRÉ 2 : LE FONCTIONNEMENT DU SERVICE DE DÉPOLLUTION PROPOSÉ PAR L'ONG THECOMPENSATORS	168

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION GÉNÉRALE	5
CHAPITRE 1 : L'OUVERTURE DU MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS AUX CITOYENS : À LA RECHERCHE D'UNE MEILLEURE EFFICACITÉ.....	13
INTRODUCTION	14
1. LE DÉBAT TRADITIONNEL TAXE VERSUS MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS : SEULES LES FIRMES S'ÉCHANGENT DES PERMIS D'ÉMISSIONS	16
1.1. Niveau de pollution optimal	17
1.2. Incertitude sur la fonction du dommage marginal	20
1.2.1. Le dommage marginal réel est supérieur au dommage marginal anticipé	21
1.2.2. Le dommage marginal réel est inférieur au dommage marginal anticipé.....	21
1.3. Incertitude sur la fonction du coût marginal.....	22
1.3.1. Cas où la courbe de dommage marginal a une pente plus forte que celle du coût marginal	22
1.3.2. Cas où la courbe de dommage marginal a une pente moins forte que celle du coût marginal.	24
2. RÉINTERPRÉTATION DU DÉBAT TAXE VERSUS MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS : LE MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS EST OUVERT AUX CITOYENS	26
2.1. Fonctionnement d'un marché de permis d'émissions ouvert aux citoyens	28
2.2. Incertitude sur la fonction du dommage marginal	29
2.2.1. Le dommage marginal anticipé est inférieur au dommage marginal réel.....	30
2.2.2. Le dommage marginal anticipé est supérieur au dommage marginal réel	31
2.3. Incertitude sur la fonction du coût marginal.....	31
2.3.1. Cas où la courbe de dommage marginal a une pente plus forte que celle du coût marginal.	32
2.3.2. Cas où la courbe de dommage marginal a une pente moins forte que celle du coût marginal	34
3. FONCTIONNEMENT D'UN MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS OUVERT AUX CITOYENS EN PRÉSENCE DE COMPORTEMENT DE PASSAGER CLANDESTIN.....	37
3.1. Le problème de passager clandestin n'est pas important.....	40
3.2. Le problème de passager clandestin est très important	41
4. FONCTIONNEMENT D'UN MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSION OUVERT AUX CITOYENS DANS UN CONTEXTE D'INCERTITUDE ET DE PRÉSENCE DE COMPORTEMENT DE PASSAGER CLANDESTIN	42
4.1. Le régulateur anticipe un dommage marginal faible	43
4.2. Le régulateur anticipe un dommage marginal élevé.....	44
5. MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS DE CONCURRENCE IMPARFAITE ET PARTICIPATION DES CITOYENS	45
5.1. Effet sur le marché de permis	47
5.1.1. La firme dominante est vendeuse de permis	47
5.1.2. La firme dominante est acheteuse de permis	48
5.2. Effet sur le marché des biens.....	48
CONCLUSION.....	49

CHAPITRE 2 : ANALYSE EMPIRIQUE DE LA PARTICIPATION DES CITOYENS ET DES ONG ENVIRONNEMENTALES AU MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS..... 51

INTRODUCTION	52
1. MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS DE SO ₂ ET PARTICIPATION DES CITOYENS ET DES ONG ENVIRONNEMENTALES	53
1.1. Le marché de permis d'émissions de SO ₂	54
1.1.1. Présentation	54
1.1.2. Fonctionnement du marché d'échange de permis d'émissions de SO ₂	55
1.2. Ventes aux enchères de permis d'émissions de SO ₂ et participation des citoyens et des ONG environnementales	56
1.2.1. L'organisation des ventes aux enchères	56
1.2.2. Analyse de la participation des ONG environnementales et des citoyens aux ventes aux enchères de permis d'émissions de SO ₂	57
2. L'INTERVENTION DES CITOYENS ET DES ONG ENVIRONNEMENTALES DANS LE CADRE DU PROGRAMME RGGI	69
2.1. Présentation du RGGI	69
2.2. Fonctionnement du RGGI	70
2.3. Ventes aux enchères et participation des citoyens et des ONG environnementales	71
3. L'INTERVENTION DES CITOYENS SUR LE MARCHÉ EUROPÉEN D'ÉCHANGE DE PERMIS D'ÉMISSIONS DE CO ₂	76
3.1. Présentation du SCEQE	76
3.2. Fonctionnement du SCEQE	77
3.3. La participation des citoyens et des ONG environnementales au SCEQE	79
3.3.1. La compensation carbone	80
3.3.2. Le service de dépollution proposé par l'ONG TheCompensators	83
CONCLUSION.....	87

CHAPITRE 3 : EFFICACITÉ ÉCONOMIQUE ET QUESTIONNEMENTS ÉTHIQUES DE LA PARTICIPATION DES CITOYENS À UN MARCHÉ DE PERMIS D'ÉMISSIONS..... 89

INTRODUCTION	90
1. LA PARTICIPATION DES CITOYENS À UN MARCHÉ DE PERMIS EST-ELLE SOCIALEMENT BÉNÉFIQUE	93
2. QUELLE EST L'EFFICACITÉ DE LA SUBVENTION ACCORDÉE AUX CITOYENS POUR DÉPOLLUER ?	99
2.1. Le régulateur connaît la valeur du paramètre R	99
2.2. Le régulateur ne connaît pas la valeur du paramètre R	100
2.2.1. Le régulateur anticipe R_L et fixe le montant de la subvention $s = 1 - R_L$	100
2.2.2. Le régulateur anticipe R_H et fixe le montant de la subvention $s = 1 - R_H$	101
3. L'IMPORTANCE DU PROBLÈME DU PASSAGER CLANDESTIN : LES PRINCIPAUX ENSEIGNEMENTS DE L'ÉCONOMIE EXPÉRIMENTALE.....	103
4. EFFETS DE L'ALTRUISME SUR L'ÉQUILIBRE DU MARCHÉ DES PERMIS EN PRÉSENCE DE CITOYENS	106

4.1.	Altruisme non paternaliste.....	106
4.2.	Warm-Glow.....	107
4.3.	Équilibre du marché	108
5.	LA PARTICIPATION DES CITOYENS À UN MARCHÉ DE PERMIS EST-ELLE LÉGITIME ?	109
5.1.	Liberté et souveraineté des citoyens : les bases d'une éthique économique.....	109
5.2.	Les citoyens propriétaires des droits sur l'environnement : à la recherche d'une meilleure justice 111	
5.3.	L'environnement, un bien premier non marchand : la nécessité d'une justice environnementale 113	
5.4.	Pollutions cumulatives et générations futures : l'obligation d'une éthique du futur	116
	CONCLUSION.....	120
CHAPITRE 4 : POLLUTION TRANSFRONTALIÈRE ET INTERVENTION DES CITOYENS SUR LES MARCHÉS DE PERMIS D'ÉMISSIONS		123
	INTRODUCTION	124
1.	LE MODÈLE	124
1.1.	Le cadre général	124
1.2.	Le comportement des firmes	127
1.3.	Le comportement des citoyens	128
1.3.1.	Le comportement du citoyen "est"	130
1.3.2.	Le comportement du citoyen "ouest"	131
2.	LA SOLUTION INTÉRIEURE	132
	Proposition 1.....	135
3.	PREMIÈRE SOLUTION EN COIN.....	135
	Proposition 2.....	137
4.	DEUXIÈME SOLUTION EN COIN.....	137
	Proposition 3.....	140
5.	DISCUSSION DES RÉSULTATS	140
	CONCLUSION.....	142
CONCLUSION GÉNÉRALE.....		144
BIBLIOGRAPHIE.....		149
ANNEXES.....		158
	Annexe 1.....	159
	Annexe 2.....	161
	Annexe 3.....	164
	Annexe 4.....	169
	Annexe 5.....	171

TABLE DES FIGURES.....	181
TABLE DES TABLEAUX.....	183
TABLE DES ENCADRÉS.....	184
TABLE DES MATIÈRES	185