

Université de Lausanne

Travaux de Science Politique

Political Science Working Paper Series

Analyse politique des conditions de succès et d'échec des marchés de droits d'émission

Johann Dupuis

N° 34 (2008)

Editeur responsable

Dr. André Mach

Université de Lausanne
Institut d'Etudes Politiques et Internationales
Bâtiment Humense • 1015 Lausanne
CH – Switzerland

Tel +41 21 692 31 40

Fax +41 21 692 31 45

marie-francoise.herizo@unil.ch ou nicole.ferrari@unil.ch

<http://www.unil.ch/iepi>

La collection **Travaux de Science Politique** vise à diffuser des travaux de chercheuses et chercheurs rattachés à l'Institut d'Etudes Politiques et Internationales (IEPI) de l'Université de Lausanne. Il peut s'agir de textes en prépublication, de communications scientifiques ou d'excellents mémoires d'étudiants. Ces travaux sont publiés sur la base d'une évaluation interne par deux membres de l'IEPI. Les opinions émises n'engagent cependant que la responsabilité de l'auteur•e.

Les **Travaux de Science Politique** sont accessibles gratuitement sur www.unil.ch/iepi (suivre le lien « Publications »).

The **Political Science Working Papers Series** is intended to promote the diffusion of work in progress, articles to be published and research findings by researchers of the Institute of Political and International Studies, University of Lausanne. The papers submitted are refereed by two members of the Institute. The opinions expressed are those of the author(s) only.

The **Political Science Working Papers** are available free of charge at www.unil.ch/iepi (click on « Publications »).

© Johann Dupuis.

Layout : Alexandre Afonso

Couverture : Unicom, Université de Lausanne

Version remaniée d'un mémoire de licence publié sous la direction du professeur Stéphane Nahrath.

Remerciements/Acknowledgements

Je remercie Joana pour sa présence réconfortante, ainsi que ma famille et la famille Meyer pour leur précieux soutien. Un grand merci également à Kumpel Marc et à ma sœur Sandra, pour leur aide inestimable. Merci également à Michel, Quentin et Mireille de m'avoir nourri en cette période de disette. Merci enfin à mes pauvres correcteurs, Stéphane, Sylvain, Manon, Carmen, Yoann et Xavier pour leur travail minutieux. Merci à Amaël, Serge et Mélanie pour leur amitié. Un grand merci à Stéphane Nahrath pour sa direction avisée et pour m'avoir donné la chance de publier ce texte. Enfin merci à Vélocité, de contribuer à garder l'air de notre chère ville pur.

Analyse politique des conditions de succès et d'échec des marchés de droits d'émission

Johann Dupuis

Institut d'Études Politiques et Internationales, Université de Lausanne

Résumé

Les marchés de droits d'émission sont des instruments de plus en plus utilisés par les politiques de protection de l'air et du climat. Pourtant, ils n'ont que très rarement été pris comme objet d'étude par des politologues. Ce travail vise à combler cette lacune, en proposant un cadre d'analyse qui soit à même d'expliquer les conditions de succès et d'échec des marchés de droits à polluer. Dans ce but, l'auteur propose, dans un premier temps, une lecture de l'origine théorique des marchés et de leur contexte d'apparition dans les politiques de protection de l'air américaines des années 70. Puis dans un deuxième temps, il analyse le fonctionnement des deux grands types de marchés de droits de polluer en centrant le propos sur leurs impacts en termes de droits de propriété et sur leur efficacité environnementale. Enfin, sur la base de cas empiriques, ce travail présente les variables principales permettant d'expliquer le succès ou l'échec des politiques basées sur des marchés de droits d'émission.

Mots-clefs : certificat, quota, propriété, marché de droits d'émission, politique environnementale.

Abstract

Pollution rights markets are being used more and more as instruments to reduce emissions in clean air and climate policies. However, this topic has rarely been studied from political science point of view. This work aims to create an analytical framework that will be able to explain the conditions of success and failure of market-based policies. For this purpose, the author first provides an investigation of the theoretical origins of pollution rights markets and studies their appearance in the American clean air policies of the 70s. Second, he analyzes the way the two major types of markets operate by focusing on property rights and environmental effectiveness. Finally, he presents, on the basis of empirical cases, several variables that can explain the success or the failure of pollution rights market.

Keywords : Allowance, pollution rights, market, environmental policy, property

Zusammenfassung

In der Klima- und Luftreinhaltepolitik wird zunehmend mit Emissionsmärkten gearbeitet. Trotzdem wurde dieses Instrument bisher kaum unter politikwissenschaftlichen Gesichtspunkten untersucht. Die vorliegende Studie unternimmt den Versuch, diese Lücke zu schliessen. Sie stellt zunächst einen Analysekonzept vor, der es erlauben soll, die politischen und institutionellen Bestimmungsgrößen für Erfolg oder Misserfolg solcher Märkte zu bestimmen. Mit diesem Konzept untersucht die Studie die theoretischen Grundlagen und den politischen und historischen Entstehungskontexts von Emissionsmärkten in den USA der 70er Jahre. Vor diesem Hintergrund analysiert der Autor das Funktionieren der

zwei wichtigsten Typen solcher Märkte und der ihnen zugrundeliegenden Ausgestaltung der Eigentumsrechte. Auf dieser Grundlage lassen sich Aussagen über deren Umweltwirksamkeit formulieren. Abschliessend legt der Autor die sich aus der Studie ergebenden Bestimmungsgrössen für einen erfolgreichen Einsatz von Emissionsmärkten vor.

Schlüsselwörter : Zertifikat, Emissionshandel, Umweltpolitik, Eigentum, Umweltwirksamkeit.

Table des Matières

1.	INTRODUCTION	7
2.	CADRE THEORIQUE	11
2.1.	L'ANALYSE DES POLITIQUES PUBLIQUES : LES INSTRUMENTS D'INTERVENTION DES POLITIQUES ENVIRONNEMENTALES	11
2.1.1.	<i>Les politiques publiques : une définition.....</i>	11
2.1.2.	<i>Les clés d'analyse des politiques publiques.....</i>	12
2.1.3.	<i>Le programme politico-administratif (PPA) et les modalités d'intervention</i>	15
2.1.4.	<i>L'évaluation des politiques publiques.....</i>	17
2.1.5.	<i>Critique du cadre d'analyse.....</i>	18
2.2.	L'ÉCONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT : L'ANALYSE MICRO-ECONOMIQUE APPLIQUEE A LA CONSERVATION DES RESSOURCES NATURELLES	19
2.2.1.	<i>Présupposé du modèle : l'environnement au service de l'économie</i>	19
2.2.2.	<i>Bien-être social et pollution</i>	20
2.2.3.	<i>Intervention de l'Etat et niveau optimal de pollution</i>	21
2.2.4.	<i>Critiques de l'économie de l'environnement.....</i>	23
2.3.	L'ÉCONOMIE INSTITUTIONNELLE DES RESSOURCES NATURELLES : LA QUESTION DU RAPPORT ENTRE REGIME DE PROPRIETE ET CONSERVATION DES RESSOURCES NATURELLES	25
2.3.1.	<i>L'environnement et la théorie des droits de propriété</i>	26
2.3.2.	<i>Le concept de ressources naturelles</i>	27
2.3.3.	<i>Les régimes de propriété</i>	28
2.3.4.	<i>Critiques de l'économie institutionnelle des ressources naturelles et de la théorie des droits de propriété</i>	31
3.	LES MARCHES DE DROITS D'EMISSION: UNE DEFINITION THEORIQUE	33
3.1.	LES MARCHES DE DROITS D'EMISSION DANS UNE PERSPECTIVE HISTORIQUE	34
3.1.1.	<i>Les marchés de droits d'émission dans les politiques de protection de l'air</i>	34
3.1.2.	<i>Environnement et marché dans la théorie classique.....</i>	36
3.1.3.	<i>La taxe pigouvienne.....</i>	37
3.1.4.	<i>Droits de propriété et résolution du problème des externalités : le théorème de Coase.....</i>	37
3.1.5.	<i>L'air et le problème de la pollution : exemple type d'une Common Pool Ressource en régime de libre accès</i>	39
3.1.6.	<i>VLI/VLE : l'approche réglementaire des politiques de protection de l'air....</i>	41
3.1.7.	<i>John Dales et le droit de polluer</i>	44
3.2.	LE SYSTEME DES CREDITS	45
3.2.1.	<i>Fonctionnement d'un marché de crédits échangeables</i>	45
3.2.2.	<i>Les impacts économiques d'un système de crédits</i>	48
3.2.3.	<i>Impacts d'un système de crédits sur les droits de propriété</i>	50
3.2.4.	<i>Les impacts du système de crédits sur l'environnement</i>	54
3.2.5.	<i>Un exemple de marché de crédits à polluer : l'Offset Policy</i>	55
3.3.	LE SYSTEME DES PERMIS	59
3.3.1.	<i>Fonctionnement d'un marché de permis échangeables</i>	60
3.3.2.	<i>Les impacts économiques d'un système de permis</i>	63
3.3.3.	<i>Les impacts du système de permis sur les droits de propriété</i>	63
3.3.4.	<i>Les impacts du système de permis sur l'environnement</i>	66

3.3.5. <i>Systèmes de permis et systèmes de crédits : évolutions récentes et remarques conclusives</i>	67
4. LES CONDITIONS DE SUCCES ET D'ECHEC DES MARCHES DE DROITS D'EMISSION	70
4.1. LES VARIABLES PRINCIPALES	71
4.1.1. <i>Toxicité du polluant</i>	71
4.1.2. <i>Dépendance économique et technique vis à vis du polluant</i>	71
4.2. VARIABLES SECONDAIRES	77
4.2.1. <i>Nature du certificat échangeable</i>	77
4.2.2. <i>La durabilité du quota global d'émission</i>	77
4.2.3. <i>Limitation individuelle des émissions</i>	82
4.2.4. <i>Le périmètre d'action</i>	84
4.2.5. <i>Restrictions spatiales à l'échange</i>	89
4.2.6. <i>Le mode d'allocation</i>	90
4.3. UNE TYPOLOGIE DES MARCHES DE DROITS D'EMISSION	94
5. CONCLUSION	98
6. BIBLIOGRAPHIE	100

1. Introduction

L'air a presque toujours été considéré comme une ressource inépuisable et inaltérable. Parce qu'il est invisible, immatériel et universellement présent, l'air, en tant que gaz nécessaire à la vie, fait partie des biens dont les libertés d'accès et d'usage n'ont pratiquement jamais été restreintes.

La perception de l'air en tant que ressource finie et altérable est un phénomène relativement nouveau. En effet, la quantité globale d'émissions polluantes étant demeurée relativement stable jusque dans les années 50 (Lillemore Ammann, 2000 : 6), il a fallu attendre que l'augmentation des émissions de polluants atmosphériques provoque des catastrophes visibles (notamment le *Smog* londonien de 1952 et l'acidification des lacs scandinaves dans les années 60) pour que l'on comprenne que l'air ne peut absorber des quantités illimitées de polluants sans que sa qualité n'en pâtisse.

Des simples mesures hygiénistes de la fin du 19e siècle, on est passé dans les années 60, aux premières politiques de protection de l'air qui visaient par l'imposition de normes et de standards techniques, à limiter les émissions des sources polluantes.

Bien que ces politiques aient clairement entraîné une diminution de certaines pollutions, leur efficacité est à l'heure actuelle largement remise en question. En effet, les résultats obtenus jusqu'ici par l'écologisation des techniques de production risquent, à moyen terme, d'être annulés par l'augmentation constante de la production industrielle, du parc automobile et de la consommation d'énergie.

En outre, les politiques de limitation des émissions n'ont pas empêché que des concentrations de polluants atmosphériques nocives pour la santé humaine soient régulièrement observées dans les grandes agglomérations, ou que la concentration de CO₂ dans l'atmosphère atteignent des seuils alarmants.

En réponse à cette situation, on assiste depuis les années 1990 à une utilisation croissante de nouveaux instruments d'intervention dans les politiques de protection de l'air et du climat, comme les taxes environnementales et, plus récemment, *les marchés de droits d'émission*.

Les politiques mettant en œuvre des marchés de droits d'émission marquent une rupture importante avec les formes de régulation jusqu'ici en vigueur sur l'air. En effet, ces politiques instituent des *droits de propriété* sur l'air. Des *droits de polluer* l'air sont de facto distribués aux acteurs ciblés sous la forme de *certificats échangeables*. Parce que ces certificats sont en nombre limité, et qu'il est nécessaire d'en posséder pour avoir le droit d'émettre les substances incriminées, les acteurs sont conduits à réduire leurs émissions.

Les certificats de droits à polluer étant, de plus, transférables, les acteurs peuvent les vendre et les acheter sur un marché, plus ou moins régulé par l'Etat. Etant donné que le droit de polluer acquiert à travers le jeu de l'offre et de la demande une valeur monétaire, les acteurs sont incités à dépolluer. Les exemples les plus connus de marchés de droits d'émission sont le programme *Acid Rain* de lutte contre le SO₂ aux Etats-Unis, qui est souvent présenté dans la littérature comme un succès de grande envergure¹, ainsi que le futur marché international d'émissions de CO₂ qu'introduira le protocole de Kyoto dès 2008.

L'existence des marchés de droits d'émission est extrêmement récente en Europe. Alors que les taxes ou redevances environnementales ont été introduites dans plusieurs pays européens dans les années 1990, les marchés de droits d'émission ne sont apparus que

¹ Voir entre autres Harisson, 1999 : 33-37 et Ellermann, 2004 : 71-85

depuis la ratification du protocole de Kyoto en 1997², sous l'influence des Etats-Unis, où ils sont d'usage depuis les années 70³. Ainsi, les marchés de droits d'émission sont encore très rares sur le sol européen. En effet, le principe même du droit de polluer suscite de nombreuses oppositions éthiques. Il est souvent compris par les écologistes comme une *appropriation de l'air* par les entreprises, auxquelles on reconnaît un droit formel de polluer, alors qu'elles sont déjà en grande partie responsables de la dégradation de la qualité de l'air et du phénomène du réchauffement climatique (Kirchgässner, Schneider, 2003 : 369 ; Zylicz, 1999 : 10). Au-delà des oppositions éthiques, et devant les risques que représentent pour l'avenir la dégradation continue de la qualité de l'air ainsi que le réchauffement, il paraît essentiel de s'interroger pragmatiquement sur l'efficacité des marchés d'émission pour réguler l'air ou le climat.

Imagines en 1968 dans l'ouvrage de l'économiste John Dales, *Pollution, Property and Price* (David Pearce, 2002 : 74), les marchés de droits d'émission sont considérés par un grand nombre de chercheurs⁴ comme supérieurs aux taxes et aux régulations basées sur les normes et la technique (*command and control*). Trois éléments principaux peuvent être tirés de la littérature scientifique pour la défense d'une telle thèse :

1. Pour l'approche des *Régimes institutionnels de ressources naturelles*, le problème principal des régulations traditionnelles est qu'elles se concentrent uniquement sur la limitation des émissions individuelles de polluants. Certains auteurs critiquent ainsi l'absence d'une vision globale, qui prendrait en compte les capacités de renouvellement des ressources naturelles (cf. Knoepfel, Nahrath, 2005 : 10). En effet, du moment que la production des entreprises respectent les standards environnementaux, elles peuvent légalement polluer l'air. Or, à partir d'un certain nombre de pollueurs, les émissions sont trop importantes : il y a surexploitation de la ressource, et la qualité de l'air se dégrade. Pour Knoepfel et Nahrath, toute régulation durable des ressources naturelles devrait ainsi appliquer trois principes fondamentaux (Knoepfel, Nahrath, 2005 : 19) :
 - Premièrement, une politique de protection devrait établir un quota d'exploitation maximum sur la ressource, qui garantisse que celle-ci puisse se renouveler.
 - Ensuite, ce quota devrait être réparti entre les différents usages possibles de la ressource selon les critères de *durabilité sociale* et *économique*⁵.
 - Enfin, au sein de ces différents usages, le quota devrait être réparti entre les différents utilisateurs, toujours selon les objectifs de durabilité sociale et économique.

Or, sous certaines conditions, le mode d'action des marchés de droits d'émission se rapproche beaucoup plus de ces prérequis que les moyens d'intervention des politiques traditionnellement mises en œuvre.

² A l'exception notable du canton de Bâle, pionnier en la matière qui introduisit un marché d'échange pour le Nox et le VOC en 1993 déjà. Ce n'est que huit ans plus tard que le Danemark lança un deuxième exemple de marché, le « Co2 Quota Act », entré en vigueur en janvier 2001, suivi de peu par l'Angleterre, dont le « UK emission trading scheme » fut lancé en avril 2002.

³ Ce sont les Etats-Unis qui ont imposé l'utilisation du marché pendant les négociations qui ont mené au protocole de Kyoto.

⁴ Dont, toutefois, une grande majorité d'économistes.

⁵ Dans l'optique de ces auteurs, la *durabilité* des ressources naturelles recouvre trois dimensions : la *durabilité écologique* peut être définie comme le maintien de la capacité des ressources naturelles de se renouveler. La *durabilité économique* signifie la préservation de la valeur économique de la ressource, dans le but de maintenir la viabilité du système de production. Enfin, la *durabilité sociale* recouvre l'idée d'une distribution équitable et intergénérationnelle de l'accès aux biens et services tirés des ressources naturelles (cf. Knoepfel, Nahrath, 2005 :10-14)

2. D'autre part, les tenants de *l'économie institutionnelle des ressources* arguent que le moyen le plus adéquat de protéger un *res nullius*⁶ comme l'air serait de lui attribuer des titres de propriété. En effet, lorsqu'une ressource rare n'appartient à personne, les individus seraient incités à la consommer le plus rapidement possible pour en retirer le bénéfice maximum. A terme, cette attitude mènerait à l'épuisement de la ressource (Elinor Ostrom, 1990 : 2). Au contraire, lorsqu'une ressource est soumise à un régime de propriété⁷, les propriétaires, devant assumer toutes les conséquences financières de leurs actions, seraient incités à l'exploiter de manière plus durable (Alchian, Demsetz, 1973 : 19). Or, puisque les marchés de certificats échangeables créent justement un nombre limité de droits de propriété sur l'air, les entreprises seraient, sous un tel régime, conduites à utiliser la ressource de façon plus responsable que dans les politiques traditionnelles, où le *droit de polluer* n'est pas l'objet d'un titre de propriété formel.
3. Enfin, la plupart des économistes de l'environnement⁸ avancent que les marchés de droits d'émission constituent l'outil le plus efficace de l'arsenal juridique environnemental :

« [...] les certificats échangeables permettent d'atteindre à moindres coûts, les mêmes objectifs environnementaux que les politiques régulatrices traditionnelles, ou une meilleure performance environnementale à des coûts semblables. »⁹ (Tietenberg, Johnstone, 2004 : 23).

Parce que les marchés de droits d'émission sont plus flexibles, ils permettraient aux entreprises de s'adapter aux objectifs environnementaux à des coûts minimums. Les marchés de droits d'émission seraient donc plus efficaces, au regard de l'analyse coût-bénéfice, que les régulations basées sur l'imposition de normes ou de standards techniques.

Ainsi, les marchés de droit de polluer concilieraient, selon les économistes, performance environnementale et avantages économiques. Toutefois, cette supériorité théorique se doit encore d'être questionnée dans la pratique. Comme le soulève l'OCDE, l'écrasante majorité des analyses et des évaluations des politiques de protection de l'air impliquant des marchés de droits d'émission sont l'œuvre d'économistes néo-classiques, qui, dans une large mesure, restreignent l'analyse de ces politiques à un calcul coût-bénéfice. (Tietenberg, Johnstone, 2004 : 23).

De plus, si les questions éthiques relatives aux marchés d'émission ont suscité jusqu'ici un certain nombre de débats interdisciplinaires¹⁰, l'efficacité environnementale de cette forme de régulation est une question qui a été très peu examinée de façon empirique. Ainsi, les évaluations politologiques visant à établir l'efficacité, mais aussi la pertinence des programmes politico-administratifs basés sur les marchés d'émission, sont encore fort rares.

Partant de ce constat, ce mémoire, a comme objectif de construire un cadre analytique permettant d'identifier les conditions de succès et d'échec des marchés de droit de polluer. Les questions de recherches qui guideront le travail seront les suivantes :

1. *Quels sont les types de marché existants et en quoi diffèrent-ils ?*
2. *Quelles sont les caractéristiques principales des marchés de droits d'émission ?*
3. *Quelles variables influent sur les conditions de succès ou d'échec des marchés ?*

Pour répondre à ces questions, je procéderai de la manière suivante : je présenterai dans un premier temps les outils conceptuels qui me permettront d'appréhender mon objet

⁶ *Res nullius* est une locution latine qui désigne une chose sans maître.

⁷ Propriété, qui peut être public, commune ou privée.

⁸ Qui sont en très grande majorité d'obédience néo-libérale et qui utilisent principalement les instruments d'analyse de la micro-économie (rapport coût-efficacité).

⁹ Traduction libre.

¹⁰ voir notamment : Varone, 2002 : 43-63; Drury et al., 1999 : 231-289 ; Karsenty, Weber : 2004

d'étude. Le cadre théorique des économistes de l'environnement est nécessaire pour analyser les marchés de droits d'émission sous l'angle de l'efficacité. Les réflexions apportées par l'économie institutionnelle des ressources seront utilisées pour aborder l'impact de l'instrument en termes de droits de propriété, enfin, les concepts issus de l'analyse des politiques publiques seront employés pour situer le cadre général dans lequel les marchés de droits d'émission sont mis en œuvre.

Dans un second temps, je définirai avec précision ce qu'est l'instrument des marchés de droits d'émission. Je proposerai un historique du concept et analyserai en détail le fonctionnement théorique de l'instrument. Il sera notamment question du statut des droits de propriété qui sont instaurés sur l'air et des conséquences pratiques de cette appropriation. Je montrerai également dans cette partie qu'il existe deux grands types de marchés de droits d'émission : *le système de crédits* et *le système de permis*. Je soutiendrai notamment qu'il est en partie erroné de réduire les marchés de droits d'émission à un instrument économique (comme c'est souvent le cas dans la littérature), puisque ceux-ci s'apparentent, sous certaines conditions, à un *instrument de contingentement*.

Dans un troisième temps, je réfléchirai aux conditions de succès et d'échec des marchés de droits d'émission. En partant de mon cadre théorique, et de la littérature secondaire sur le sujet, j'ai identifié deux jeux de variables qui me semblent exercer un impact décisif sur les conditions de succès de l'instrument. Il s'agit des variables suivantes :

Tableau 1 : Variables explicatives

Variables principales	La toxicité du polluant à réguler
	La dépendance économique et technique vis à vis du polluant
Variables secondaires	La nature du certificat échangeable
	La durabilité du quota global d'émission
	La présence de limitations individuelles des émissions
	Le périmètre d'action (dimensions spatiale, dimension qualitative, étendue des acteurs, nature des groupes cible)
	Les restrictions spatiales à l'échange
	Le mode d'allocation (enchères, <i>Output-based</i> , ou <i>Grandfathering</i>)

Je discuterai ces variables, puis tenterai d'illustrer leurs effets à travers des cas empiriques. J'essaierai ensuite, de dégager des généralités qui puissent contribuer à expliquer les conditions de succès et d'échec de l'instrument et construirai à partir de ces réflexions, une typologie des marchés de droits d'émission.

2. Cadre théorique

Les marchés de droits d'émission ont été jusqu'ici presque uniquement analysés avec les lunettes des économistes néo-classiques. *L'économie de l'environnement* tente ainsi de démontrer théoriquement la pertinence des solutions de marché aux problèmes de la pollution et du réchauffement, et se positionne ainsi comme le principal avocat des marchés de droits d'émission que ce soit sur un plan politique ou académique. Or deux autres démarches théoriques me semblent cruciales pour aborder cet objet d'étude :

- *L'analyse des politiques publiques* se focalise sur l'action publique et permet de déconstruire les processus décisionnels menant à l'adoption de tout programme politique. Or, le marché de droits d'émission reste avant tout *une modalité d'intervention possible des politiques publiques*. Il s'agit donc avant toute chose de recontextualiser l'usage des marchés comme choix décisionnel.
- *L'économie institutionnelle des ressources naturelles* analyse principalement le rapport entre droits de propriété et conservation des ressources naturelles. Cette approche est ainsi des plus pertinentes, car les marchés de droits d'émission induisent justement une réforme des droits de propriété.

Je débiterai donc par présenter une méthode d'analyse des politiques publiques qui permette, d'une part, de définir précisément le contexte dans lequel intervient la mise en œuvre d'un marché de droits d'émission et, d'autre part, de fournir des critères pour l'évaluation politologique de ses effets.

2.1. L'analyse des politiques publiques¹¹ : Les instruments d'intervention des politiques environnementales

Depuis les années 60, en Suisse comme dans toute l'Europe de l'Ouest, l'Etat a exercé par le biais des politiques publiques une influence croissante sur le contrôle et le maintien de la qualité de l'air (Knoepfel, Varone, 2000 : 20). A l'heure actuelle, et bien qu'elles ne soient pas toujours efficaces, les régulations étatiques sous leurs diverses formes, constituent le principal outil de préservation des écosystèmes.

L'analyse des politiques publiques a pour but, dans une visée pratique, d'interpréter l'action de l'Etat sur la société, par le biais d'une reconstruction des processus de production des *politiques publiques*. Il s'agit ainsi d'évaluer la *pertinence*, la *cohérence*, l'*efficacité* et l'*efficience* de l'action étatique. Une telle démarche tente en dernière instance d'identifier des lois, des régularités ou encore des corrélations entre phénomènes, qui permettraient de conseiller les instances publiques dans la manière d'optimiser l'efficacité des politiques.

2.1.1. Les politiques publiques : une définition

L'approche de Knoepfel, Larrue et Varone propose ainsi la définition opérationnelle suivante des politiques publiques :

« Un enchaînement de décisions ou d'activités, intentionnellement cohérentes, prises par différents acteurs, publics et parfois privés, dont les ressources, les attaches institutionnelles et les intérêts varient, en vue de résoudre de manière ciblée un problème à définir politiquement comme collectif. Cet ensemble de décisions et d'activités donne lieu à des actes formalisés, de nature plus ou moins contraignante, visant à modifier le comportement de groupes sociaux supposés à l'origine du problème collectif à résoudre (groupes cibles), dans l'intérêt de groupes sociaux qui subissent les effets négatifs dudit problème (bénéficiaires finaux) » (Knoepfel, Larrue, Varone, 2001 : 29).

¹¹ L'approche présentée reprend en très grande partie le manuel suivant : Knoepfel Peter, Larrue Corinne, Varone Frédéric (2001). *Analyse et pilotage des politiques publiques*, Genève, Bâle, Munich, Helbing & Lichtenhahn.

Les politiques publiques sont ainsi avant tout conçues comme une réponse de l'Etat à un problème social. Le présupposé ici assumé est que l'action de l'Etat vise en principe à améliorer une situation jugée insatisfaisante¹². Dans le cas de la protection de l'air, le smog londonien, l'acidification des lacs scandinaves ou encore le Waldsterben des années 80 ont été ressentis par les populations concernées comme des problèmes graves et concrets qu'il fallait résoudre. L'Etat a notamment répondu à cette demande sociale par la mise en œuvre ou le renforcement de politiques publiques de protection de l'air.¹³

Une politique publique implique de plus dans cette définition l'existence d'un *groupe cible* à l'origine du problème social. La politique publique tente dès lors de modifier le comportement du groupe incriminé. Toute politique publique propose donc un modèle de causalité entre un phénomène et un groupe de personnes véritable « théorie du changement social » (Knoepfel, Larrue, Varone 2001 : 29) qui constitue le cœur de la politique publique.

Knoepfel et Varone ont par exemple montré qu'en Suisse la politique fédérale de protection de l'air a connu trois modèles causaux successifs (Knoepfel, Varone, 2000 : 20-30) : de 1960 à 1980, la pollution de l'air est d'abord considérée comme un problème de voisinage. Les groupes-cibles de la politique sont alors les artisans et les usines installés à proximité des habitations, dont on veut diluer les émissions dans l'atmosphère afin d'éviter une pollution excessive des quartiers avoisinants. Entre 1980 et 1990, la perception politique du problème de la pollution de l'air évolue vers une vision à plus large échelle. Le groupe cible est élargi à tous les principaux émetteurs de polluants (le trafic routier restant toutefois quelque peu épargné), dont il s'agit cette fois de limiter les émissions à la source. Enfin, durant les années 1990 à 2000, on assiste à une émergence sur l'agenda politique international de la problématique du réchauffement climatique qui se traduit par la ratification d'accords de grande portée comme le protocole de Kyoto en 1997. Parallèlement, au niveau national, les politiques publiques de protection de l'air focalisent leur action sur les gros émetteurs de gaz à effets de serre, principalement dans le secteur du trafic routier .

2.1.2. Les clés d'analyse des politiques publiques

C'est à travers l'analyse de trois variables principales que les analystes de politiques publiques mènent ces analyses : *les règles institutionnelles, les acteurs et leurs ressources*.

Ainsi, les politiques publiques sont toujours le résultat d'interactions entre différents acteurs publics et privés. L'acteur vise toujours *une fin/un objectif* et utilise pour cela un certain nombre de *ressources*. Le comportement des acteurs n'est toutefois pas totalement « libre ». Les actions des acteurs sont en effet encadrées par des *règles institutionnelles*.

On peut ainsi distinguer, sous l'angle de leur fonction dans l'espace d'une politique publique, quatre types d'acteurs qui forment le « *triangle de base* » d'une politique publique [fig. 1] : les *autorités politico-administratives, les groupes-cibles, les bénéficiaires finaux et les groupes-tiers* (« *lésés* » et « *profiteurs* »).

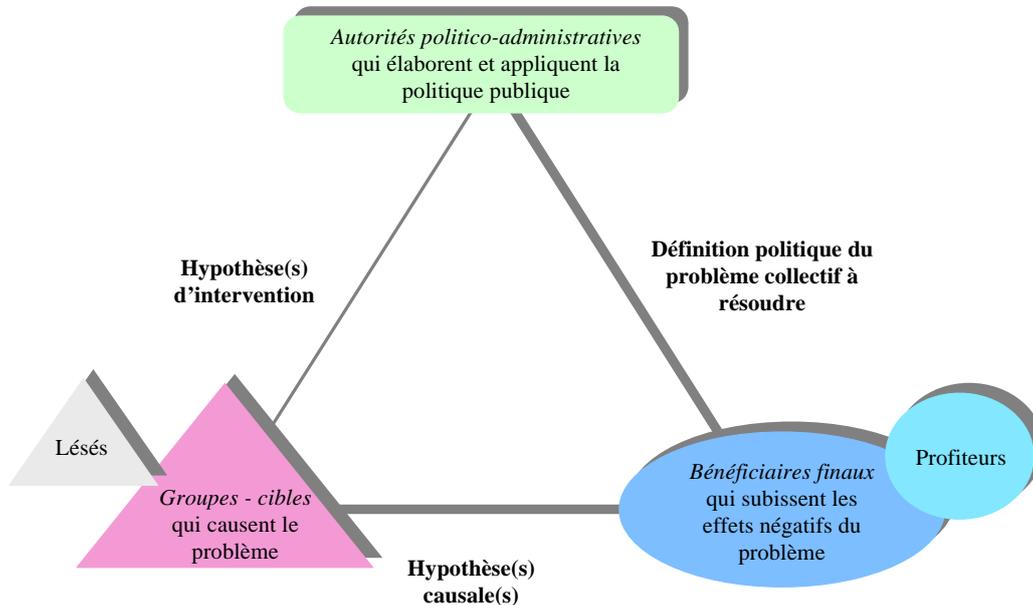
- Les acteurs de type *autorités politico-administratives* sont en général des acteurs publics (Gouvernement, Parlement, administration, cantons, communes, etc.) et

¹² L'action de l'Etat est ainsi *a priori* jugée de façon plutôt positive.

¹³ Il faut cependant se garder selon les auteurs de concevoir l'action de l'Etat comme une réponse mécanique à tous les problèmes sociaux. Il s'agit ainsi de ne pas complètement occulter les rapports de force et la conflictualité qui s'exercent au sein même de l'Etat. Celui-ci est dans une certaine mesure un instrument de pouvoir qui peut se retrouver captif d'intérêts particuliers. Ainsi, tous les problèmes sociaux ne sont pas pris en compte de manière égale par l'Etat. Celui-ci peut en effet bloquer, ralentir, ou traiter de façon marginale des demandes sociales qui iraient à l'encontre de ses intérêts particuliers. Les politiques publiques sont donc toujours des constructions sociales qui reflètent l'état des perceptions, valeurs et intérêts des acteurs publics et privés concernés.

les autres groupes (groupes-cibles, bénéficiaires et tiers) sont des acteurs privés. Cependant, cette règle souffre d'énormément d'exceptions.

Figure 1 : Le triangle des acteurs



Source : Knoepfel, Larrue, Varone 2001 : 65

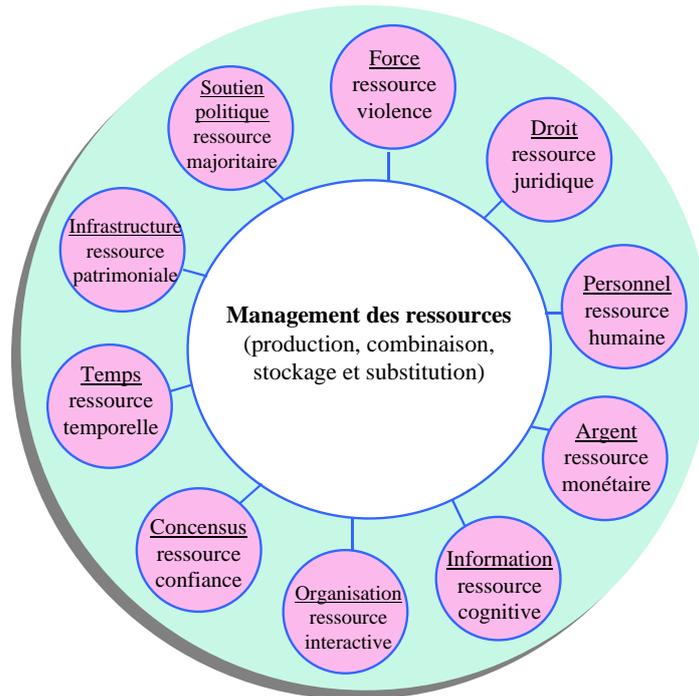
Les *groupes cibles* : ce sont les acteurs dont le comportement est politiquement considéré comme la cause (in)directe du problème collectif que la politique publique souhaite résoudre. Une politique publique vise ainsi à modifier le comportement de ces groupes pour résoudre le problème collectif au profit du groupe des bénéficiaires. Les groupes-cibles sont les destinataires du processus *d'imposition d'obligations* ou, dans certain cas (i.e. en fonction du style régulateur ou incitatif de la politique publique), *d'instauration de droits*. Dans le cadre des politiques de protection de l'air, ce sont ainsi les pollueurs qui constituent le groupe cible.

Les *bénéficiaires finaux* : ce sont les acteurs qui subissent le problème collectif et en faveur desquels la mise en œuvre de la politique publique est censé améliorer la condition. Ils bénéficient ainsi de l'intervention étatique, qui modifie le comportement des groupes cibles (exemple : les ONG environnementales, les voisins d'une installation polluante, les habitants du centre-ville, une société de production d'eau minérale, etc...).

Les *groupes tiers* : ce sont tous les acteurs, qui, sans être visés directement par la politique publique en question, voient leur situation se modifier de manière durable, positivement – ce sont les « profiteurs » de la politique –, ou négativement – ce sont les groupes « lésés » de la politique. Ces groupes auront tendance à former des coalitions avec les bénéficiaires finaux, s'ils tirent avantage de la politique publique, respectivement avec les groupes cibles, si leurs intérêts sont menacés. Dans le cadre des politiques de protection de l'air, les industriels qui développent de nouvelles technologies moins polluantes (éco-industrie) sont les profiteurs de la politique environnementale. Les fabricants qui ne peuvent plus commercialiser leurs technologies polluantes ou les consommateurs qui voient le prix des produits augmenter en sont les lésés.

Les *ressources* des politiques publiques sont les moyens d'action propres à chacun des acteurs publics et privés concernés par le problème collectif à résoudre. Elles permettent aux différents acteurs d'agir au sein de cet espace, c'est-à-dire de se positionner face aux autres acteurs, soit dans des logiques de coopération (coalition, apprentissage), soit dans des logiques de confrontation (conflits, blocages, opposition). Dans l'analyse des politiques publiques, on peut distinguer dix ressources différentes :

Figure 2 : Aperçu des différentes ressources des politiques publiques



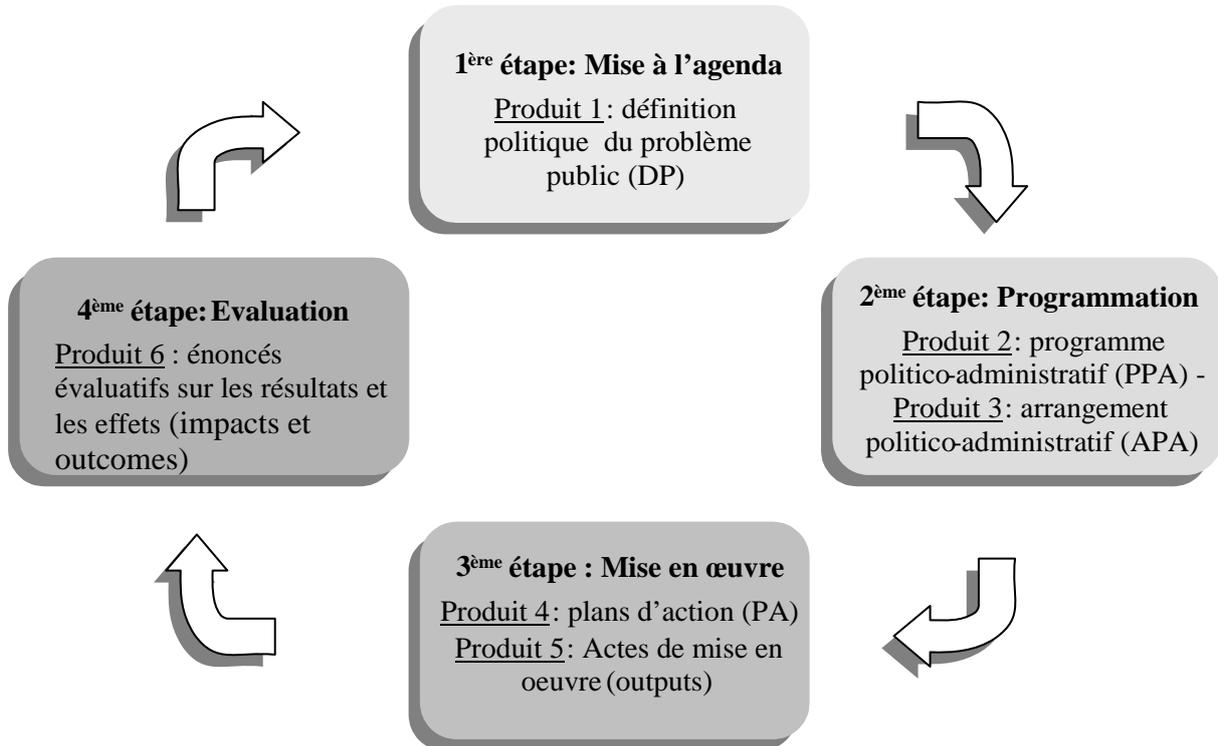
Source : Knoepfel, Larrue, Varone 2001 : 65

Les *règles institutionnelles* représentent soit des contraintes, soit des opportunités politiques pour les acteurs d'une politique publique. En adoptant une perspective « top down », l'analyste d'une politique publique peut distinguer, dans tout système politique, les trois niveaux de règles institutionnelles suivants :

- Un *cadre constitutionnel* qui inclut les règles constitutives d'un régime politique, que ce soient des règles formelles (ex. fédéralisme, démocratie directe, Etat de droit...) ou informelles (ex. « formule magique » du Conseil fédéral). Les règles institutionnelles définies au niveau constitutionnel visent à fixer les conditions-cadres pour l'arbitrage démocratique de conflits d'intérêts portant sur des sujets particuliers. Elles s'appliquent à l'ensemble des politiques publiques.
- A un échelon inférieur, on trouve les *règles institutionnelles régissant les organisations administratives*, c'est-à-dire les règles qui fixent l'outil et les ressources dont le gouvernement dispose pour agir sur «le terrain social». Elles établissent, du point de vue organisationnel, la délégation des compétences, et, du point de vue de la procédure, les grands principes du droit administratif.
- Enfin, *l'arrangement politico-administratif* représente les règles institutionnelles spécifiques à une politique publique organisant les relations entre les différents acteurs publics (et parfois privés) en charge de l'élaboration et/ou de la mise en œuvre d'une politique particulière. Cet arrangement est régi par des règles institutionnelles spécifiques orientées par une *logique d'action* qui incite les acteurs publics à coordonner leurs décisions et leurs actions dans le but de résoudre un problème substantiel.

Les clefs d'analyse que sont les acteurs, ressources et règles institutionnelles peuvent être appliquées à chaque étape d'une politique publique. De l'émergence d'une problématique sociale à l'évaluation des effets finaux de l'action publique, la production d'une politique publique est un processus de longue haleine, que l'on peut conceptualiser sous la forme d'un cycle :

Figure 3 : Le cycle d'une politique publique



Source : Knoepfel, Larrue, Varone 2001 : 129

Ce mémoire, qui analyse le fonctionnement théorique d'un instrument d'intervention (les marchés de droits d'émission), et qui vise à établir sur la base des politiques existantes ses conditions de succès et d'échec, traite donc principalement des étapes deux et trois des politiques publiques concernées.

2.1.3. Le programme politico-administratif (PPA) et les modalités d'intervention

Le programme politico-administratif représente « l'ensemble des normes et des actes réglementaires que les parlements, les gouvernements et les autorités chargées de l'exécution considèrent comme nécessaires pour appliquer une politique publique. » (Knoepfel, Larrue, Varone 2001 : 173). Cette étape correspond ainsi à la fixation définitive sur le plan théorique du modèle de causalité. Le PPA définit en fait en des termes juridiques ce que vise la politique et les moyens d'y parvenir. Tout PPA définit par conséquent des *objectifs concrets*. Dans le domaine de la protection de l'air, le but des politiques est très souvent de limiter la concentration de polluants dans l'atmosphère. D'après l'état de la connaissance, et selon les polluants, des valeurs limites d'immissions (VLI) sont fixées, qui définissent la concentration maximale acceptable de polluants dans l'atmosphère¹⁴.

Des *éléments évaluatifs* doivent également être fixés. Il s'agit d'indications sur le type de données à collecter pour déterminer le degré de réalisation des objectifs, de même que sur les techniques scientifiques à employer pour récolter ces données. Dans le cadre des politiques de protection de l'air, il est question de marches à suivre sur les modalités de mesures des immissions, ainsi que de la définition des méthodes d'évaluation de la politique.

¹⁴ Cet indice qualitatif est basé sur la toxicité du polluant pour l'homme ou dans une perspective plus éco-centrée, sur la capacité d'assimilation des écosystèmes.

Le PPA fixe également les modalités qui permettront d'atteindre ce but : *les éléments opérationnels*. Ils établissent comment le comportement du groupe cible doit être modifié¹⁵. Les éléments opérationnels sont également ceux qui caractérisent le mieux une politique publique, puisqu'ils déterminent de façon précise : « ses groupes cibles, son degré d'interventionnisme, les droits et les obligations directement octroyés aux groupes cibles, ainsi que le type, l'ampleur et la qualité des interventions et prestations publiques envisagées. » (Knoepfel, Larrue, Varone 2001 : 179).

Les éléments opérationnels sont finalement l'aspect le plus polémique des politiques publiques, puisqu'il existe toujours plusieurs moyens de modifier le comportement d'un groupe cible. Le choix d'un instrument plutôt qu'un autre implique alors souvent des préférences purement politiques. C'est particulièrement visible dans le domaine de la protection de l'air, où depuis les années 1970 aux USA, et depuis les années 1990 en Europe, un débat relativement houleux oppose les adeptes des solutions traditionnellement utilisées dans les politiques environnementales à ceux qui défendent l'usage plus récent des instruments économiques.

Selon les auteurs, il existerait quatre modalités principales d'intervention dans les politiques publiques :

La *modalité régulatrice* se base sur des interdictions, des obligations et l'attribution de divers droits pouvant faire l'objet de sanctions en cas de non-respect ou de dépassement¹⁶. Ce sont des mesures qui agissent assez directement sur le comportement des groupes cibles et qui revêtent une dimension contraignante. Ce type de mesures recouvre notamment les interdictions générales, les permis et les autorisations. C'est la modalité la plus usitée dans les politiques de protection de l'air. Elles fixent ainsi très souvent des Valeurs Limites d'Emissions, définissant la quantité maximum de polluants qu'une installation peut émettre par heure ou par kilo de matière produite.

Les *modalités incitatives* agissent de manière plus indirecte. Elles modifient l'environnement économique du groupe cible en envoyant des signaux-prix qui peuvent être positifs ou négatifs. Le groupe cible n'est pas directement contraint de modifier son comportement, mais il est incité à le faire par une stimulation monétaire. Les taxes, redevances, subventions et impôts correspondent à cette modalité d'action. Les taxes et les impôts ont de plus des propriétés redistributives. La fiscalité écologique constitue un exemple possible de modalité incitative dans les politiques environnementales. On parle également à propos de ce moyen d'intervention, d'*instruments économiques* ou d'*instruments de marché*.

Enfin, les auteurs relèvent l'existence de deux autres moyens d'actions, dont l'impact est cependant moins important ; il s'agit de la *modalité persuasive*, qui vise à convaincre le groupe cible de modifier son comportement grâce à des stratégies informationnelles et finalement, *la fourniture de biens et services*, qui encourage le comportement souhaité des groupes cibles.

Bien qu'il existe des oppositions très marquées dans la littérature entre les auteurs qui défendent l'usage de la modalité régulatrice et ceux qui prônent la supériorité des instruments économiques¹⁷, toute réification de cette typologie est à éviter. En effet, loin d'être indépendants les uns des autres, ces instruments sont très souvent utilisés conjointement dans la réalité (Knoepfel, Larrue, Varone 2001 : 181). Ainsi, dans les

¹⁵ On parle ainsi de l'*hypothèse d'intervention* de la politique.

¹⁶ On fait également référence à cette modalité sous les termes de *régulations traditionnelles*, ou de *politiques command and control*.

¹⁷ Pour obtenir un aperçu des opinions très contradictoires à ce sujet, voir : Michaël C. Blumm, (1992), « The fallacies of free market environmentalism », in *Harvard journal of laws and public policy*, vol. 15, n°2 et M.A Stritt, (1997), *Politique environnementale et efficacité économique: Pour l'introduction de certificats négociables en Suisse*, Thèse pour l'obtention du grade de Docteur ès Sciences économiques, Faculté de droit et des sciences économiques, Université de Neuchâtel.

politiques de protection de l'air, l'utilisation de taxes sur la production de polluants est très souvent couplée avec des modalités réglementaires, venant limiter la pollution à la source. Les instruments à disposition de l'Etat forment donc un *continuum*, plutôt qu'elles ne constituent des catégories nettes et tranchées.

Le PPA définit encore deux éléments qui ne seront pas traités directement dans ce travail. D'une part, il s'agit de *l'organisation / financement*, c'est à dire la désignation des autorités et des services administratifs compétents, ainsi que toutes les autres règles institutionnelles spécifiques à la mise en œuvre de la politique publique. En outre, elles déterminent les ressources nécessaires à la mise en œuvre de la politique.

Enfin, *les éléments procéduraux et instruments administratifs* décident des formes spécifiques d'interactions et de certaines dispositions institutionnelles censées assurer la transparence des échanges d'informations, des moyens et des prestations financières.

Dans ce but, les PPA mettent à disposition des acteurs des politiques publiques un nombre limité d'instruments administratifs standardisés auxquels ils peuvent – voire doivent – recourir. Les politiques de l'environnement connaissent plus particulièrement trois types de procédure : les procédures de *contrôle*, les procédures *d'autorisation* d'exploitations polluantes et les procédures *d'assainissement*.

2.1.4. L'évaluation des politiques publiques

L'analyse de politiques publiques vise en dernière instance à évaluer les résultats finaux de l'action publique. Les politologues se basent dans leur évaluation sur quatre critères principaux : *l'effectivité, l'efficacité, l'efficience et la pertinence*. Bien que ce travail ne consiste pas en une évaluation des politiques publiques employant des marchés de droits d'émission, j'utiliserai cette terminologie à plusieurs reprises.

La politique est dite *effective* s'il y a adéquation entre le comportement réel des groupes cibles et celui que la politique espérait induire. Le critère de l'effectivité permet d'évaluer dans quelle mesure l'instrument d'intervention était adapté au but recherché¹⁸. L'effectivité de la modalité d'intervention est ainsi une condition nécessaire mais non suffisante à *l'efficacité* d'une politique publique.

L'efficacité mesure l'adéquation entre les objectifs visés par la politique et ses effets finaux réels. Pour mener cette comparaison, il est dans un premier temps nécessaire d'identifier les *outcomes* de la politique, soit l'ensemble des *effets* ou *impacts* qui sont directement imputables aux changements de comportement du groupe cible. Puis, dans un second temps, de comparer les *outcomes* réels de la politique avec les objectifs visés, ce qui permet en fin de compte de tester la validité du modèle causal.

Par la suite, l'analyste vérifie dans quelle mesure la politique est efficiente :

« L'efficience allocative se réfère à la relation entre les ressources investies dans une politique publique et les effets obtenus. Il décrit ainsi le rapport entre les coûts et les bénéfices d'une politique publique. » (Knoepfel, Larrue, Varone 2001 : 268)¹⁹.

L'idée qui sous-tend ce questionnement est d'évaluer dans quelle mesure il n'aurait pas été possible d'atteindre les mêmes objectifs avec moins de ressources ou si avec les mêmes ressources, un objectif qualitativement plus élevé n'aurait pu être obtenu. Techniquement, le chercheur dispose de deux moyens pour évaluer cela: d'une part, *l'analyse coût-bénéfice*, où l'on monétarise et compare les coûts de la politique avec ses bénéfices absolus²⁰ ; d'autre part, *l'analyse coût-utilité*, où cette comparaison se fait de

¹⁸ Il s'agit donc de tester l'hypothèse d'intervention.

¹⁹ A noter que ce critère d'évaluation est pour le politologue secondaire par rapport au critère de l'efficacité. L'efficience allocative est un critère bien plus important aux yeux des économistes.

²⁰ Un tel procédé pose également de sérieux problèmes méthodologiques. En effet, les coûts d'une politique peuvent être facilement déterminables, puisqu'ils revêtent un caractère objectif. Il est par contre beaucoup plus malaisé d'estimer ses bénéfices ; quelle serait la valeur d'un respect constant des valeurs limites d'émission dans l'agglomération lausannoise ?

façon relative, entre plusieurs mesures qui seraient applicables pour traiter un problème donné²¹.

Enfin, dernière dimension de l'évaluation, le critère de la *pertinence* revêt un caractère plus clairement politique et normatif. Il s'agit en effet d'évaluer la solidité du lien entre l'objectif visé par la politique et la nature du problème public à résoudre. Il ne va en effet pas de soi que le but recherché par la politique (qu'il soit atteint ou non par le biais des modalités d'intervention) représente la solution adaptée au problème social à l'origine de la politique. Dans bien des cas, l'objectif des programmes politico-administratifs étant le fruit de négociations politiques entre des acteurs aux intérêts divergents, il est fréquent que le compromis qui en résulte ne conduise pas à la situation socialement désirée. En outre – et particulièrement en ce qui concerne le domaine des politiques environnementales –, on peut constater un décalage entre une demande sociale de plus en plus forte pour un environnement sain, et des politiques publiques de protection de l'environnement qui, parce qu'elles doivent intégrer d'autres impératifs (notamment la satisfaction de besoins économiques), ne peuvent réellement viser des objectifs si ambitieux.

2.1.5. Critique du cadre d'analyse

C'est d'ailleurs une des critiques que l'on peut adresser à ce cadre d'analyse des politiques publiques : alors que les auteurs considèrent que l'action de l'Etat est une réponse à une problématique sociale, l'étude de cette réponse se restreint souvent à une seule politique publique. Or, les politiques publiques interagissent les unes avec les autres, et plusieurs politiques publiques influent souvent sur le même phénomène social. Notamment en ce qui concerne les ressources naturelles, l'analyse devrait intégrer les politiques d'exploitation comme les politiques de protection de la ressource pour être complète²².

De plus, et c'est particulièrement problématique pour l'étude d'un instrument d'intervention comme les marchés de droit de polluer, ce cadre d'analyse n'a jusqu'ici pas réellement pris en compte la question des *droits de propriété*. Or, selon S. Nahrath, on peut montrer que l'impact d'une politique publique est corrélée avec la manière dont elle modifie les droits de propriété en vigueur (Nahrath, 2003 : 48-51). Les modalités d'intervention des politiques publiques peuvent ainsi être classées selon ce critère :

Tableau 2 : Modalités d'intervention des politiques publiques et droits de propriété

Modalité d'intervention	Impact sur la gestion de la ressource
Instruments incitatifs n'ayant pas d'effets directs sur les droits de propriété	↓
Instruments ayant des incidences sur les <i>droits d'usages</i> ou de <i>dispositions</i> de la ressource	
Instruments modifiant la définition même de l'institution de la propriété	

De manière plus générale, l'économie de l'environnement s'oppose sur bien des points à l'analyse par les politiques publiques. En effet, alors que la plupart des analystes de politiques publiques ne considèrent pas *a priori* une modalité d'intervention comme supérieure à une autre, l'économie de l'environnement défend en général avec vigueur la supériorité des instruments économiques sur les instruments réglementaires, entre

²¹ L'analyse coût-utilité est moins ambitieuse et plus facile à réaliser que l'analyse coût-bénéfice.

²² C'est ce que défend notamment l'approche en terme de *Régimes Institutionnels de Ressources Naturelles* (RIRN). A ce sujet, voir : Nahrath, 2003 : 39 et Knoepfel, Nahrath, Varone, 2007.

autres, parce qu'elle se focalise beaucoup plus sur le facteur de l'efficacité que l'approche politologique.

Je présenterai dans la section suivante les énoncés de l'économie de l'environnement qui sont essentiels pour comprendre la logique d'intervention des marchés de droits d'émission.

2.2. L'économie de l'environnement : l'analyse micro-économique appliquée à la conservation des ressources naturelles

La plupart des ouvrages sur la question des marchés de droit de polluer ont été produits par des économistes de l'environnement. Les postulats de l'économie de l'environnement revêtent une forte dimension politique. Ils promeuvent en effet l'usage d'instruments économiques dans les politiques publiques, et ont exercé une influence croissante ces dix dernières années (Kirchgässner, 2003 : 371-372).

L'économie de l'environnement est une approche relativement nouvelle, que l'on peut dater des années 1960 (Pearce, 2002 : 57). Bien qu'elle puise largement dans le canevas des théories néo-classiques, l'économie de l'environnement se distingue de ce paradigme en réfutant l'idée que les marchés fonctionnent de manière parfaite et en admettant l'existence d'un conflit potentiel entre écologie et économie (Gerber, 2005 : 62).

2.2.1. Prédéposé du modèle : l'environnement au service de l'économie

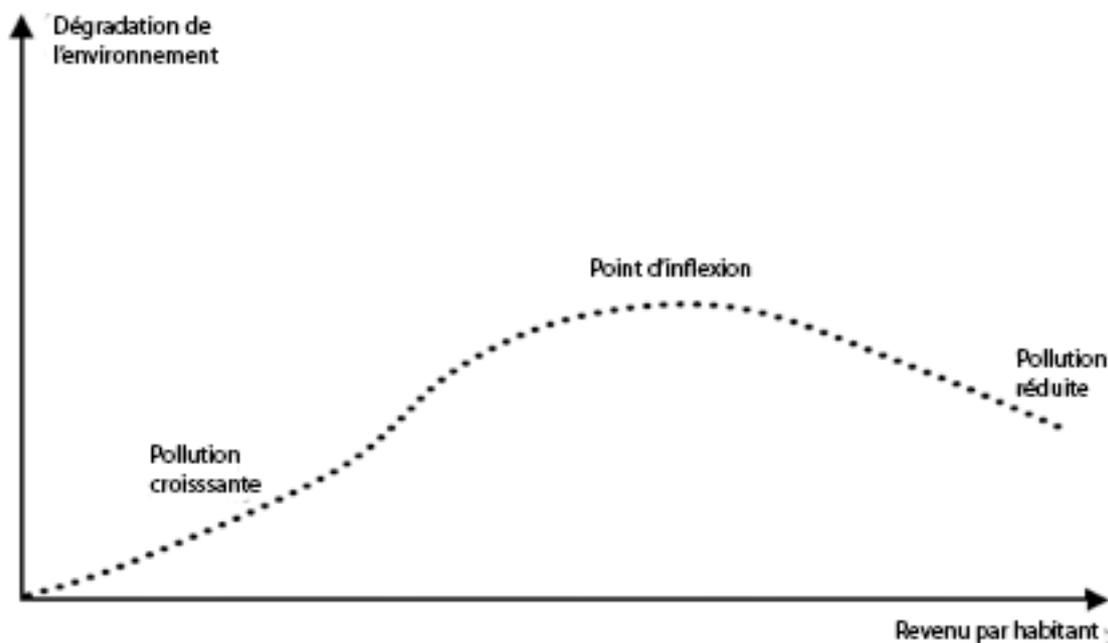
Cette approche subordonne toutefois l'environnement au modèle de développement néolibéral. En effet, contrairement aux défenseurs d'une *économie écologique*, qui plaident en faveur d'une croissance économique limitée aux capacités de renouvellement de l'écosystème terrestre, les théoriciens de l'économie de l'environnement ne proposent pas de poser des limites au développement, mais plutôt de mieux intégrer l'environnement dans l'économie (Harribey, 1998 : 31 et 49).

Au sein de l'économie de l'environnement est défendue ainsi une *conception faible de la soutenabilité* (Harribey, 1998, 33). Dans cette vision, et contrairement à la conception forte²³, le stock de ressources naturelles est substituable par des équivalents produits par l'homme. Si, au fur et à mesure de son exploitation, le capital naturel diminue, cette perte peut être compensée par un accroissement du capital produit. En effet, comme le prix d'une ressource naturelle s'élève avec sa raréfaction, le développement de technologies à la fois plus productives et moins gourmandes en ressources – voire la découverte de substituts à cette ressource – s'en trouveraient stimulés. Si le développement est clairement un « consommateur de ressources », le mécanisme de marché, parce qu'il traduit la rareté en un signal-prix, pousse les producteurs à rationaliser les techniques, ce qui aboutirait au final à un bilan neutre au niveau des ressources naturelles.

Cette vision optimiste réconcilie ainsi croissance et protection de l'environnement. En effet, puisque l'écologisation des techniques irait de pair avec la croissance, le développement économique et la protection de l'environnement seraient intrinsèquement liés, comme l'illustre la courbe environnementale de Kuznets :

²³ La conception forte est notamment défendue par l'économie écologique.

Figure 4 : Croissance et pollution²⁴



Source : Nordström, Vaughan, 1999 « Commerce et environnement » in *Dossiers Spéciaux 4*, Organisation Mondiale du Commerce (OMC).

Dans la réalité, cette relation entre développement économique et protection de l'environnement n'est pas aussi nette. Elle est même dans certains cas inversée (la pollution croît avec le développement²⁵). Pour les économistes, une telle situation ne remet pas en cause leur modèle général, mais témoigne d'une *faillite des marchés* à intégrer les coûts de la dégradation de l'environnement, faillite qui nécessite des mesures correctives de la part de l'Etat.

2.2.2. Bien-être social et pollution

Dans le domaine de l'environnement (comme dans tous les autres domaines), l'Etat doit par son action tenter de maximaliser le *bien-être social*. Ce bien-être est défini chez les économistes de l'environnement, dans une optique utilitariste dérivant de John Stuart Mill, comme la somme d'utilité dont jouissent les individus dans une société donnée²⁶.

La quête du bien-être passe ainsi par la recherche de *l'efficacité allocative*. Il s'agit de maximiser les bénéfices tirés des ressources, à travers le choix des biens produits, la combinaison des ressources utilisées pour produire les biens et le mode de répartition de ces biens dans la population. L'allocation des ressources est ainsi dite *efficace* lorsque :

« [...] it is not possible to make one ore more persons better off without making at least one other person worse off. » (Perman *et al* : 1999, 105).

L'efficacité allocative, qui est avant tout un critère d'efficacité, vise à employer le minimum de ressources nécessaires à l'obtention du résultat recherché. Cependant, le critère de l'efficacité allocative est totalement dépourvu de considérations d'équité ou de

²⁴ La pollution croîtrait dans une première phase avec le développement, jusqu'à ce que le niveau de revenu par habitant atteigne le point d'inflexion. Dès lors, les besoins de premières nécessités étant remplis, des capitaux sont investis dans la protection de l'environnement. Les progrès technologiques qui en résultent permettent ensuite une réduction progressive de la pollution.

²⁵ C'est notamment le cas pour la problématique du réchauffement climatique. Un lien est clairement démontrable entre le niveau de développement et la quantité de Co2 produite. (Chua, 1999 : 397-398)

²⁶ C'est donc le niveau d'utilité de l'ensemble de la société, et non pas l'égalité entre individus, qui est au centre de cette pensée.

justice. Seule la maximalisation de l'utilité agrégée des individus importe. Ainsi, pour prendre un exemple extrême, une répartition des ressources où toutes les richesses du monde appartiennent à un seul homme peut être efficiente au sens économique.

En théorie, une allocation efficiente des ressources naturelles est réalisée sous un régime de marché correspondant aux critères de *concurrence pure et parfaite* définis par Walras en 1874. Or cet idéal-type n'existe pas en tant que tel dans la réalité. Dans le cas de l'environnement, Perman relève au moins cinq raisons pour lesquelles les marchés dérégulés ne sont pas synonymes de concurrence pure et parfaite, ce qui empêche une gestion efficace des ressources naturelles :

1. Les biens environnementaux ne sont pas forcément échangés dans le cadre de marchés.
2. Ils ne sont pas toujours l'objet de titres de propriété privés, mais peuvent être de statut public, commun ou encore être en libre-accès.
3. Les marchés ne sont jamais parfaitement compétitifs.
4. Les acteurs disposent rarement d'une information parfaite sur la valeur des biens environnementaux.
5. Il existe, particulièrement dans le domaine environnemental, des *externalités négatives* qui empêchent l'atteinte de l'efficience allocative (Perman, 1999, 128).

Une externalité, ou coût externe, peut être simplement défini comme « un coût qui n'est pas supporté par celui qui en est à l'origine et qui n'est pas pris en compte par le marché. » (Glachant : 2004, 14). La pollution ou la surexploitation des ressources naturelles en sont deux bons exemples. En effet, la dégradation de ressources naturelles ou la pollution n'induit aucun coût pour celui qui la provoque. Par contre, le coût social engendré par la pollution est, lui, bien réel²⁷. L'existence d'une externalité exclut par définition l'atteinte de l'efficience allocative. En effet, la pollution fait peser sur la société des coûts qui ne sont pas compensés par le pollueur. Par conséquent, la production de pollution engendre dès lors plus de coûts que de bénéfices, d'où une situation de non-efficience (Glachant, 2004, 12).

2.2.3. Intervention de l'Etat et niveau optimal de pollution

Il s'agit dès lors pour l'Etat de donner une visibilité économique à la pollution en la réintégrant dans le marché, afin d'assurer l'allocation efficiente des ressources et donc de maximaliser le bien-être. Cet objectif quasi-politique des économistes de l'environnement demande non pas la suppression totale de la pollution, mais la recherche du *niveau optimal de pollution* :

« The objective is to maximise the net benefits from pollution, where net benefits are defined as the advantages society gets from pollution minus the costs (or damages) it bears from pollution. » (Perman *et al* : 1999, 271).

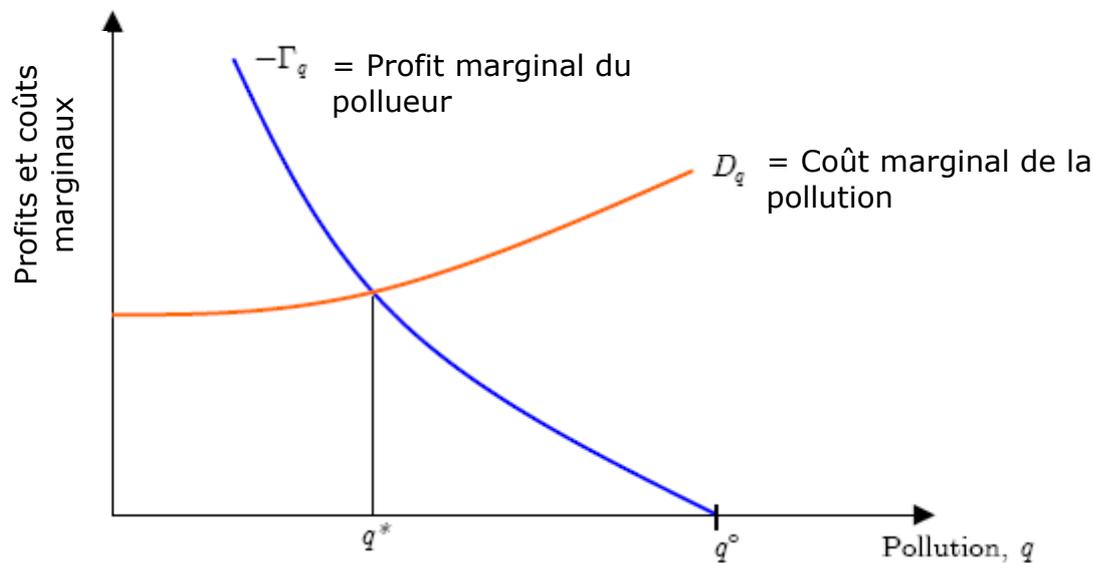
L'atteinte d'objectifs environnementaux est coûteuse pour les entreprises qui doivent installer des dispositifs de dépollution. Dès lors, le seuil optimal de pollution représente le moment où le coût du dommage environnemental causé par la pollution équivaut aux frais de dépollution des entreprises incriminées. Cette approche demande par conséquent d'évaluer en quelque sorte la valeur monétaire d'un dommage sur l'environnement avec toutes les difficultés techniques que cela comporte, puis de déterminer s'il serait plus avantageux économiquement de réduire l'émission de polluants ou de laisser la ressource se dégrader (Vivien, 1994 : 51-56).

Pour atteindre le seuil optimal de pollution, l'intervention de l'Etat est nécessaire. En effet, comme l'illustre la figure 5, puisque la pollution ne provoque aucun frais pour le

²⁷ Le concept d'externalité vient d'A.C Pigou, qui le développa d'après une idée de Marshall en 1920. Ce concept sera discuté plus loin.

producteur, et que toute réduction de la pollution est par contre coûteuse pour les entreprises, ces dernières sont toujours incitées à polluer.²⁸

Figure 5 : Profits et coûts de la pollution²⁹



Source : Adaptation de Glachant, 2004, 13

La courbe $-\Gamma_q$ (profit marginal) permet de rendre compte du comportement des pollueurs. Lorsqu'ils cherchent à maximiser leurs profits, ceux-ci ont intérêt à produire beaucoup et de la manière la moins écologique possible, puisque cela leur permet d'atteindre la rentabilité maximale, qui correspond au point q° . Parallèlement, les coûts de remise en état des écosystèmes croissent en proportion avec la quantité de polluants émise. Ils atteignent au point q° leur valeur maximale. Il y a donc, dans une situation de laisser-faire, trop de pollution et une relation non souhaitable entre dégradation des écosystèmes et profits des pollueurs.

Le niveau de pollution optimal correspond alors au point q^* , où les coûts de la pollution et les profits des pollueurs s'égalisent. Afin de maximaliser le bien-être général, le rôle de l'Etat est d'amener le niveau de pollution de q° en q^* ³⁰. L'Etat doit ainsi définir, dans le cadre des politiques publiques, les modalités adéquates pour atteindre ces objectifs.

Les économistes de l'environnement distinguent parmi ces modalités d'intervention deux types d'instruments administratifs dont ils opposent clairement les méthodes de fonctionnement et les effets : les instruments réglementaires et les instruments économiques. Les approches réglementaires sont ainsi vues comme des « mesures institutionnelles visant à **contraindre** le comportement des pollueurs sous peine de

²⁸ En outre, plus une entreprise réduit sa pollution par l'instauration de technologies propres, plus les coûts de chaque mesure supplémentaire seront élevés. On peut donc dire que *le coût marginal de dépollution* est toujours croissant

²⁹ Les analyses coût-bénéfice sont issues des théories marginalistes. Sans entrer dans les détails, *le coût marginal de la pollution* ou *coût marginal de dépollution* désigne les coûts d'épuration de la *prochaine* unité de pollution. Le coût marginal de la pollution est ainsi toujours croissant, puisque plus on tend vers une pollution nulle, plus les frais de réduction supplémentaires sont élevés (Cf. notamment : <http://www.idhe.ens-cachan.fr/Chapitre%202.pdf>). *Le profit marginal* représente le profit généré par la production et la vente d'une unité *supplémentaire*. Il dépend principalement de la demande (Cf. : <http://www.uri.edu/artsci/ecn/mead/INT1/SyllMic/Equations.htm>).

³⁰ Il faut toutefois relever que l'optimum de pollution n'est pour les économistes de l'environnement jamais égal à zéro. En effet, à pollution nulle, les coûts de la dépollution ou des mesures d'abattement sont trop élevés par rapport aux bénéfices qu'apporteraient une telle situation.

sanctions administratives ou judiciaires. » (Glachant, 2004 : 5) ; alors que les instruments économiques « sont des mesures institutionnelles visant à modifier l'environnement économique du pollueur (i.e. les bénéfices et les coûts) via des signaux « prix » pour l'inciter à l'adoption **volontaire** de comportements moins polluants »³¹ (Glachant, 2004 : 5).

Les mesures économiques favoriseraient donc le libre choix des acteurs en n'imposant pas directement de lignes de conduite ou de normes à respecter aux acteurs ciblés. En agissant sur l'environnement économique, plutôt qu'en légiférant directement sur les entreprises, l'Etat crée les conditions cadres pour que la situation sur le marché évolue et pousse les entreprises à modifier leur comportement. Les instruments économiques utilisent donc l'action de l'offre et de la demande pour atteindre le but visé.

Cette manière d'intervenir est du point de vue des économistes de l'environnement supérieure aux modalités réglementaires, d'une part parce que les instruments économiques sont plus efficaces allocativement et, d'autre part, parce qu'ils génèrent à terme des progrès technologiques plus importants et donc une efficacité accrue³².

Ces thèses ont largement gagné en influence ces vingt dernières années, comme en témoigne l'abondante littérature produite par cette école et l'utilisation de plus en plus fréquente des instruments économiques dans les politiques environnementales (Stavins, 1998 : 33-34). Malgré ces succès, l'économie de l'environnement n'est pas exempte de contradictions. Ainsi, sur un plan académique, l'approche rencontre de vives oppositions.

2.2.4. Critiques de l'économie de l'environnement

Les critiques portent sur plusieurs niveaux. D'une part, sur les conceptions implicites du modèle, d'autre part, sur les objectifs recherchés et la manière de les mettre en œuvre.

Les modèles d'analyse de l'économie de l'environnement se basent tous sur l'idée que les ressources naturelles peuvent être remplacées par des ressources produites par l'homme. La consommation excessive d'une ressource, jusqu'à disparition du stock, n'est alors pas en soi conçue comme un problème, puisque le jeu du marché et l'évolution technologique doivent permettre de remplacer cette ressource par un substitut. L'économie de l'environnement ne conçoit pas l'unicité et la valeur intrinsèque des ressources naturelles. Des données environnementales comme le paysage, la faune ou la flore sont par exemple irremplaçables et les dégâts qui leur sont causés peuvent être irréversibles.

L'économie de l'environnement évacue également la notion d'*entropie* développée par Georgescu-Roegen en 1971. Le concept d'entropie tiré de la thermodynamique montre que la Terre peut être comparée à un système clos, dans lequel l'énergie contenue reste constante dans le temps, mais se transforme à mesure de son exploitation en énergie inexploitable (Harribey, 1998 : 66). Pour l'économie écologique, l'idée d'une croissance continue qui serait durable n'est qu'une chimère.

En outre, les économistes de l'environnement, en adoptant une approche économique-centrée, négligent en fin de compte les objectifs même de la protection de l'environnement. Une des marques les plus évidentes de ce paradoxe est l'inadéquation entre le but de l'économie de l'environnement (l'atteinte d'un niveau optimal de pollution) et les objectifs que devraient rechercher toute politique s'inscrivant dans une optique de durabilité. En effet, l'économie de l'environnement prend en compte les problèmes de pollution uniquement lorsque ceux-ci provoquent des coûts. Or une telle situation n'apparaît en général que lorsque la capacité d'assimilation des écosystèmes est déjà dépassée. Pire, le niveau de pollution optimal au sens économique se situe en principe toujours au-dessus des limites d'absorption des écosystèmes, comme le montre

³¹ On se détachera par la suite fortement de cette dichotomie équivoque entre instruments réglementaires et économiques. Cet aspect sera discuté plus loin dans le travail.

³² Nous traiterons de manière très détaillée ces éléments dans le chapitre 2 de ce mémoire.

bien Annie Vallee : « La capacité d'assimilation des milieux naturels est un plafond en écologie, un plancher en économie » (Vallee, 2002 : 82).

Cette incompatibilité entre optimum économique et optimum écologique est dans une large mesure due à la méthode de calcul, qui compare les frais de réduction de la pollution avec les coûts de la dégradation de l'environnement. D'une part, il n'est pas toujours possible d'identifier clairement les responsables d'une pollution, tant les sources potentielles peuvent être innombrables ; d'autre part, les frais de dépollution sont toujours exagérés par les pollueurs, alors que les coûts des dégâts environnementaux sont très souvent sous-estimés. Toute estimation monétaire de l'environnement a ainsi tendance à mesurer uniquement la valeur marchande de l'environnement, négligeant son importance réelle (Harribey, 1998 : 52). L'économie de l'environnement est ainsi confrontée à un écueil méthodologique dans la définition d'indicateurs valides pour mesurer la valeur de l'environnement, ce qui se reflète dans le calcul de l'optimum de pollution.

En outre, d'un point de vue politologique, les recommandations des économistes de l'environnement sont équivoques et contradictoires. En effet, d'un côté il est théoriquement admis que les marchés sont dans la réalité défailants et que l'intervention de l'Etat est par conséquent nécessaire, de l'autre l'immixtion de l'Etat doit impérativement passer par des solutions de marché. Cette position contradictoire aboutit à une réflexion dichotomique sur les instruments d'intervention.

Les économistes de l'environnement opposent ainsi de façon radicale les approches réglementaires avec les approches économiques sans voir la continuité qui relie les deux types d'instruments. En fait, aucune approche réglementaire n'exclut les mécanismes de marché et tout instrument économique exige l'établissement d'un cadre réglementaire particulier.

Comme l'exprime très bien Jean-Marie Harribey, qu'est ce qu'une norme sinon une « convention entourant le marché dans les cas où celui-ci n'offrirait pas de garantie suffisante face à des menaces de pollutions ou de dommages trop graves [...] » (Harribey, 1998 : 63).

Enfin, cette position hostile vis-à-vis des instruments réglementaires conduit également à une vision partielle et partiale des instruments économiques. Les marchés de droits d'émission en sont un bon exemple. Très souvent définis comme un instrument économique, les marchés de droits d'émission possèdent en fait, selon la définition même de l'économie de l'environnement, de nombreuses caractéristiques d'instruments réglementaires, puisqu'ils agissent avant tout sur les quantités en fixant une limite administrative à la quantité maximale de pollution autorisée.

2.3. L'économie institutionnelle des ressources naturelles : la question du rapport entre régime de propriété et conservation des ressources naturelles

Parallèlement à l'économie de l'environnement, une autre branche de l'économie s'est focalisée sur le problème des relations entre l'homme et l'environnement. Il s'agit de l'économie institutionnelle des ressources naturelles. Selon Bromley, l'économie institutionnelle des ressources naturelles est beaucoup plus ancienne que l'économie de l'environnement (Bromley, 2005 : 2). Alors que l'économie de l'environnement se limite au problème des émissions polluantes, l'économie institutionnelle traite plus globalement du *management* des ressources naturelles. En reprenant notamment les analyses de Hotelling, qui montra dans les années 30 que les ressources naturelles exploitées au-delà d'un seuil optimal risquaient de s'épuiser³³ (Pearce, 2002 : 59), l'économie des ressources naturelles propose une approche plus écosystémique que l'économie de l'environnement.

Toutefois, pour nombre d'auteurs comme David Pearce ou Daniel Bromley, la distinction entre ces deux écoles s'est largement estompée depuis que l'économie de l'environnement reconnaît la pertinence des principales thèses de l'économie institutionnelle des ressources (Pearce, 2002 : 59). Les deux écoles utilisent ainsi les mêmes outils conceptuels (analyses coût-bénéfice, seuil optimal de pollution, etc.), et nombre d'ouvrages et de cours universitaires proposent des synthèses des deux approches³⁴. Avec ce rapprochement, il s'agit à l'heure actuelle plus de divergences normatives entre auteurs partageant une méthodologie assez similaire qu'entre écoles strictement distinctes³⁵.

La spécificité de l'économie institutionnelle des ressources tient toutefois à l'emphase mise sur la question des droits de propriété. En effet, bien que depuis l'article de Ronald Coase, *The Problem of social Cost* (1968), l'importance des droits de propriété soit reconnue, l'économie de l'environnement ne s'est jamais réellement focalisée sur cette problématique. L'économie institutionnelle des ressources naturelles considère, par contre, que les ressources naturelles, dont l'air fait partie, seraient mieux protégées si des droits de propriété clairement définis s'y appliquaient. A l'heure où le discours des grandes institutions internationales se focalise sur les concepts de *biens publics mondiaux* ou de *patrimoine mondial de l'humanité*, l'économie institutionnelle des ressources naturelles soulève un débat houleux en affirmant que la préservation des ressources naturelles passerait avant tout par une appropriation de celles-ci³⁶.

Focalisant sur la relation entre les ressources naturelles et les *institutions*, comprises comme « les règles du jeu en vigueur dans le cadre desquelles les individus ou les groupes prennent des décisions et (inter)agissent » (Ostrom, 1990 : 51), l'économie institutionnelle des ressources naturelles emprunte à la fois à la théorie des droits de propriété ainsi qu'à l'économie de l'environnement, tout en proposant une approche plus écosystémique que cette dernière.

³³ Voir notamment: Hotelling H., 1931, « The economics of exhaustible resources », in *Journal of Political Economy*, No. 39, 137-175.

³⁴ Le manuel de Perman s'intitule par exemple : *Natural Resource & Environmental Economics* ; des auteurs comme Quentin Grafton dirigent un *Master in Environmental and Resource Economics*. Daniel Bromley, par contre, se montre très critique avec l'économie de l'environnement et se considère exclusivement comme un économiste institutionnel des ressources naturelles.

³⁵ Les différences entre les auteurs sont ainsi principalement d'ordre politique : croyance ou non à la capacité du capitalisme libéral de protéger durablement l'environnement, croyance en la supériorité de la propriété privée sur la propriété d'Etat ou communale, ou alors confiance dans les méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement.

³⁶ Appropriation, qu'elle soit publique, privée ou commune.

2.3.1. L'environnement et la théorie des droits de propriété

Dans l'optique de Coase et des tenants de la théorie des droits de propriété, la conception habituelle de la propriété est réductrice, parce qu'elle se réfère exclusivement à la possession directe et matérielle d'un objet. Or, pour les théoriciens des droits de propriété, ce que l'on possède avant tout, c'est le *droit d'user de l'objet*, droit qui est toujours en partie limité : « "To own Land" usually means to have the right to till (or not to till) the soil, to mine to soil, to offer those rights for sale etc., but not to have the right to throw soil at a passerby, to use it to change the course of a stream, or to force someone to buy it .» (Alchian, Demsetz, 1973 : 17). Par droits de propriété, Coase entend le droit socialement reconnu et limité de disposer d'un objet selon une palette restreinte d'action.

Selon ces auteurs, c'est de l'absence de droits de propriété que découlerait toute une série de problèmes. Cette idée n'est en soi pas nouvelle ; ainsi Aristote déjà soulevait dans *La Politique* que « ce qui appartient à tout-un-chacun est le plus négligé, car tout individu prend le plus grand soin de ce qui lui appartient en propre, quitte à négliger ce qu'il possède en commun avec autrui » (cité dans Vallée, 2002 : 59).

Pour les théoriciens des droits de propriété, en l'absence de ces droits, les bénéfices ou les dommages résultant de l'utilisation d'une ressource ne peuvent être imputés à quiconque. Cette situation provoque l'apparition d'externalités. L'externalité correspond alors au droit implicite d'un individu de commettre un acte qui soit nuisible aux autres sans devoir assumer la moindre contrepartie. Sans droits de propriété, les utilisateurs d'une ressource n'ont à assumer aucune des conséquences négatives de leurs actions. Par conséquent, ils seraient incités à exploiter la ressource abusivement (Alchian, Demsetz, 1973 : 19). C'est ce qu'illustre la parabole de *La tragédie des communaux* présentée par le microbiologiste Garrett Hardin en 1968 : si un grand nombre d'individus utilisent une ressource rare en commun, sans que celle-ci n'appartienne à personne, les exploitants sont incités à la consommer le plus rapidement possible, dans une course au profit maximum qui mène au final à l'épuisement de la ressource (Hardin, 1968).

On assisterait ainsi, en l'absence de droits de propriété à la mise en place d'une logique « premier arrivé, premier servi », difficilement réversible, puisque même si certains acteurs voudraient protéger la ressource, ne disposant d'aucun droit exclusif sur celle-ci, ils n'auraient également aucun moyen légal de la protéger³⁷ (cf. A.H Barnett, Bruce Yandle, 2005 : 2).

Si des droits de propriété étaient clairement définis sur une ressource naturelle, leur détenteur aurait, d'une part, le droit exclusif de prendre des décisions concernant l'usage de l'objet (droit de contrôle), d'autre part, il supporterait seul tous les dommages liés à l'utilisation de la ressource. Si propriétaire et exploitateur ne font qu'un, toute pollution ou surexploitation devient alors indésirable puisque elle diminue la valeur du bien. Le propriétaire aurait ainsi tout intérêt à exploiter son bien de façon durable.

En fait, la création de droits de propriété éliminerait les externalités. Cela ne signifie pas que les problèmes de pollution ou de surexploitation seraient amenés à disparaître avec l'établissement de la propriété, en revanche la pollution qui est en temps normal un droit implicite et informel de tout un chacun devient, sous un régime de propriété, un droit formel appartenant exclusivement au propriétaire de la ressource. De l'appropriation d'une ressource découle donc l'officialisation du droit du propriétaire de la polluer et empêche, en théorie, la pollution et la surconsommation provoquée par autrui.

Enfin, parce que ce droit de polluer est, comme tout droit d'usage, transférable, il est tout à fait imaginable qu'il fasse l'objet d'échanges marchands entre propriétaires et non-propriétaires. C'est d'ailleurs la solution que préconise Coase pour réguler le problème de la pollution. Selon lui, une refonte du cadre légal entourant les ressources naturelles, qui

³⁷ Un non-propriétaire n'a ainsi aucun moyen d'empêcher d'autres non-propriétaires d'exploiter une ressource.

consisterait en l'attribution de droits de propriété **privés** aux pollueurs ou aux pollués, amènerait ces deux types d'acteurs à entrer en négociation, dans le but d'atteindre un niveau de pollution satisfaisant pour les deux parties.³⁸

Partant de ces prémisses, l'économie institutionnelle des ressources naturelles va largement préciser le rôle des droits de propriété et fournir un cadre d'analyse pratique de leur application.

2.3.2. Le concept de ressources naturelles

Pour les économistes institutionnels des ressources naturelles, la nécessité d'établir des droits de propriété sur les ressources naturelles est également admise. Toutefois, le propos est beaucoup plus nuancé. En effet, cette école de pensée considère qu'il n'est pas toujours préférable que ces droits de propriété soient *privés*. L'économie institutionnelle des ressources naturelles montre d'une part que plusieurs *régimes de propriété* sont applicables sur une ressource naturelle et de l'autre, que toutes les ressources naturelles ne peuvent être sujettes au même type de régime de propriété.

Pour Devlin et Grafton : « Les *ressources naturelles* incluent tous les aspects de l'environnement (les forêts, les océans, l'air que l'on respire, les dépôts minéraux, le sol, l'eau douce), virtuellement tout ce qui n'est pas construit par l'homme et qui est de valeur pour nous. Les ressources naturelles peuvent être *renouvelables*, lorsqu'elles ont la faculté de se régénérer avec le temps, ou *non-renouvelable*, quand elles ne peuvent que s'épuiser »³⁹(Traduction libre de Devlin, Grafton, 1998 : 68).

Selon les deux auteurs, les ressources naturelles sont de plus classifiables selon deux propriétés bien distinctes : la *rivalité* et l'*exclusivité*. La rivalité⁴⁰ désigne une caractéristique récurrente des ressources naturelles, à savoir que l'utilisation du bien par un individu empêche son utilisation par autrui (Devlin, Grafton, 1998 : 40). Un exemple souvent cité dans la littérature pour illustrer cette caractéristique est celui de la glace : il s'agit d'un bien qui, une fois consommé par un individu, est inutilisable pour un autre. C'est également le cas du pétrole par exemple.

On dit d'une ressource naturelle qu'elle est exclusive, lorsqu'il est possible d'empêcher son accès à d'autres utilisateurs potentiels. Un pâturage clôturable est par exemple un bien exclusif. Certains biens, de par leurs caractéristiques les plus intrinsèques, sont par définition non-exclusifs. L'océan, par exemple, est une ressource dont l'accès paraît difficilement limitable. Le croisement de ces deux critères permet d'effectuer la typologie suivante des biens et ressources :

³⁸ Pour Coase, il est totalement indifférent d'attribuer des droits de propriété aux exploiters de la ressource, autrement dit à ceux qui sont à l'origine de la création d'externalités, ou aux utilisateurs de la ressource, dont l'usage ne provoque pas d'externalité et qui apparaissent comme les principales victimes de la pollution ou de la surexploitation. Typiquement, dans le cas d'une usine qui rejette des produits toxiques dans la rivière alimentant en eau potable un village situé en aval, des droits de propriété pourraient être, selon Coase, indifféremment distribués au propriétaire de l'usine ou aux villageois, bien que les conséquences sociales d'une telle allocation soient sensiblement différentes.

³⁹ Il est à noter qu'il s'agit clairement d'une définition anthropo-centrique des ressources naturelles. Celles-ci ne sont considérées que si elles ont une utilité pour l'homme.

⁴⁰ Elinor Ostrom désigne cette caractéristique par la « subtractability ». Cf. http://www.eur.nl/fsw/english/research/nig/conference/Panels/docs/P3BanninkvdGriendt_deJoode.pdf

Tableau 3 : Typologie des biens fournis par les ressources

	Exclusion	Oui	Non
Rivalité			
Oui		Bien privé	Bien commun
Non		Bien de club	Bien public

Source : adaptation de Devlin, Grafton, 1998 : 41

De ces types de ressources la catégorie des *Common-Pool Resource* (bien commun) est la plus problématique :

« Common-pool resources generate finite quantities of resource units and one person's use subtracts from the quantity of re-source units available to others [...] Most common-pool resources are sufficiently large that multiple actors can simultaneously use the resource system and efforts to exclude potential beneficiaries are costly » (Elinor Ostrom, 2000 : 30).

Ce type de ressource cumule ainsi les critères de non-exclusivité et de rivalité. Lorsque la ressource en question possède une certaine valeur, beaucoup d'acteurs cherchent à en bénéficier. C'est typiquement le genre de situation qui suscite le plus de rivalités et qui risque de mener à la création d'importantes externalités. Les *Commons-Pool Resources* impliquent souvent, comme dans la parabole de Hardin, une course vers le profit qui conduit, en dernière instance, à l'épuisement de la ressource (Devlin, Grafton, 1998 : 41-42 ; Elinor Ostrom, 2000 : 30).

2.3.3. Les régimes de propriété

Une des solutions au problème de la gestion des biens environnementaux serait la création de droits de propriété. Pour les économistes institutionnels, la propriété est conçue comme un *flux de bénéfice* que l'Etat accepte de protéger en assignant des devoirs aux tiers qui seraient tentés d'interférer avec ce flux. Un droit de propriété constitue alors *une revendication d'un tel flux de bénéfice* (Gerber, 2003 : 73).

Cela étant, les droits de propriété ne confèrent pas tous les mêmes attributs et varient, d'après Devlin et Grafton, selon les cinq critères suivants :

Tableau 4 : Les droits de propriété

L'exclusivité	Tous les coûts et les bénéfices engendrés par la possession et l'usage de la ressource doivent être à la charge du propriétaire, respectivement lui revenir.
Transférabilité et divisibilité	Le détenteur d'un droit d'usage doit pouvoir transférer son titre à autrui. La notion de divisibilité évoque la possibilité de diviser le titre en sous-unités.
« Applicabilité » (Enforceability)	Les droits de propriété doivent être respectés par tous et être garantis (généralement par l'Etat) de manière à être protégés contre toute violation, volontaire ou non, de la part d'autrui.
Durée	Pour fournir des incitations favorables, la validité d'un droit doit être d'une certaine durée.
La flexibilité	Le titre doit pouvoir s'adapter aux changements de contexte ou de situation des détenteurs des titres.
Universalité	Il ne devrait pas y avoir « de biens sans maîtres » : toutes les ressources existantes doivent être appropriées privativement (au sens d'exclusivement) par l'intermédiaire de titres de propriété clairement définis.
Qualité du titre	La qualité est mesurable suivant que les droits conférés par le titre sont solides, clairement définis et dignes de confiance pour leur détenteur. Un titre de propriété de bonne qualité est un bien inaliénable.

Source : adaptation de Devlin, Grafton, 1998

Selon ces auteurs, un titre doit impérativement répondre aux critères d'exclusivité, d'universalité, de transférabilité et d'applicabilité pour être défini comme un droit de propriété à part entière.

Lorsque les droits de propriété s'appliquant à une ressource, ou à des biens et services tirés de cette ressource, ont des caractéristiques similaires, lorsqu'ils sont articulés et coordonnés hiérarchiquement entre eux, on peut alors parler de *régime de propriété* (Devlin, Grafton, 1998 : 39). Un tel arrangement institutionnel régit alors les droits d'accès, d'appropriation et d'usage de la ressource, et définit clairement obligations et droits des propriétaires (Nahrath, 2003 : p 19-20)⁴¹.

Pour l'économie des ressources institutionnelles, il existerait quatre grands types historiques de régimes de propriété :

⁴¹ Il faut toutefois signaler que cette conception des régimes de propriété n'est pas conforme avec la lecture juridique et se fonde sur une analyse économique. A ce propos, voir Nahrath, 2003 : 21.

Tableau 5 : Les régimes de propriété⁴²

	Propriété privée (Private Property)	Propriété étatique	Propriété commune ou collective (Common Property)	Libre accès (absence de propriété)
Titre de propriété exclusif appartenant à	Individus, corporations.	Autorités locales, autorités régionales, Etat central ou fédéral.	Groupes, corporations.	Tout le monde et personne.
Exclusion des non-proprétaires	Oui.	Non.	Oui.	Non.
Contrôle de l'accès	Individus et corporations soutenus par l'Etat.	Etat.	Groupes, Etat.	Non.
Processus de prise de décision dans le régime	Individus, corporations.	Gouvernement, administration, agences de l'Etat.	Corporations.	Non.
Cause de dégradation de la ressource	Manque d'incitation à lutter contre les externalités négatives.	Manque de contrôle administratif sur le comportement des utilisateurs légaux de la ressource. Faiblesse de l'Etat face aux pressions exercées par les utilisateurs de la ressource. Incapacité à produire des règles permettant de garantir un usage durable de la ressource.	Absence de soumission des membres aux règles du groupe. Incapacité à produire des règles permettant de garantir un usage durable de la ressource.	Absence complète de règles. Aucune incitation à produire des biens publics.
Exemples	Terres agricoles.	Parc nationaux, forêts publiques.	Eaux souterraines, pâturages.	Air.

Source : Nahrath, 2003 : 21 (d'après Ostrom, 1990 ; Bromley, 1991 ; Kissling-Näf, Varone, 2000)

Outre la condamnation unanime du régime de libre accès dans lequel les droits de propriété sont totalement absents, l'économie institutionnelle des ressources naturelles considère qu'aucun de ces régimes n'est *a priori* plus adapté qu'un autre pour réguler les ressources naturelles. Certaines ressources, de par leurs caractéristiques physiques, ne peuvent ainsi faire l'objet d'une appropriation directe. Un régime de propriété privée ne pourra dans un tel cas s'appliquer que sur certains biens et services tirés de la ressource et non sur celle-ci dans son ensemble. C'est notamment le cas de l'air, qui est au centre

⁴² Cette typologie restant à mon sens difficile à transcrire dans la réalité puisque la gestion des ressources naturelles est souvent, dans les sociétés contemporaines, le fruit d'une combinaison de régimes de propriété. C'est ce que nous verrons plus loin dans ce travail.

de ce travail, et pour lequel la création d'un régime de propriété privée n'est applicable que pour un des usages de l'air, à savoir sa capacité d'absorber la pollution⁴³.

Le cadre d'analyse de l'économie institutionnelle des ressources naturelles, bien qu'il permette d'éclairer la problématique des marchés de droits de polluer de façon extrêmement intéressante, comporte certains défauts qu'il s'agit de mentionner.

2.3.4. Critiques de l'économie institutionnelle des ressources naturelles et de la théorie des droits de propriété

Tout d'abord, la conception économique de la propriété reste relativement floue. Daniel Cole reproche notamment à cette lecture économiste de la propriété de considérer des libertés socialement entérinées comme des droits, la pollution notamment, alors qu'elles n'ont pas les caractéristiques d'un « droit » au sens formel (Cole, Grossman, 2000 : 1-2). La notion de propriété des économistes s'écarte ainsi sensiblement de la définition juridique de la propriété. La Suisse ne reconnaît, par exemple, d'un point de vue juridique, qu'un seul régime de propriété, celui de la propriété privée, selon l'article 641 du code civil de 1907 (Nahrath, 2003 : 21). L'analyse juridique de la propriété est bien plus précise et distingue trois types de droits, attribuant des capacités différentes à leur détenteur (Nahrath, 2003 : 36-37) :

- Les **droits de propriété formelle**, qui énoncent les règles et les caractéristiques fondamentales de toute relation de propriété au sein d'un ordre social et politique donné.
- Les **droits de disposition**, soit l'ensemble des droits se rapportant aux modalités de transfert du titre formel de propriété. Il s'agit concrètement du droit de vendre, louer, hypothéquer, transmettre par héritage, voire de donner le titre de propriété sur un objet détenu à titre privé. Les droits de disposition découlent du droit de propriété formelle.
- Les **droits d'usage** : il s'agit de la concrétisation – c'est à dire de *la réalisation matérielle* – du droit de propriété formelle. Cette concrétisation consiste en l'ensemble des différentes manières de faire usage de la ressource possédée sous la forme de l'un ou de l'autre type de biens et services qui sont dérivables de la ressource. La définition des droits d'usage résulte de la *combinaison* des prescriptions issues du droit privé et public. Alors que le droit privé établit le principe fondamental de la propriété absolue (le propriétaire peut faire tout ce qu'il veut de son bien, y compris l'anéantir), le droit public vient limiter ce droit absolu en imposant au propriétaire un certain nombre de restrictions quant aux usages possibles.

La relation entre droit public et droit privé est par ailleurs largement omise par les économistes institutionnels de ressources. En effet, pour eux, les relations entre les institutions et l'environnement se limitent à la seule variable des régimes de propriété. La théorie évacue donc totalement le rôle de l'Etat, alors que celui-ci, par le biais des politiques publiques, agit sur les droits de propriété en vigueur. Il produit, d'une part, des règles et des normes qui viennent contraindre ou entériner des droits d'usage existants sur les ressources naturelles et certaines politiques publiques peuvent, d'autre part, modifier fondamentalement voire créer des régimes de propriété. C'est le cas notamment des politiques basées sur les marchés de droits de polluer⁴⁴.

Enfin, on peut également souligner que la littérature scientifique sur les droits de propriété a, d'un point de vue général, quelque peu embelli l'impact de l'appropriation des ressources. Coase, Hardin et les auteurs du paradigme des droits de propriété postulaient la supériorité intrinsèque de la propriété privée sur d'autres régimes de propriété. Cet argument peut être largement remis en question. En effet, ce n'est

⁴³ Ces aspects seront détaillés plus loin dans ce travail.

⁴⁴ À ce propos voir : Mariéthoz, Savary, 2004

aucunement parce que des individus sont les propriétaires exclusifs d'une ressource qu'ils vont automatiquement l'exploiter de façon durable (Le Prestre, 2005 : 28). Dans bien des cas, l'intérêt économique à court terme peut pousser le propriétaire d'une ressource à l'exploiter jusqu'à son épuisement.

Si l'économie institutionnelle des ressources naturelles réfute également cette préférence de principe pour la propriété privée, elle s'est finalement peu interrogée sur les conséquences éthiques de l'appropriation des ressources naturelles, notamment sur la forme d'exclusion qui en découle obligatoirement. Les propriétaires d'une ressource, qu'ils soient une collectivité, l'Etat ou des privés, peuvent potentiellement priver les non-propriétaires de l'accès à des biens que l'on peut estimer vitaux, comme l'eau ou le sol par exemple. L'égalité d'accès aux ressources naturelles, qu'on peut considérer comme un droit naturel et inaliénable, est sous certains aspects complètement antithétique à l'idée d'appropriation⁴⁵. A cet égard on pourrait ainsi parler d'une « tragédie des biens privatifs » (Vallée, 2002 : 28).

⁴⁵ Cette critique est toutefois relativisée par le fait que l'égalité d'accès est déjà loin d'être parfaite en l'absence de droits de propriété.

3. Les marchés de droits d'émission⁴⁶: une définition théorique

Comme je l'ai déjà mentionné, les marchés de droits d'émission sont une des modalités d'intervention des politiques environnementales. Ce mémoire a pour objet de proposer un cadre d'analyse de cet instrument en se limitant aux domaines de la protection de l'air et du climat et en mettant un accent particulier sur les expériences américaines⁴⁷.

Au cours de ce chapitre, je définirai et illustrerai, d'un point de vue théorique, les mécanismes de fonctionnement de l'instrument et montrerai qu'il existe en fait deux types principaux de marchés de droits d'émission, qui diffèrent de par la nature de la commodité échangée.

Je discuterai également de l'impact des marchés de droits d'émission sur la structure des droits de propriété en vigueur sur l'air, ainsi que des effets environnementaux de ces éventuels changements.

J'arguerai également qu'il est réducteur d'assimiler les marchés de droits d'émission à un simple instrument économique, comme le font certains économistes⁴⁸. En effet, je tâcherai de montrer au cours de cette section que les marchés de droits d'émission sont difficilement classifiables, car ils possèdent à la fois des caractéristiques des modalités d'intervention réglementaires et économiques. On peut même aller plus loin en affirmant que l'instrument se caractérise par une dualité des logiques en présence : afin d'atteindre les objectifs environnementaux, les marchés de droits d'émission peuvent, sous certaines conditions, contingenter la quantité globale de polluants émissibles dans la zone régulée. Il s'agit donc d'un moyen d'intervention très strict, qui représente au niveau environnemental un progrès certain par rapport aux réglementations existantes. D'un autre côté, afin de flexibiliser et de réduire les coûts de ces politiques, les marchés de droits d'émission permettent aux entreprises d'échanger leurs droits de polluer sur un marché. Or, on peut montrer que l'objectif de minimiser les coûts par le biais du marché est dans une certaine mesure antithétique avec le but de faire respecter les standards de qualité de l'air. Les marchés de droits d'émission sont donc sous-tendus par deux philosophies qui sont en partie conflictuelles.

Pour bien saisir tous les enjeux de ces questions, il me paraît important de montrer dans quel contexte les marchés de droits d'émission sont apparus. Je retracerai donc brièvement comment s'est développée cette idée d'un point de vue théorique, et dans quel contexte historique l'instrument a été employé pour la première fois.

⁴⁶ J'ai retenu l'expression « marché de droits d'émission » pour désigner mon objet d'étude, car il me semble le plus généraliste et le moins équivoque. D'autres expressions sont couramment utilisées : « marché de certificats échangeables », « bourse de quotas », « marché de droits de polluer ».

⁴⁷ Les expériences européennes étant souvent très récentes, il est bien plus difficile d'en tirer des généralités. Les premières expériences américaines datent des années 70 et sont de plus bien mieux documentées.

⁴⁸ Cf. notamment Stritt, 1997 : 1-2, ou Glachant, 2004 : 5-7.

3.1. Les marchés de droits d'émission dans une perspective historique

La paternité des marchés de droits d'émission est attribuée à John Dales, économiste canadien qui développe cette idée en 1968 dans un ouvrage fondateur : *Pollution property and prices*. De la publication de cet ouvrage à la première application de l'instrument dans les politiques de protection de l'air aux Etats-Unis, huit années seulement se sont écoulées. Il faut souligner ainsi l'exceptionnelle rapidité avec laquelle la proposition théorique de Dales s'est muée en un instrument administratif employé à l'échelon national.

Les marchés de droits d'émission n'ont, depuis lors, cessé de s'étendre. Ainsi, en 2003, on comptait dans le monde quarante-trois schèmes de marché en cours ou en voie d'utilisation rien que pour les gaz à effets de serre (Hasselknippe, 2003 : 44). Par ailleurs, le protocole de Kyoto a conféré à l'instrument une portée quasi-mondiale. En effet, l'un des trois mécanismes de flexibilité du protocole n'est rien de moins qu'un marché mondial de droits d'émission. Pour comprendre les raisons d'un développement si rapide, il s'agit de revenir sur le contexte d'émergence de l'instrument.

3.1.1. Les marchés de droits d'émission dans les politiques de protection de l'air

En 1970, le congrès américain adopte un amendement au *Clean Air Act*⁴⁹. Cette réforme transfère les compétences en matière de protection de l'air des Etats fédérés au gouvernement fédéral (Vallée, 2002 : 224) et institue pour la première fois dans l'histoire américaine des standards nationaux de qualité de l'air⁵⁰. Bien que cette législation soit l'une des plus avancées du monde à cette époque, elle connaît alors de nombreux détracteurs :

« These command-and-control regulations were viewed as « blunt » and « often wildly inefficient and... irrational » instruments for achieving environmental goals » (Cole, Grossmann, 1999 : 910).

Le *Clean Air Act*, qui repose entièrement sur des modalités d'intervention réglementaires, est décrié par le monde de l'économie, principalement à cause de leurs coûts. En effet, sous ce régime, toutes les entreprises doivent atteindre les mêmes objectifs de dépollution, alors que les coûts engendrés par ces mesures peuvent varier énormément selon les caractéristiques des firmes. De plus, parce que cet amendement impose des normes de performance plus élevées aux nouvelles entreprises qu'aux anciennes, les entrepreneurs sont incités à prolonger l'utilisation de vieilles infrastructures plutôt que d'en construire des nouvelles moins polluantes (Cole, Grossmann, 1999 : 910-911).

Dès le début des années 70, un certain nombre d'experts se font les avocats de l'utilisation des marchés de droits d'émission dans les politiques de protection de l'air. Plusieurs économistes, dont notamment Atkinson et Tietenberg, montrent en 1974 que les politiques dites « traditionnelles » sont peu efficaces et que l'on peut espérer de larges économies de l'usage d'un système de marché (Tietenberg, 1999 : 2). A cette époque, on pense également des marchés de droits d'émission qu'ils vont engager les entreprises dans une course à l'innovation en matière de technologies dépolluantes, alors que selon les économistes, le *Clean Air Act* découragerait l'initiative dans ce domaine.

En outre, le *Clean Air Act* ne réussit pas non plus à convaincre quant à son efficacité à préserver la qualité de l'air. Un grand nombre d'Etats et d'agglomérations sont ainsi incapables d'atteindre les objectifs environnementaux fixés par la politique (Vallée, 2002 : 224). En 1976 déjà, l'EPA décide d'implémenter, dans les régions où les valeurs limites d'immission sont dépassées, le premier marché de droits d'émission. L'*Offset Policy* obligeait les nouvelles entreprises à acquérir des droits de polluer avant de pouvoir

⁴⁹ Le *Clean Air Act* est rentré en vigueur en 1963.

⁵⁰ Cf. à ce propos le site de l'EPA : <http://www.epa.gov/history/topics/caa70/11.htm>.

s'installer dans une région où les standards de qualité de l'air sont dépassés (Harrison, 2000 : 25-27). On espère alors de ce mécanisme qu'il améliore la qualité de l'air ambiant sans prêter le développement économique des régions concernées (Tietenberg, 1999 : 2).

Cette première politique est considérée par beaucoup comme un succès⁵¹ et plusieurs autres applications de faible ampleur lui ont succédé (notamment un programme pour éliminer le plomb de l'essence dans les années 1980 : *Lead Phasedown*, ainsi qu'un programme d'élimination des CFCs consécutif au protocole de Montréal : *CFC Trading for ozone protection*) (Harrison, 2000 : 27). L'expérience est reconduite à grande échelle en 1990, lorsqu'un nouvel amendement au *Clean Air Act* donne une grande place aux régulations économique et institue en plus, contre le SO_2 , un marché de droits d'émission sur l'ensemble du territoire américain.

Forts de leur expérience dans ce domaine, les Etats-Unis ont contribué à l'expansion internationale de l'instrument. En effet, dans le cadre des négociations de la Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, les Etats-Unis, bien qu'ils aient toujours lutté contre la conclusion d'un accord contraignant sur le CO_2 , ont imposé que le protocole de Kyoto emploie des mécanismes de flexibilité, dont un marché mondial de droits d'émission⁵² (Rittberger, Zangl, 2003 :281-284).

Sans attendre l'entrée en vigueur du protocole de Kyoto, l'UE a implémenté un « marché de quota de CO_2 » sur l'ensemble de son territoire pour mieux maîtriser la future mise en œuvre de Kyoto (Godard, 2005, : 1). Ce marché international, théoriquement en fonction depuis janvier 2005, est le premier de la sorte. Il fait ainsi de l'UE le nouveau précurseur en la matière et un concurrent potentiel des Etats-Unis dans la maîtrise de cette technologie administrative.

Lorsque John Dales publie *Pollution property and prices* en 1968, il y défend surtout le potentiel écologique des marchés de droits d'émission à partir de la présentation d'un cas d'application sur l'eau. Or, c'est surtout dans le but de réduire les coûts des politiques de protection de l'air que l'instrument a été employé dans le contexte américain et ensuite au niveau international. L'utilisation de marchés s'apparente ainsi (cela est particulièrement clair dans le contexte américain) à une tentative de conciliation des objectifs de croissance économique continue et de protection de l'environnement. A cet égard, les marchés de droits d'émission sont un compromis qui semble préfigurer le futur concept de *développement durable*.

L'adoption rapide des marchés de droits d'émission aux Etats-Unis est en partie due à la pression des économistes, pour qui la solution des marchés de droits était bien plus conforme aux théories économiques sur l'allocation des ressources que les modalités réglementaires du *Clean air act* originel. D'un autre côté, et c'est mon propos, les marchés de droits d'émission peuvent également être analysés comme un renforcement de la logique réglementaire prévalant jusqu'alors.

Pour bien saisir mon point de vue, je vais d'abord présenter comment les ressources naturelles et les moyens envisagés pour les réguler ont évolué depuis les économistes classiques jusqu' à l'idée des marchés de droits proposée par John Dales.

⁵¹ Voir notamment Tietenberg, 1999 : 3.

⁵² Les Etats-Unis ont largement insisté sur le fait que les marchés de droits d'émission diminueraient les coûts de réduction de la pollution (Le prestre, 2005 : 198.)

3.1.2. Environnement et marché dans la théorie classique

L'idée selon laquelle le marché traduit parfaitement la valeur réelle des ressources naturelles, et ce au même titre que tout autre bien ou service, provient des économistes classiques. Le système de pensée qu'ont établi les classiques à la fin du XVIII^e siècle, et qui ne sera réellement remis en question que par le travail de Pigou en 1920, empêchait de concevoir tout lien entre l'économie de marché et les problèmes environnementaux⁵³.

En effet, les classiques se sont distanciés des physiocrates en reléguant au second plan l'importance des ressources naturelles pour l'économie. Les physiocrates considèrent que l'environnement est un ordre naturel supérieur commandant l'activité économique. Ils estiment que la richesse est intimement liée avec la question des ressources naturelles, celles-ci étant envisagées comme dans un jeu à somme nulle : l'accaparement des ressources par un Etat réduit la quantité de ressources disponibles pour tous les autres. Les classiques rompent le lien entre ressources naturelles et richesse, en définissant cette dernière comme le fruit de la *production* humaine (Annie Vallée, 2002 : 28). La richesse est ainsi pour eux le produit du travail.

Depuis le fameux ouvrage d'Adam Smith : *Recherche sur la nature et les causes de la richesse des nations* (1776), le marché, en tant qu'élément naturel géré par des lois quasi-physiques, représente objectivement la *valeur* ou *prix nature*⁵⁴ des biens (Béraud, 1992 : 317). Selon cette pensée, le prix d'une marchandise sur le marché reflète ainsi sa valeur de façon mécanique et la valeur des biens est toujours monnayable : ce qui n'a pas de prix, n'a donc, dans l'absolu, aucune valeur.

Par conséquent, tous les classiques opèrent, à la suite d'Adam Smith, une distinction fondamentale entre les ressources naturelles qui possèdent une valeur marchande – principalement la terre pour l'agriculture et les matières premières pour l'industrie – et les ressources gratuites, que l'on suppose être en quantité illimitée ou sans la moindre valeur. Cette phrase de Jean-Baptiste de Say est d'ailleurs emblématique de cette pensée :

« Les richesses naturelles sont inépuisables car sans cela nous ne les obtiendrions pas gratuitement [...] » (cité dans : Vallée, 2002 : 29).

Selon cette conception, des ressources naturelles telles que l'air ou l'eau n'ont aucune valeur puisque leur utilisation ne demande peu ou pas de travail humain et que ces ressources semblent être en quantités infinies. La pollution ou la raréfaction des ressources restent ainsi des phénomènes mal compris et dont l'apparition n'est jamais reliée au fonctionnement de l'économie de marché. Il faut ainsi attendre 1920 et le travail de Arthur B. Cecil Pigou pour que le problème de la pollution puisse être intégré dans les modèles économiques sous le terme d'*externalités*.

⁵³ Les problèmes de gestion des ressources naturelles se posaient également de manière très différente qu'aujourd'hui.

⁵⁴ Le prix naturel ou la valeur d'une chose sont définis par « les coûts de production, c'est-à-dire la somme des rentes, des profits et des salaires qu'il faut verser pour produire la marchandise et l'amener sur le marché ». Les taux de profit et les salaires étant supposés être partout équivalents, la valeur d'une marchandise est avant tout définie par le temps de travail nécessaire à sa production (Jérôme de Boyer, 2006).

3.1.3. La taxe pigouvienne

Pigou admet l'idée que les marchés, lorsqu'ils fonctionnent de manière parfaite, attribuent des prix objectifs et jouent un rôle informatif sur la valeur des biens (Vallée, 2002 : 63). Mais pour lui, il existe en permanence un aspect non-marchand dans l'économie, qui entraîne un effet externe :

« L'essence du phénomène est qu'une personne A, en même temps qu'elle fournit à une autre personne B un service déterminé pour lequel elle reçoit un paiement, procure par là même des avantages ou des inconvénients d'une nature telle qu'un paiement ne puisse être imposé à ceux qui en bénéficient ni une compensation prélevée au profit de ceux qui en souffrent » (Sylvie Fauchaux, 2006).

Pigou renverse ainsi la manière de concevoir la valeur des Classiques et des Néo-classiques⁵⁵ : il existe des biens et services qui n'ont aucun prix. Cela ne signifie pas dès lors qu'ils n'ont pas de valeur, mais simplement qu'ils sont exclus du marché. Une ressource comme l'air étant effectivement rare⁵⁶ et utile, l'absence de prix est un défaut d'information, autrement dit un échec du marché (Vallée, 2002 :64).

Lorsque l'usage d'une ressource est gratuite pour les pollueurs cela les incite à la surexploiter. Cela provoque également une forme d'injustice sociale, puisque les activités polluantes engendrent des coûts sociaux qui ne sont pas compensés. Pigou propose l'intervention étatique pour résoudre ce problème. Il s'agit d'introduire une taxe sur l'utilisation du service ou du bien qui n'est pas intégré dans l'économie marchande. Cette taxe a pour but d'égaliser les coûts privés du producteur avec les coûts sociaux de sa production. Elle rétablit la véracité des prix et incite les consommateurs à diminuer leur consommation alors que les producteurs sont incités à diminuer le volume de production. Plus le montant de la taxe est élevé, plus on réduit la quantité de pollution qui est émise.

Pigou renverse ainsi à plus d'un titre la conception des classiques. D'une part la valeur d'un bien est en partie déconnectée de son prix, qui n'est plus la référence naturelle et absolue. D'autre part, Pigou introduit l'idée que les marchés connaissent des faillites qui nécessitent l'intervention de l'Etat⁵⁷.

La vision interventionniste de Pigou a été très largement critiquée dans les cercles économiques, notamment par Ronald Coase et son article de 1960, « The Problem of Social Cost ».

3.1.4. Droits de propriété et résolution du problème des externalités : le théorème de Coase

Coase s'oppose à la solution de la taxe pigouvienne pour deux raisons principales. Tout d'abord, pour que la solution de Pigou soit efficace, il faudrait que le montant de la taxe soit parfaitement ajusté. L'Etat doit donc être capable d'estimer avec exactitude le coût de l'externalité associée à l'activité économique concernée. Si tel n'est pas le cas, la taxe, au lieu de rétablir la véracité des prix et pallier à une défaillance du marché, crée une autre distorsion dans l'équilibre de marché, en pénalisant trop ou pas assez la production

⁵⁵ On ne traitera pas, dans cet historique, des théories néoclassiques. Apparues à la fin du 19e siècle, elles n'entraînent pas de modifications fondamentales dans l'évolution que l'on cherche à retracer. Les Néo-classiques reformulent la notion de valeur : alors que chez les Classiques elle désigne la somme de travail qu'il faut pour produire et amener une marchandise sur le marché, la valeur d'une chose est définie pour les Néo-classiques par l'utilité subjective que lui accordent les individus dans une société. Cette redéfinition n'a pas eu de réels impacts sur la valeur accordée aux ressources naturelles non-marchandes. A ce sujet voir notamment : G. C Benti, 2006, « Marginalisme et Néo-Marginalisme » in *Encyclopédie Universalis*, www.universalis.fr.

⁵⁶ Cf. le chapitre « L'air une *Common Pool Ressource* » pour de plus amples informations sur la question de la rareté de l'air.

⁵⁷ Pigou est ainsi considéré comme le fondateur du paradigme de l'économie du bien être (*Welfare Economics*), dont l'économie de l'environnement s'inspire très largement. Ses théories furent les premières à rendre compte du problème de la pollution et la taxe pigouvienne est à la base du principe du pollueur-payeur et de la fiscalité écologique.

d'un bien ou d'un service donné. Comme les entreprises qui polluent détiennent souvent les informations nécessaires à la fixation du prix juste et comme elles ont intérêt à surestimer leurs coûts de dépollution, la taxe est en pratique rarement aussi efficiente que le prévoit Pigou (Vallée : 2002, 90-96).

En outre, Coase reproche également à Pigou son oubli du caractère réciproque de la relation pollueur-pollué. Si la pollution d'une entreprise incommoder ceux qui en sont victimes, l'effort de dépollution revêt également un coût pour l'entreprise, puisqu'elle ne peut pour lutter contre le phénomène que diminuer sa production ou instaurer au prix fort des technologies moins polluantes. D'après Coase, une solution réellement efficiente (d'un point de vue économique) ne peut se focaliser uniquement sur la victime, mais doit également inclure les coûts du pollueur si elle entend maximaliser le bien-être social (Vivien, 1994 : 61)⁵⁸.

Pour Coase, l'externalité n'est pas un problème qui provient intrinsèquement du marché. Le fait que certains biens (notamment les ressources naturelles) ne se voient pas attribuer de prix provient de l'absence de droits de propriété sur les ressources, c'est-à-dire d'une défaillance du cadre légal (Barnett, Yandle, 2005 : 9). Ainsi, dans le cas où une ressource est en libre accès, il ne peut y avoir de demande ou d'offre pour elle sur un marché puisque son utilisation est gratuite pour tous.

Coase propose ainsi non pas d'imposer une taxe sur le pollueur, mais d'attribuer des droits de propriété privés sur la ressource soit au pollueur, soit au pollué, puis de les laisser négocier. Dans le premier cas, le pollué peut verser de l'argent au pollueur contre une baisse de ses émissions polluantes, baisse que le pollueur a tout intérêt à accepter tant que la somme proposée est supérieure aux coûts de dépollution. Un accord peut donc être trouvé quand les coûts de réduction de la pollution sont couverts par le consentement à payer de la victime. Dans le cas où les droits de propriété sur la ressource sont attribués au pollué, le pollueur doit lui verser de l'argent s'il désire exploiter ou polluer la ressource. Le pollué aura ainsi intérêt à accepter tant que la somme excède les coûts de la dégradation de la ressource. Un accord sera alors trouvé quand les dégâts environnementaux sont compensés par le consentement à payer du pollueur (Vivien, 1994 : 61-62)⁵⁹.

D'après Coase, en l'absence de coûts de transaction, et quelle que soit l'attribution initiale des droits de propriété⁶⁰, les négociations bilatérales entre pollueurs et pollués éliminent les externalités et permettent l'allocation optimale des ressources (Vivien, 1994 : 62). Coase mise donc presque uniquement sur l'action des privés pour résoudre le problème des externalités et restreint le rôle de l'Etat au minimum.

La solution coasienne est donc extrêmement libérale. Il s'agit en effet de privatiser les ressources naturelles puis de laisser les victimes et propriétaires définir entre eux le seuil socialement acceptable de pollution. Le théorème de Coase reste ainsi peu applicable dans la réalité. En effet, celui-ci n'est valide qu'en l'absence de coûts de transaction entre pollueurs et victimes de la pollution. Or, dès qu'il existe plus de deux participants potentiels à de telles négociations (ce qui est pratiquement toujours le cas lorsqu'on parle de pollution), les coûts de transaction peuvent prohiber toute négociation (Vallée, 2002 : 92). En outre, il est plus qu'incertain que le seuil de pollution ainsi défini soit

⁵⁸ L'optique coasienne vise ainsi uniquement l'efficacité et non pas l'équité de l'allocation des ressources. A cet égard, il faut également signaler que la taxe pigouvienne ne constitue pas non plus une panacée, puisque, d'une part, il est peu probable que ce soit le pollueur qui supporte au final le poids de la taxe étant donné qu'il peut en répercuter les coûts sur les consommateurs ou les salariés. D'autre part, si l'on considère que la pollution cause des dommages à des individus, alors la taxe incite à moins polluer mais ne vient en aucun cas compenser les nuisances supportées par les victimes de la pollution (Sylvie Faucheux, 2006 : 8).

⁵⁹ Il est toutefois notablement délicat d'établir des évaluations monétaires de dégâts environnementaux. Quel est le prix d'une dégradation irréversible d'un paysage ?

⁶⁰ Que l'on distribue les droits de propriété au pollueur ou au pollué n'a donc aucune importance pour Coase.

écologiquement soutenable. Enfin, et c'est le cas pour l'air, les ressources naturelles ne sont pas toujours directement appropriables.

L'apport de John Dales est justement d'avoir constaté les limites des régulations étatiques prévalant alors et d'avoir imaginé un instrument administratif basé sur la logique coasienne des droits de propriété applicable à l'air et qui évite en grande partie les écueils mentionnés ci-dessus.

Pour bien saisir la pertinence de l'approche de Dales, il est nécessaire de caractériser ce qu'est l'air en tant que ressource naturelle et de préciser en quoi l'air ne peut-être sujet à l'appropriation privée. Enfin, avant d'aborder la réflexion de John Dales, je présenterai brièvement le fonctionnement des politiques classiques de régulation de l'air.

3.1.5. L'air et le problème de la pollution : exemple type d'une Common Pool Ressource en régime de libre accès

On peut définir l'air comme le mélange gazeux qui entoure la surface terrestre et dont la couche la plus proche, la troposphère, se compose de 78.08% d'azote, de 20.9% d'oxygène, de 0.93% d'argon et de 0.06% de dioxyde de carbone (Mariéthoz, Savary, 2004 : 24). L'air peut être appréhendé selon deux dimensions : sa dimension quantitative, qui fait référence à la notion d'espace aérien et sa dimension qualitative, qui renvoie à la question de la salubrité de l'air (Amman, 2000 : 4). L'objet de ce mémoire concerne uniquement la dimension qualitative de l'air.

Un air d'une qualité suffisante est une condition *sine qua non* à la survie de la plupart des êtres vivants qui en ont besoin afin de respirer. C'est donc une ressource naturelle précieuse que la plupart des Etats tentent de protéger. En effet, nombres d'activités humaines produisent des substances qui détériorent pour diverses raisons la qualité de l'air. Le terme générique de *polluant atmosphérique* est utilisé pour qualifier ces substances.

La définition de ce qu'est un polluant peut avoir l'air anodine, mais il s'agit en fait d'une question hautement politique. En effet, dans de nombreuses législations, le fait qu'une molécule soit classée comme polluant oblige l'Etat à prendre à son encontre des mesures de protection. Or la pollution est un concept relativement flou dont il existe des définitions plus ou moins restrictives.

Le cas du CO₂ illustre bien cette ambiguïté : la plupart des classifications de polluants se basent sur des critères toxicologiques. Sous cet angle-ci le CO₂ ne peut être considéré comme un polluant, puisqu'il s'agit d'une molécule essentielle à la vie et qui n'est toxique qu'à des taux extrêmement élevés. Par contre, si l'on considère que les perturbations écologiques de grande ampleur comme le réchauffement climatique sont une forme de pollution atmosphérique, alors le CO₂ peut très clairement être défini comme un polluant. Il s'agit d'un enjeu de lutte majeur aux Etat-Unis où la Californie ainsi que neuf autres Etats sont en procès contre l'administration fédérale. Cette dernière s'oppose à l'instauration de réglementations supplémentaires contre le CO₂, sous prétexte que celui-ci ne serait pas un polluant⁶¹. Je retiendrai dans ce travail une définition incluant le CO₂ dans la catégorie des polluants atmosphériques, en me basant sur une définition de François Ramade, écologue français reconnu :

« la pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme le sous-produit de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects altérant les modalités de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers des ressources en produits agricoles, en eau et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les

⁶¹ C'est également cette argumentation qu'a utilisé le Président George W. Bush pour ne pas signer le protocole de Kyoto.

objets physiques qu'il détient, les possibilités récréatives du milieu ou encore en enlaidissant la nature » (Ramade, 2007)⁶²

Lorsqu'un individu émet des substances polluantes dans l'air, il utilise en fait la capacité de l'air *d'absorber et de diluer les émissions polluantes*. Mais cette forme d'usage altère la qualité de l'air et réduit en quelque sorte la quantité d'air sain disponible pour la respiration des êtres vivants. L'air est donc un bien **non-divisible**⁶³ : il y a une rivalité intrinsèque entre l'usage que font les pollueurs de l'air et le besoin naturel des êtres vivants de respirer un air suffisamment pur (Mariéthoz, Savary, 2004 : 37).

Cette rivalité d'usage est partiellement apaisée par le fait que la qualité de l'air peut se régénérer avec le temps. Il s'agit donc d'une ressource *renouvelable*. Il est toutefois extrêmement difficile de quantifier la capacité d'absorption de l'air ainsi que son pouvoir régénérant. De cette incertitude scientifique découle le fait que la définition légale des concentrations maximales de polluants autorisées dans l'atmosphère varient sensiblement d'un pays à l'autre.

En outre, et pour deux raisons principales, l'air est une ressource **non-exclusive**. Premièrement, et comme l'exprime lui-même Dales, l'air peut difficilement faire l'objet d'une appropriation privée :

« Air and water [...] seem to be owned in common because there is no alternative. There is no feasible way of separating a cubic yard, or an acre of water from other cubic yards or acres; [...] thus, it seems to be the physical characteristics of air and water, the fact that they are fluids and are naturally mobile over the face of the earth, that make it inevitable that they be owned in common. » (Dales, 1968 : 62).

Deuxièmement, pour des raisons de technique législative, l'air n'est pas une entité sur laquelle il est facile de créer des droits privatifs. Le cas de la Suisse permet d'illustrer pourquoi, selon le code civil de 1907, la propriété ne peut s'exercer que sur des *choses* (Nahrath, 2004 : 19). Or, une chose se définit selon les critères suivants :

- l'impersonnalité
- la matérialité
- la délimitation
- la soumission au droit (Mariéthoz, Savary, 2004 : 76).

L'air, de par son infinitude et son immatérialité, ne peut donc être, dans le droit suisse, considéré comme une *chose* et être approprié. Par conséquent, n'importe qui peut polluer l'air sans être limité légalement par les droits d'autrui.

Ainsi l'air, parce qu'il cumule les propriétés de non-divisibilité et de non-exclusivité, est, selon la définition de Elinor Ostrom, l'exemple type d'une *Common Pool Ressource*, soit une ressource qui, de par ses caractéristiques intrinsèques, est souvent gérée en régime de libre accès, avec tous les problèmes environnementaux que cela suppose⁶⁴.

Bien que les Etats aient imposé des mesures de protection de l'air depuis la fin du XIXème siècle, il faut attendre les années 1960 pour que les politiques publiques commencent à limiter réellement la pollution individuelle par le biais des modalités d'intervention réglementaires. L'action des politiques publiques a permis, dès lors, de pallier en quelque sorte les déficiences du droit privé en restreignant au travers du droit public les libertés d'usage de la ressource.

⁶² Néanmoins, je privilégie l'expression « droits d'émission » à celle de « droits de polluer » pour éviter ce type d'écueils.

⁶³ Cf. le chapitre sur les ressources naturelles dans la partie théorique sur l'économie institutionnelle.

⁶⁴ Cf. la section sur l'économie institutionnelle des ressources.

3.1.6. VLI/VLE : l'approche réglementaire des politiques de protection de l'air

Les objectifs des politiques de protection de l'air sont généralement définis et exprimés en termes d'*immissions*, qui correspondent à un jugement sur la qualité minimale (désirée) du milieu écologique concerné. Des valeurs limites d'immissions (VLI) des différents polluants affectant l'air sont définies sur la base de connaissances empiriques concernant les niveaux de pollution que peuvent supporter les humains, les animaux, les plantes et les écosystèmes.

La définition des VLI est un processus éminemment politique (Knoepfel, Nahrath, Savary, 2007 : 65). En effet, les VLI peuvent être définies de manière éco-centrée, c'est à dire que les concentrations maximales admises pour les substances concernées sont définies selon la tolérance des organismes les plus fragiles, ou de manière anthro-po-centrée, avec des valeurs correspondant au seuil de tolérance humain qui est en général beaucoup plus élevé que celui des écosystèmes⁶⁵. Ces objectifs sont généralement exprimés en terme de concentration maximale journalière ou annuelle pour une substance donnée.

Pour atteindre cet objectif, les politiques publiques emploient principalement des modalités d'intervention réglementaires. Il s'agit d'instruments policiers de type « ordres », « interdictions » et « contrôles », résumés dans la littérature sous le terme *command and control*. Depuis les années 60, il s'agit très souvent d'assigner à toutes les sources significatives de pollutions des *valeurs limites d'émissions* (VLE) pour les substances régulées. Les VLE sont des indices de performance qui limitent la quantité de pollution que peuvent produire les émetteurs en proportion de leur activité. Les VLE obligent ainsi les entreprises à limiter la masse de polluants produits par unité de temps, ou par masse de matières finies produites (Stavins, 1998 :2). Par contre, les VLE ne limitent pas la masse absolue de pollution produite par chaque source, puisqu'elles n'influent pas sur le volume de production des entreprises ou sur leur taux d'activité. Les VLE obligent simplement les entreprises à employer des techniques de production relativement propres⁶⁶. Les entreprises doivent ainsi répondre à des standards de qualité minimum pour pouvoir être homologuées et sont soumises à des contrôles plus ou moins fréquents. Si une entreprise n'est pas conforme avec les normes imposées par la politique, l'Etat peut aller jusqu'à ordonner sa fermeture.

Cette manière de faire s'éloigne des solutions coasiennes et pigouviennes du problème de la pollution. Bien que Pigou soit assez interventionniste, la solution qu'il préconise consiste à agir sur les **prix** par le biais d'une taxe étatique sur la pollution, puis de laisser les forces du marché modifier le comportement des pollueurs. Or les politiques de type *command and control* ne rendent pas la pollution payante, mais tentent de limiter directement la **quantité** de matière polluante produite.

Selon les économistes, l'intervention par les quantités aurait trois défauts principaux :

1. Les modalités d'intervention réglementaires entraîneraient des coûts largement inégaux entre les secteurs d'activités. En fait, plus les régulations touchent des secteurs qui ont déjà historiquement beaucoup contribué à l'effort de dépollution, plus les coûts de chaque mesure supplémentaire de dépollution seront élevés (Harribey, 1998 : 19). Robert Stavins avance notamment que les coûts engendrés par la régulation du SO_2 dans la région de Los Angeles varient sur un *ratio* de 1 à 22 (Stavins, 1998 : 2). Fondamentalement, il s'agit d'un problème d'information : l'Etat n'est pas assez renseigné sur les spécificités de chaque entreprise pour leur assigner des VLE cohérentes vis-à-vis de leurs capacités de réduction.

⁶⁵ Ce qui est en jeu ici, c'est la mission même de la politique environnementale, qui peut soit être de protéger l'homme contre la dégradation des écosystèmes, soit de protéger les écosystèmes des déprédations de l'homme. Ce choix philosophique n'est évidemment pas sans conséquence sur les *outcomes* de la politique.

⁶⁶ Dans certains cas, les modalités réglementaires imposent même l'utilisation de techniques ou de standards particuliers. On parle alors de standards techniques.

2. Il découle du premier argument que les coûts des politiques *command and control* seraient, globalement, inutilement élevés et que les instruments de régulation économiques permettraient d'atteindre les mêmes objectifs que les politiques *command and control*, mais à des coûts bien moindres.
3. Puisque polluer moins que ce que prescrivent les normes étatiques n'est aucunement synonyme de gain direct pour les entreprises, il existerait un effet de blocage inhérent à ce genre de mécanismes (Glachant, 2004 : 41). En effet, les politiques traditionnelles ne comportent aucune incitation à faire mieux que ce que demande l'Etat (Stritt, 1997 : 23). Ainsi, dépolluer au-delà de la norme peut même constituer un handicap puisque le prix de la production augmenterait⁶⁷ sans compensation publique. Au lieu d'être incitées à toujours dépolluer, les entreprises seraient même en quelque sorte poussées à cacher l'innovation de peur qu'elle ne mène à un durcissement des normes (Cole, Grossmann, 1999 : 910-911).

A l'opposé, par le biais de la taxe, le rôle de l'Etat se limite à instituer un environnement économique dans lequel polluer n'est plus rentable. C'est ensuite par le jeu du marché que les entreprises vont volontairement réduire leur pollution. Contrairement à l'Etat, qui ne dispose que d'informations et de ressources limitées, les forces du marché permettraient une allocation efficiente des ressources (Perman *et al.*, 1998 : 128). En outre, la taxe inciterait à poursuivre continuellement les efforts de réduction des émissions. Par opposition à l'effet de blocage induit par la norme, l'usage d'un système de taxe récompense monétairement les entreprises qui diminuent le plus leur pollution. Il y a donc une stimulation à innover continuellement en matière de technologies de dépollution, en plus d'une application du principe du pollueur-payeur.

Par ailleurs, et contrairement aux propositions de Coase, les politiques publiques de protection de l'air n'ont pas introduit de droits de propriété privés sur l'air. En régulant les usages de l'air des pollueurs, ces politiques ont cependant modifié la situation de libre accès dans laquelle se trouvait la ressource. Selon le juriste Daniel H. Cole, l'air n'est plus en situation de libre accès du moment que l'Etat formule des politiques de protection contraignantes :

« {...} When the state regulates air pollution, it imposes a system of rights (often implicit) and duties (usually express) with respect to the atmosphere {...}. A resource cannot be at once "open access" (non property) and the subject of property "rights". "Open access" signifies the utter absence of rights or duties with respect to the resource » (Cole, 1999:107).

⁶⁷ L'installation d'équipement anti-pollution étant en général très coûteux.

Tableau 6 : Comparaison entre le régime de propriété résultant des politiques réglementaires et les idéaux types de la propriété étatique et du libre accès

	Libre accès (absence de propriété)	Régime de propriété en vigueur sur l'air sous régulation de type <i>command and control</i>	Propriété étatique
Titre de propriété exclusif appartenant à	Tout le monde et personne.	Formellement personne. Contrôle de l'Etat (ou de toute autre collectivité publique) qui régule les droits d'usage de la ressource. Droits informels des entreprises de polluer l'air (VLE)	Autorités locales, autorités régionales, Etat central ou fédéral.
Exclusion des non-propriétaires	Non.	Non	Non.
Contrôle de l'accès	Non.	Accès ouvert à tous, mais possibilité pour l'Etat de retirer des permis d'exploiter (procédure d'homologation) en cas de non-conformité avec la réglementation	Etat.
Processus de prise de décision dans le régime	Non.	Administration, gouvernement, instances étatiques	Gouvernement, administration, agences de l'Etat.
Cause de dégradation de la ressource	Absence complète de règles. Aucune incitation à produire des biens publics.	Manque de contrôle administratif sur le comportement des utilisateurs légaux de la ressource. Faiblesse de l'Etat face aux pressions exercées par les utilisateurs de la ressource. Incapacité à produire des règles permettant de garantir un usage durable de la ressource.	Manque de contrôle administratif sur le comportement des utilisateurs légaux de la ressource. Faiblesse de l'Etat face aux pressions exercées par les utilisateurs de la ressource. Incapacité à produire des règles permettant de garantir un usage durable de la ressource.

Bien que l'application de réglementations *command and control* induise des changements importants par rapport au régime de libre accès, il ne s'agit en aucun cas d'un régime de propriété étatique (cf. tableau 6). Les politiques de type *command and control* ne créent pas à proprement parler de titres de propriété sur l'air. L'Etat n'est pas le propriétaire officiel de la ressource, il n'a pas le pouvoir d'empêcher une entreprise de polluer l'air (tout un chacun peut librement polluer du moment qu'il respecte les standards de qualité en vigueur)⁶⁸. A cet égard, si les VLE constituent une obligation de respecter des normes de performance environnementale, ils s'accompagnent de facto d'un droit implicite : celui de polluer jusqu'au point limite que fixe la norme (Mariéthoz, Savary : 2004, 88-89). A vrai dire, les VLE peuvent être analysées comme une reconnaissance, dans le droit public, du droit acquis et historique des entreprises de polluer l'air. L'air reste donc sous

⁶⁸ Ces politiques se sont d'ailleurs souvent limitées à réguler les sources de pollution fixes (entreprises), les sources mobiles (véhicules), mais n'ont généralement pas ciblé les ménages, qui sont également une source importante de pollution.

ce type de régulation une ressource non-exclusive. On peut dès lors qualifier ce régime de : *régime de propriété étatique lacunaire et incomplètement établi*.

Cet état de fait n'est pas sans conséquence sur l'efficacité environnementale des politiques de type *command and control*. En cas de croissance économique, ces politiques ne peuvent empêcher les émissions de croître globalement dans une zone donnée pour au moins deux raisons. D'une part, puisque toute nouvelle entreprise a automatiquement le droit de polluer jusqu'à concurrence des VLE, le niveau global de pollution croît avec le nombre de nouvelles entreprises. D'autre part, puisque toute entreprise peut librement intensifier sa production ou son taux d'activité, tant que le rapport $\frac{\text{masse de polluant}}{\text{masse de produits finis}}$ est respecté, les politiques réglementaires ne peuvent garantir que les objectifs initiaux de la politique soient atteints à moins de durcir continuellement les standards environnementaux. C'est donc l'hypothèse d'intervention même de l'instrument qui semble inadéquate, puisque même si toutes les sources de pollution respectent les normes de pollution, les valeurs limites d'immission peuvent être dépassées⁶⁹. Il y a donc inadéquation entre l'objectif des politiques environnementales : le respect de VLI et leur mode d'intervention habituel : l'imposition de VLE (Knoepfel, Nahrath, Savary, 2007 : 67).

Ce que John Dales propose ainsi en 1968 est un moyen d'intervention alternatif, basé sur la théorie des droits de propriété de Coase, qui évite en partie les écueils mentionnés ci-dessus.

3.1.7. John Dales et le droit de polluer

Selon Dales, le problème des régulations *command and control* est qu'elles ne modifient pas fondamentalement la situation de libre-accès dans laquelle se trouve l'air et elles ne peuvent donc, pour cette raison, réguler efficacement la ressource (cf. Dales, 1968 : 93).

Comme l'air est un bien dont on ne peut limiter l'accès physique, et que l'on peut difficilement le considérer comme une chose, il est impossible de créer des droits de propriété sur cette ressource en tant que telle⁷⁰. Toutefois Dales propose - pour l'eau, mais c'est également applicable à l'air- de créer des droits portant uniquement sur certains usages de la ressource. L'idée de Dales est simple : on ne peut attribuer des droits exclusifs sur l'usage direct de l'air, puisque l'on est dans l'impossibilité technique de quantifier ou de limiter *ce qui est pris* (l'accès) de l'air⁷¹. On peut en revanche renverser le problème et créer des droits de propriété sur *ce qui est émis* dans l'air : les émissions polluantes.

Puisque la capacité de l'air à absorber la pollution est plus ou moins quantifiable⁷², Dales propose de créer des *droits de polluer* ou *droits d'émission* en nombre limité qui donneraient à leurs détenteurs le droit d'utiliser une part clairement définie de cette capacité. Ce droit de polluer serait, contrairement à l'air en tant que ressource, un bien clairement exclusif et appropriable. Ces droits de polluer sont ainsi des titres légaux formels et la pollution devient, par leur entremise, un droit officiellement reconnu à leur détenteur⁷³. Ces titres sont créés et attribués par l'Etat et sont distribués aux entreprises selon des modalités variables. Comme tout autre titre de propriété, ces droits sont transférables et il y a donc possibilité qu'un marché de droits d'émission se forme.

⁶⁹ On pourrait formuler l'hypothèse d'intervention des VLE de la manière suivante : si l'on veut maintenir la concentration de polluants dans l'atmosphère au niveau souhaité, alors il faut que chaque source individuelle de pollution respecte des normes de qualité adéquates.

⁷⁰ Cf. chapitre 3.1.6

⁷¹ Toute limitation est impossible quelle que soit la finalité de l'usage que l'on cherche à empêcher. Techniquement, on ne peut s'approprier l'air de son jardin et empêcher son voisin de le respirer, comme on ne peut non plus chiffrer et limiter la quantité d'air qu'utilise une industrie pour ses activités.

⁷² Les VLI sont une estimation de cette quantité.

⁷³ Le statut exact de ce droit sera analysé plus loin.

Lorsque celui-ci est concurrentiel il permettrait, conformément à la théorie économique, d'assurer une allocation efficiente des ressources.

L'idée du droit de polluer a soulevé chez de nombreux penseurs et écologistes de solides oppositions éthiques contre ce qui est vu comme une privatisation de l'air au profit des pollueurs⁷⁴. Or, comme je l'ai expliqué au préalable, même en l'absence de titres de propriété, les pollueurs ont un droit *de facto* de polluer l'atmosphère. Au contraire et c'est ce que j'arguerai, l'officialisation d'un droit de polluer permet à l'Etat de réguler plus efficacement la ressource.

Appliqué dans les politiques de protection de l'air, le fonctionnement des marchés de droits d'émission reste fort complexe. Je tâcherai de présenter dans la section suivante leur principe de fonctionnement théorique.

3.2. Le système des crédits

Le concept développé par Dales a été, décliné sous deux formes principales dans les politiques publiques de protection de l'air: les *systèmes de crédits* et les *systèmes de permis*.

Historiquement, les premiers marchés de droits d'émission employés dans les politiques de protection de l'air étaient des schèmes de crédits, notamment l'*Offset Policy* lancée par l'EPA en 1976, puis le *Lead Phaseout Program* en 1982 (programme d'élimination du plomb dans les carburants) (Harrison, 1999, 25-28).

Le contexte dans lequel ces premières expériences se sont déroulées est assez particulier. Il s'agissait ainsi dans le cadre de l'*Offset Policy* de renforcer la politique du *Clean Air Act* dans les régions où les standards ambiants de qualité de l'air étaient régulièrement dépassés. Parce que le principe même du marché de droits d'émission soulevait de nombreuses oppositions parmi les défenseurs de l'environnement et que les acteurs politico-administratifs redoutaient eux-mêmes les conséquences environnementales qu'ils pouvaient entraîner, les premiers marchés de droits d'émission sont restés en fin de compte très proches des régulations traditionnelles (Hahn, Hester, 1989 :16). Entre les bienfaits théoriques des marchés de droits d'émission et les applications pratiques de ce moyen d'intervention dans les politiques environnementales, il subsiste des différences importantes que je tâcherai de montrer. J'illustrerai tout d'abord dans cette section le fonctionnement théorique des marchés de droits à polluer et montrerai en des termes généraux leurs effets économiques et environnementaux ainsi que leurs impacts en termes de droits de propriété.

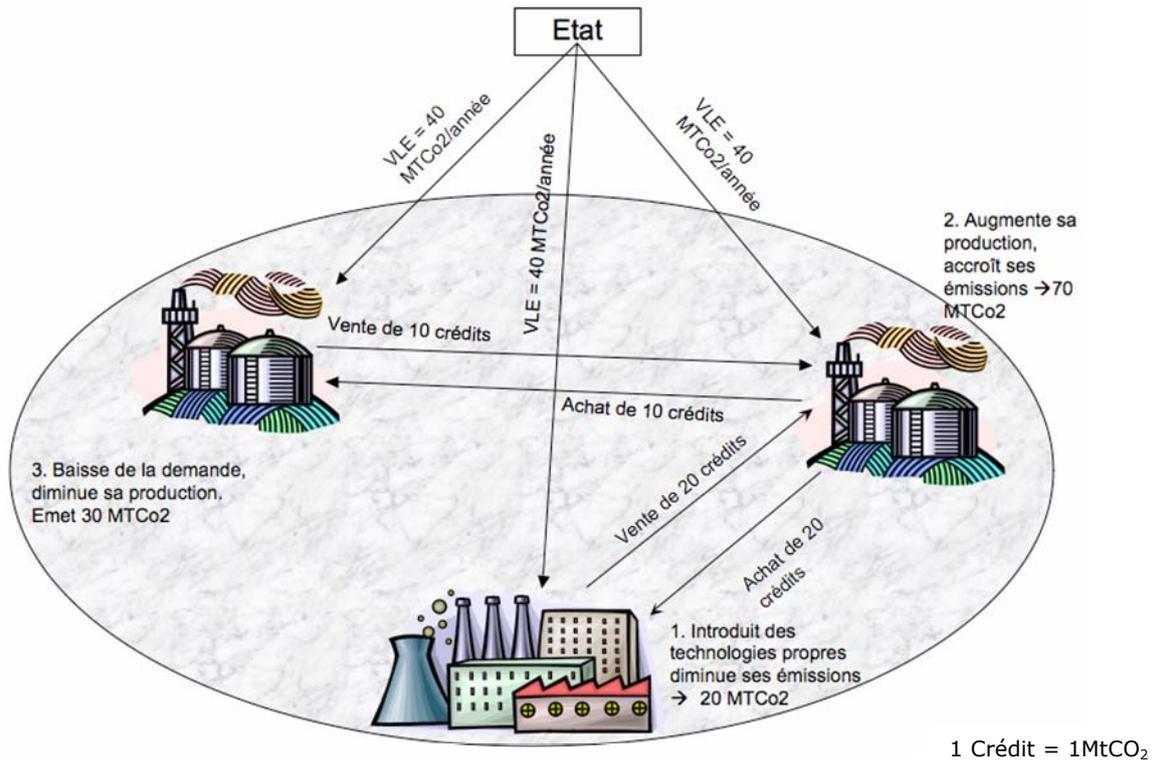
3.2.1. Fonctionnement d'un marché de crédits échangeables

L'objectif d'une politique basée sur un marché de crédits reste inchangé par rapport aux politiques traditionnelles : il s'agit de garantir que les principaux polluants atmosphériques ne dépassent pas les concentrations limites fixées légalement (VLI).

Le système de *crédits* se base en principe sur la réglementation déjà existante. Il permettrait, dans la perspective des économistes, de résoudre les problèmes d'efficience que posent les mécanismes d'intervention réglementaires. Il fonctionne de la manière suivante :

⁷⁴ Cf. notamment : Sinai, 2000

Figure 6 : le marché de crédits⁷⁵



Dans un premier temps, les VLE sont traduites en masse absolue de polluants⁷⁶. Cette masse représente ainsi la référence à partir de laquelle les crédits seront calculés. Cette référence, communément appelée « *baseline* », correspond en fait à un quota annuel d'émission qui est attribué à toute entreprise existante.

Le système des crédits maintient ainsi dans une large mesure la logique d'intervention primant dans le cadre des politiques réglementaires, à savoir : limiter les émissions de chaque source individuelle, afin de ne pas dépasser les concentrations limites de polluants dans l'atmosphère. Lorsqu'une entreprise réduit durablement ses émissions au-dessous de la *baseline*, elle peut faire certifier cette diminution par l'Etat, qui lui accorde alors des crédits à polluer.

Conformément à l'optique de Dales, les crédits sont une forme de droits de propriété s'appliquant à la pollution. Le crédit peut ainsi être défini comme : *un droit d'émettre une quantité de polluants, qui correspond à une part inutilisée du droit d'émettre conféré par la baseline*⁷⁷.

Par conséquent, l'existence du crédit, droit d'émission transférable, mène à la formation d'un marché où les entreprises peuvent acheter et vendre leurs droits de polluer. Par le truchement du crédit la pollution, qui est en temps normal gratuite, est internalisée dans l'économie marchande, et se voit attribuer un prix.

Sur un tel marché, trois grandes stratégies s'offrent aux entreprises (cf. figure 6) :

⁷⁵ La figure 6 schématise un marché de crédits pour le CO₂. La bulle symbolise le marché, dont les conditions cadres ont été établies par l'Etat. Les entreprises appartiennent toutes au même secteur et produisent une quantité équivalente de produits finis.

⁷⁶ Selon un calcul *indice de performance* × *volume de production*.

⁷⁷ La spécificité des crédits en tant que droits est qu'ils ne peuvent exister qu'en parallèle avec une autre forme de droits, en l'occurrence les VLE. Les crédits s'écartent ainsi des propositions de Dales sur les droits de propriété.

- L'entreprise 1 peut écologiser sa chaîne de production sans dépenses majeures. Elle investit dans les équipements nécessaires et diminue ses émissions de 20Mt / année. Elle peut donc vendre sur le marché une part de son droit de polluer qu'elle n'utilise pas, sous la forme de crédits.
- L'entreprise 2, par contre, désire augmenter sa production pour répondre à une demande croissante de ses produits. Ses émissions de Co₂ croissent de 30Mt sur l'année. Investir dans des technologies dépolluantes lui coûterait trop cher. Elle achète donc l'équivalent de 30Mt de Co₂ en crédits afin de compenser ses excès d'émissions.
- Enfin l'entreprise 3, dans une période de faible demande, diminue son taux d'activité. Elle ferme des unités de production, ce qui lui permet de diminuer ses émissions de Co₂ de 10Mt. Elle vend donc sur le marché, l'équivalent de 10Mt de Co₂, qui lui rapporte un bénéfice substantiel⁷⁸.

Le crédit joue donc plusieurs rôles :

- il s'apparente à une forme de compensation monétaire, qui récompense les entreprises ayant dépassé leurs obligations en matière de réduction de la pollution. En effet, puisque les crédits ont une valeur monétaire, leur vente sur le marché permet à l'entreprise ayant beaucoup investi dans les technologies de dépollution de recevoir une compensation financière⁷⁹. Il incite donc les entreprises à réduire constamment leurs émissions polluantes.
- La deuxième fonction du crédit est d'autoriser les entreprises, pour qui une réduction pure et simple des émissions polluantes semble trop coûteuse, à acheter des crédits en lieu et place d'une réduction réelle des émissions. Le crédit assouplit donc largement les contraintes légales qu'imposent le système des VLE.

Les crédits (et les certificats en général) ne sont valables en tant normal que pour un seul polluant. En effet, les impacts de chaque polluant sur l'environnement étant différents, il est difficile de pouvoir exprimer leurs effets à l'aide d'une mesure commune (Stritt, 1997 :17). Ce qui implique que lorsque un programme politique cherche à réguler plusieurs polluants, un type de certificat est créé par polluant et ils sont échangés sur des marchés séparés⁸⁰.

Le nombre de crédits disponibles sur le marché est inconnu à l'avance et va dépendre des stratégies de réduction de la pollution des entreprises (Steenberghe, 1999 : 38). Le dynamisme du marché dépend ainsi en premier lieu de la volonté des entreprises de réduire leur pollution au-dessous des normes et de l'étendue des *coûts de transaction*⁸¹.

Le rôle de l'Etat par rapport au marché est assez ambigu. D'un côté, pour atteindre l'objectif de l'efficacité économique, l'Etat devrait réduire au minimum les coûts de transaction, notamment en mettant en place les conditions les plus favorables possibles à l'échange et en favorisant le développement d'institutions où acheteurs et vendeurs

⁷⁸ On peut même parler de quatre stratégies puisque les entreprises peuvent simplement se conformer strictement aux objectifs assignés et rester ainsi totalement indépendantes du marché.

⁷⁹ Les crédits peuvent également dans certains cas être conservés pour un usage futur (*banking*).

⁸⁰ Les marchés de droits d'émission implémentés pour lutter contre les gaz à effets de serre représentent une exception notable à ce propos. En effet, Le protocole de Kyoto, par exemple, régule six gaz à effets de serre différents (il s'agit des CO₂, CH₄, N₂O, HFCs, PFCs et SF₆) à travers le même certificat. Il est dans ce cas possible que le même certificat soit valide pour plusieurs éléments, puisque l'on cherche à limiter l'effet de serre, et non pas l'action polluante à proprement parler de ces éléments. Dans ce cas de figure, il a été possible d'exprimer les effets des six sortes d'émissions en « Co₂ équivalents » à travers un seul certificat (Steenberghe, 1999 : 5).

⁸¹ Des coûts de transactions sont engendrés lors de tout transfert de droits. Il s'agit notamment des coûts résultant de la recherche d'un partenaire, par la recherche d'information et par les négociations entre les parties. Cf. notamment (Menard C., 2006, « Coûts de transaction » in *Encyclopédie Universalis*, www.universalis.fr).

peuvent se rencontrer (courtiers, bourse aux échanges). D'un autre côté, l'échange de droits de polluer peut potentiellement avoir des effets néfastes sur l'environnement (Drury *et al.* : 251-258). Afin d'éviter les problèmes de *hot spots*⁸², il se peut que l'Etat doive limiter les échanges ou retirer du marché un certain nombre de crédits. La question de savoir dans quelle mesure le marché à polluer doit être régulé reste ainsi un des principaux points de contentieux dans l'élaboration de ces politiques.

Un autre aspect très important dans la définition d'un schème de marché est le traitement des nouvelles sources de pollution. Les politiques de marchés de crédits consacrent habituellement le droit acquis des entreprises de polluer l'air, puisque toute entreprise existante avant l'instauration de la politique se voit automatiquement attribuer le droit de polluer jusqu'à l'occurrence de la *baseline*. Par contre, il n'en va pas forcément de même en ce qui concerne les nouvelles entreprises désireuses de s'implanter dans une zone régulée par un marché de crédit⁸³. En effet, il existe à leur encontre deux possibilités. Soit les nouvelles entreprises sont traitées de façon totalement analogue avec les entreprises existantes (attribution automatique d'une *baseline*), soit elles doivent, afin de pouvoir se mettre en activité, acheter au préalable assez de crédits sur le marché pour couvrir entièrement leur futur pollution annuelle. Cette différence dans le traitement des nouvelles entreprises, bien qu'elle puisse paraître anodine, a une influence centrale sur l'impact environnemental de l'instrument.

3.2.2. Les impacts économiques d'un système de crédits

Alors que les politiques traditionnelles agissent uniquement sur les quantités de pollution légalement autorisées, le marché de crédit influe également sur les prix (Muller, 1999 :1). Les principaux changements qu'introduit ce système par rapport aux régulations réglementaires sont ainsi d'ordre économique.

L'introduction d'un droit de polluer transférable modifie de fait l'environnement économique des pollueurs et donc leur comportement vis-à-vis de la pollution. Par le biais du crédit, l'Etat attribue en quelque sorte une valeur monétaire à l'air, puisque le fait d'éviter de dégrader sa qualité octroie « un bonus » aux entreprises concernées. Le crédit permet ainsi d'intégrer la pollution dans le marché. Celle-ci est désormais prise en compte dans les calculs des entreprises, qui devraient théoriquement la considérer comme un facteur de production (Glachant, 2004 : 11-17). Sous un système de crédits, parce que réduire sa pollution au-dessous des normes légales permet à une entreprise de gagner de l'argent, et qu'inversement polluer au-delà de cette norme peut coûter cher, les entreprises seraient incitées à constamment réduire leur pollution (Stavins, 1998 : 2).

Plus précisément, les entreprises, sur un tel marché, sont incitées à mener une stratégie d'achats de crédits à polluer lorsque cette solution est plus rentable que d'introduire des technologies vertes ou de réduire leur volume de production. Inversement, les entreprises vont mener une stratégie de vente de crédits lorsque diminuer leurs émissions polluantes revient moins cher que d'acheter une quantité équivalente de crédits. Une 3^{ème} stratégie que l'on pourrait qualifier « d'opportuniste » s'offre aux entreprises qui, pour des raisons totalement externes à la protection de l'environnement, ont intérêt à diminuer leur production, voire à cesser l'exploitation d'une fabrique. En effet, toute diminution de la production qui entraîne également une diminution de la masse des émissions, octroie des crédits aux entreprises concernées (Harrison, 1999 :28).

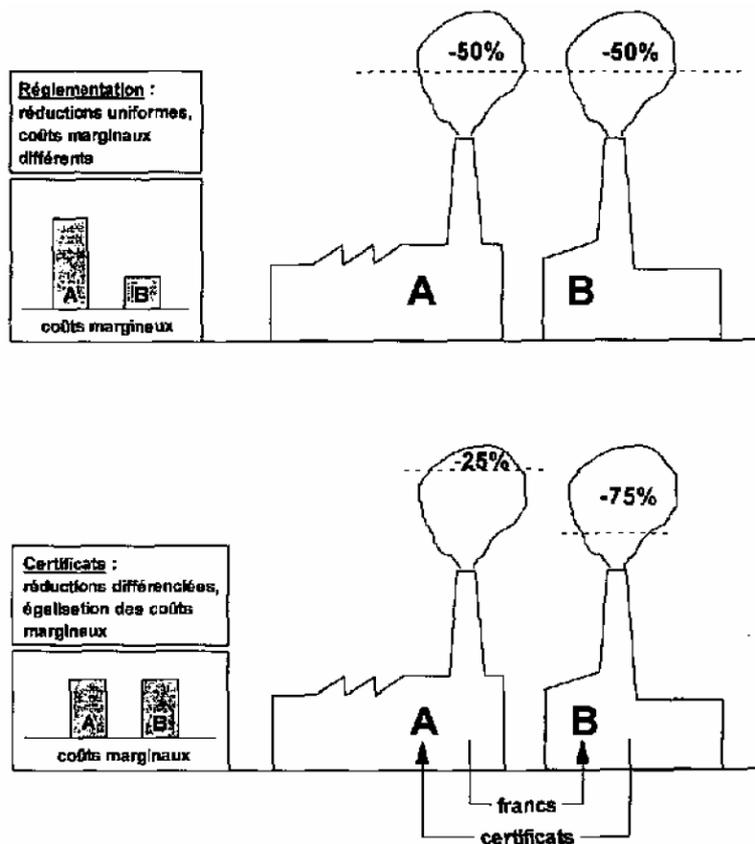
La possibilité de transférer des crédits influe donc sur le comportement des pollueurs et modifie profondément les impacts économiques des régulations traditionnelles. En effet, après l'attribution annuelle de *baseline* par l'Etat, les entreprises se réallouent par le transfert de crédits les objectifs de dépollution initialement distribués. Parce que les

⁸² Accumulation locale ou régionale de polluants. Je développerai cette problématique dans le dernier chapitre.

⁸³ Parfois les modifications structurelles importantes d'installations déjà existantes peuvent également être considérées comme une « nouvelle installation ».

entreprises cherchent avant tout à réduire leurs coûts et qu'elles sont en théorie parfaitement informées du prix de la pollution, la logique du marché produirait au final le déplacement de l'effort de dépollution vers les sources pour qui l'assainissement est le moins onéreux (Stritt, 1997 : 20). La réallocation des objectifs de dépollution par le marché serait ainsi un processus bien plus efficient que l'attribution de normes de performance uniformes par l'Etat.

Figure 7 : Objectif de réduire la pollution de 50% : comparaison entre mode d'action classique et marchés de droits d'émission



source : Stritt, 1997 : 13

Concrètement, et comme l'illustre la figure 7 (partie du haut), à objectif environnemental égal, les politiques réglementaires fixent des standards de dépollution uniformes pour chaque entreprise d'un même secteur, alors que les coûts d'une telle réduction varient, eux, largement. Le marché de crédits (en dessous) inverse cette relation. Par le biais de l'échange, les coûts de chaque entreprise tendent à s'égaliser, alors que leur performance environnementale varie. Pour de nombreux économistes, comme Marc Alain Stritt, les deux solutions sont équivalentes au niveau de l'efficacité écologique. Par contre, la solution des marchés de droits permettrait de larges économies⁸⁴ (Stritt, 1997 : 10). C'est pourquoi le système de crédits serait d'un point de vue théorique plus efficient que les réglementations traditionnelles.

Cependant, dans la pratique, pour qu'un système de crédits produise cet effet, il faudrait que le marché se rapproche des conditions de la concurrencialité, c'est à dire :

⁸⁴ Voir aussi Zylics, 1994 : 14

- Qu'il n'y ait pas sur le marché d'acheteurs ou de vendeurs de crédits qui seraient, de par leur position de force, capables d'influer directement sur le prix des permis ou pire de disposer d'une position de monopole sur le marché.
- Les coûts de transaction doivent être peu élevés.
- La valeur des crédits doit être une information transparente (Steenberghe, 1999 : 22).

Dans la réalité, un marché de crédits répond rarement à ces impératifs. Il ne va pas de soi qu'un marché de crédits produise systématiquement des gains économiques par rapport à une politique *command and control* (Cole, Grossmann, 1999). L'efficacité économique des marchés de crédits dépend d'un certain nombre de variables institutionnelles qui seront détaillées dans le dernier chapitre de ce mémoire. On peut toutefois déjà affirmer que :

- Pour éviter l'apparition d'acteurs monopolistiques, le nombre de participants doit impérativement être élevé. On verra que cette condition n'est pas automatiquement satisfaite dans les schèmes de crédits. De plus, les gains d'un système de *crédits* provenant des échanges, ceux-ci doivent impérativement être intensifs pour produire de réels bénéfices. Or, dans bien des cas, l'intensité des échanges de crédits se font au détriment de l'efficacité environnementale de l'instrument.
- Le prix des crédits est rarement transparent. Il dépend largement des stratégies des entreprises. Si toutes les entreprises choisissent d'investir dans les technologies environnementales et mènent des stratégies de vente de crédits, le prix de ces derniers s'effondrerait. Or de tels comportements sont difficiles à prévoir, rendant incertaine la valeur d'un crédit sur le marché.
- Pour que les acteurs aient confiance dans le crédit et que les coûts de transaction soient faibles, il est nécessaire que la qualité du droit de propriété échangé soit élevée. Comme l'affirme Daniel H. Cole :

« The less secure property rights are, the less likely potential buyer will be to invest in them {...} completely insecure rights would have a market value approximating zero, at which price the market would simply disappear » (Cole, 1999 : 114).

La qualité du droit conféré par le crédit conditionne ainsi la possibilité même qu'un marché d'émissions s'établisse. Comme je l'ai montré précédemment, les droits de propriété jouent également un rôle crucial dans la préservation des ressources naturelles. Les questions du statut juridique exact du crédit, ainsi que de l'impact de son introduction sur le régime de propriété en vigueur sur l'air⁸⁵, revêtent donc une grande importance pour expliquer les effets de l'instrument.

3.2.3. Impacts d'un système de crédits sur les droits de propriété

J'ai montré dans la section 3.1.6 que le système des VLE accorde *de facto* un droit de polluer aux entreprises, alors qu'il n'est fait aucune mention explicite d'un tel droit dans les textes législatifs. Il règne donc dans ce type de juridiction un certain flou autour de la notion de pollution (Mariéthoz, Savary, 2004 : 88-91).

Les systèmes de crédits échangeables précisent la nature du droit de polluer. Par le truchement du crédit, le droit de polluer de chaque entreprise devient en effet beaucoup plus explicite :

⁸⁵ Comme il a déjà été précisé dans une section précédente, il n'y a pas de droits de propriété qui puissent s'exercer sur l'air, mais seulement sur certains biens et services tirés de cette ressource. J'utiliserai néanmoins dans un souci de lisibilité l'expression « droits de propriété sur l'air » ou « régime de propriété sur l'air » à propos des droits créés sur l'usage de l'air comme réceptacle de la pollution.

Tableau 7 : Système de crédits : caractéristiques des droits de propriété⁸⁶

Droit(s) associés :	Droit d'émettre une quantité brute de polluants, correspondant au calcul (VLE × volume de production) plus l'addition d'éventuels crédits.
Obligation(s) liée(s):	Obligation de limiter l'émission de polluant à hauteur des VLE ou d'acheter des crédits pour compenser la pollution excédentaire.
L'exclusivité	Les crédits tout comme les VLE sont, au sens formel, des droits exclusifs : droits et obligations qui en découlent ne s'adressent qu'à une seule entité.
Transférabilité	Les VLE sont transférables par le biais des crédits. Toutefois il ne peut y avoir de ventes de crédits que si l'obligation initiale introduite par les VLE est satisfaite. ⁸⁷
Divisibilité	Les crédits représentant une masse de polluants sont divisibles en sous-unités.
Durée	Au minimum un an. L'Etat peut en tout temps annuler la validité du titre s'il le juge nécessaire
« Applicabilité » (Enforceability)	Les crédits ne constituent pas des droits de propriété complets (Full property rights). Ils se rapprochent plus d'un droit de disposition accordé par l'Etat. De plus, ils sont révocables sans compensation.
Universalité	Le système de crédits ne permet pas l'appropriation exclusive du droit de polluer l'air, puisque toute entreprise obtient ce droit automatiquement.
Qualité du titre	« Faible ».

La question qui se pose est de savoir dans quelle mesure les crédits constituent des droits de propriété à part entière. C'est la question de l'applicabilité qui permet en grande partie d'y répondre. En effet, le certificat octroie à son détenteur tous les attributs d'un droit privé *vis-à-vis d'autrui* (Gehring, Streck, 2005 : 5). Il constitue ainsi un titre formel, que le possédant peut échanger (droit de disposition) ou consommer (droit d'usage). Le crédit est un droit totalement exclusif, dont l'Etat garantit la jouissance en protégeant le détenteur des interférences d'autrui (Cole, 1999 : 114)⁸⁸.

Le paradoxe des crédits de pollution est que bien qu'ils soient porteurs de certains attributs de la propriété privée, ils ne constituent absolument pas des droits de propriété *vis-à-vis de l'Etat*. Celui-ci s'est ainsi gardé la prérogative de pouvoir les retirer du marché unilatéralement et sans compensation (Gehring, Streck, 2005 : 5). Cette préoccupation répondait en fait aux oppositions éthiques des environnementalistes qui craignaient que la pollution ne devienne un bien privé dont les entreprises seraient l'unique propriétaire. Les crédits ne donnent pas un droit inaliénable de polluer mais restent soumis à l'autorité publique. Catherine Boucquey propose de ce fait de les considérer non pas comme des droits de propriété, mais comme :

« un droit public créé par l'Etat et octroyé à un citoyen, et sujet à des limitations relatives à sa portée, ses conditions d'utilisation, sa durée et sa transférabilité. » (Boucquey, 1999 : 37).

Suivant la terminologie présentée dans la partie théorique, **les crédits correspondraient donc à un droit de disposition accordé par l'Etat aux entreprises.**

⁸⁶ Un système de crédits sous-entend l'usage conjoint des deux formes de droits que constituent VLE et crédits. Leur analyse est difficilement séparable.

⁸⁷ Une entreprise ne peut vendre des crédits que si elle pollue moins que ce que lui autorise la *baseline*

⁸⁸ Cole explique notamment que des procès sur des violations de droits accordés par les permis ont déjà eu lieu aux Etats-Unis (Cole, 1999 : 114).

La qualité de ce droit de disposition reste de plus assez faible. En effet, malgré l'introduction du crédit, le droit à la pollution reste un bien non-exclusif, puisqu'il est normalement attribué à chaque entreprise par le biais de la *baseline*. La capacité de l'air à absorber des polluants reste donc, sous un schème de crédits, un « bien sans maître ». D'autre part, puisque la durée de validité du crédit ainsi que sa valeur sont maintenues sous ingérence du législateur, le crédit reste un titre relativement peu sûr (Hahn, Hester, 1989 : 15). Enfin, sous un tel système, les droits de polluer ne sont pas complètement transférables. En effet, les VLE se doivent d'être respectées pour que des échanges de crédits puissent se produire. Par conséquent, le crédit reste limité dans sa capacité à stimuler l'échange.

Une question reste ouverte, celle de savoir dans quelle mesure l'introduction d'un droit de disposition sur la pollution, à travers le crédit, modifie le régime de propriété normalement en vigueur sur l'air :

Tableau 8 : Comparaison entre le régime de propriété en vigueur sous les régulations de type *command and control* avec celui instauré par un marché de crédits

	Régime de propriété en vigueur sur l'air sous régulation de type <i>command and control</i>	Régime de propriété sur l'air sous système de <i>crédits</i>
Titre de propriété exclusif appartenant à	Formellement, personne. Contrôle de l'Etat, qui régule les droits d'usage de la ressource. Droits informels des entreprises de polluer l'air (VLE).	Formellement, personne. Contrôle de l'Etat, qui régule les droits d'usage et de disposition de la ressource. Droits informels des entreprises existantes de polluer l'air (VLE). Droits de disposition sur l'air, des entreprises ayant satisfait leurs obligations légales de dépollution (crédits).
Exclusion des non-proprétaires	Non.	Toute entreprise déjà existante devient titulaire de droits de disposition. Les nouvelles entreprises, qui n'ont pas historiquement acquis de droits sur l'air et qui ne possèdent pas de crédits peuvent être, dans certains cas, exclus de l'accès à la ressource ⁸⁹ .
Contrôle de l'accès	Accès ouvert à tous, mais possibilité pour l'Etat de retirer des permis d'exploiter en cas de non-conformité avec la réglementation.	Accès ouvert à toutes les entreprises déjà existantes. Mais possibilité pour l'Etat de retirer des droits de polluer du marché. Possibilité également, dans certains cas, de limiter l'accès au droit de polluer des nouvelles entreprises
Processus de prise de décision dans le régime	Administration, gouvernement, agences de l'Etat.	Administration, gouvernement, agences de l'Etat, entreprises.
Cause de dégradation de la ressource	Manque de contrôle administratif sur le comportement des utilisateurs légaux de la ressource. Faiblesse de l'Etat face aux pressions exercées par les utilisateurs de la ressource. Incapacité à produire des règles permettant de garantir un usage durable de la ressource.	Manque de contrôle administratif sur le comportement des utilisateurs légaux de la ressource. Faiblesse de l'Etat face aux pressions exercées par les utilisateurs de la ressource. Incapacité à produire des règles permettant de garantir un usage durable de la ressource. Création de crédits en nombre excédentaire. L'échange peut mener à une concentration des permis à polluer dans une même zone géographique : risques de pollutions locales de la ressource.

Selon Daniel H. Cole, l'introduction de certificats échangeables transformerait le régime de propriété en vigueur sous les régulations *command and control* en un mélange entre propriété publique et privée (Cole, 1999 : 114). En effet, les entreprises reçoivent des droits de disposition sur l'air (les crédits) qui s'apparentent à des droits privés. Parallèlement à cela, le système du marché de crédits accroît également les prérogatives de l'Etat. En effet, l'Etat étend son droit de contrôle sur la ressource,

⁸⁹ Ce fut notamment le cas de l'*Offset Policy* que je présenterai plus loin.

puisqu'il peut, dans le cas où les standards de qualité de l'air (VLI) sont dépassés, abroger les crédits des entreprises sans compensation. De plus, dans les très rares cas où les entreprises sont obligées d'acheter suffisamment de crédits avant de pouvoir lancer leurs activités, l'Etat restreint l'accès à la ressource aux seuls détenteurs de droits de disposition sur l'air (les entreprises déjà existantes) et exclut les non-possédants (les nouvelles entreprises). L'Etat exerce donc un contrôle accru sur l'accès à la ressource. Il s'agit dès lors d'un pas supplémentaire en direction d'un régime de propriété publique sur l'air, qui n'améliore toutefois pas forcément les résultats environnementaux des politiques de type *command and control*.

3.2.4. Les impacts du système de crédits sur l'environnement

Dans la pratique, les impacts réels des marchés de droits d'émission sur l'environnement restent peu étudiés. En effet, la majeure partie des études sur la question ont été menées par des économistes, qui ont avant tout focalisé leurs analyses sur les effets économiques des marchés. L'efficacité environnementale des marchés de certificats n'a été analysée que sur la base de données agrégées, en ignorant l'impact local que pourrait avoir l'échange de certificats. Dans le cas précis des crédits, il n'y a, à l'heure actuelle, aucune étude précise de leurs impacts locaux (Johnstone, Tietenberg, 2004 : 24).

Cette situation est assez étonnante, car, d'un point de vue théorique, il a été montré depuis longtemps que l'échange, parce qu'il permet à des entreprises d'acheter des certificats en lieu et place d'effectuer des réductions concrètes de leurs émissions, peut mener à des pollutions locales. Il s'agit de toute la problématique des *hots spots*. (Atkinson, Tietenberg, 1987 : 370- 371).⁹⁰

Le système des crédits souffre fondamentalement des mêmes défauts que les réglementations traditionnelles. En restant dans une logique de limitation des émissions individuelles, les marchés de crédits ne peuvent empêcher que l'accroissement de la productivité ou l'installation de nouvelles entreprises dans la zone régulée ne conduisent à un dépassement des valeurs limites d'émissions.⁹¹

J'ai déjà montré que dans le cadre des politiques *command and control*, les VLE imposent uniquement un rapport production/pollution à chaque source et ne limitent donc guère la masse absolue de polluants que produit chaque entreprise. Les systèmes de crédits améliorent quelque peu cette gestion, puisque la *baseline* de laquelle découlent les crédits est calculée en masse absolue de pollution. Ce qui signifie qu'après l'attribution annuelle de la *baseline*, toute augmentation de la production oblige à compenser la pollution supplémentaire, soit par l'achat de crédits, soit par l'introduction de technologies plus propres. Le système de crédits permet donc, en théorie, de contrôler la masse absolue de polluants que produit chaque source. Toutefois, ce système incite les entreprises à « gonfler » au maximum leur production, avant l'attribution de la *baseline*, afin de disposer du quota de pollution le plus important possible (Buckley, Mestelman, Muller, 2005 : 2). L'effet pervers du système de *crédits* est donc qu'il incite à augmenter sa production, ce qui risque, en dernière instance, d'accroître la pollution globale.

De plus, à moins de durcir les standards environnementaux, l'introduction d'un système de crédits en complément aux réglementations traditionnelles peut potentiellement mener à une augmentation des émissions globales de polluants (Harrison, 1999 : 27-28). En effet, dans le cadre des politiques réglementaires, toutes les entreprises doivent se conformer aux VLE et le fait de polluer moins que ce qui est autorisé ne donne aucun droit à une autre entreprise d'augmenter ses émissions. Par contre, dans le cadre du système de *crédits*, puisque toute réduction des émissions en dessous de la *baseline*

⁹⁰ Nous approfondirons nettement ce point dans le dernier chapitre de ce travail

⁹¹ Seul L'*Offset Policy* a proposé un type de marché assez particulier susceptible d'éviter en grande partie ce problème

donne le droit à une autre entreprise de dépasser les standards en vigueur⁹², **les marchés de crédits risquent donc d'entraîner - à moins de durcir les normes de performance - une augmentation des émissions globales de polluants.**

En outre, le processus de création des crédits reste arbitraire, voire parfois abusif : une simple baisse de la production, même si elle n'a aucun lien avec l'environnement, peut mener à une création de crédits. *Le mécanisme de développement propre* du protocole de Kyoto pousse ce paradoxe à l'extrême : la restauration de forêts tropicales en Asie, par exemple, génère des crédits, ce qui permet à des pays occidentaux de ne pas diminuer concrètement leurs émissions de Co₂, alors qu'il est plus qu'incertain qu'un tel projet diminue effectivement la concentration de Co₂ présente dans l'atmosphère (cf. Muller, 1999 : 1-2). Ainsi, on peut avancer que la flexibilité qu'introduit le marché de crédits, bien qu'elle permette une réduction des coûts et qu'elle incite à dépolluer volontairement, induit par rapport aux législations traditionnelles une certaine incertitude quant à l'atteinte des objectifs de qualité de l'air (Dewee, 2001 : 12).

L'*Offset Policy* fait figure d'exception notable à cet égard. En combinant certaines mesures particulièrement contraignantes pour les entreprises, cette politique impliquait un gel temporaire de la pollution globale à un niveau fixe et tentait de concilier l'expansion économique d'une région très active avec l'objectif environnemental. S'agissant d'un cas unique, je présenterai en détail l'*Offset Policy* dans la section suivante.

3.2.5. Un exemple de marché de crédits à polluer : l'*Offset Policy*

Aux Etats-Unis, en 1976, il ne faisait plus aucun doute que nombre de régions ne pourraient atteindre les standards de qualité de l'air ambiant fixés par le *Clean Air Act*⁹³. Pour Hahn et Hester, cette situation était principalement due au fait que les standards de performance fixés par le *Clean Air Act* n'étaient pas assez exigeants (Hahn, Hester, 1989 : 4).

Par exemple, dans la région de Los Angeles – très active économiquement – la qualité de l'air s'était dégradée à un tel point que l'EPA⁹⁴ allait devoir interdire l'installation de toute nouvelle source majeure de pollution dans la région dès 1979, et ce afin de ne pas mettre en danger la santé humaine (Tietenberg, 1999 : 3).

Or, cette prohibition de l'activité économique était évidemment fort impopulaire et aurait été difficilement applicable pour des raisons politiques et économiques évidentes. Afin de permettre à l'activité économique de continuer à se développer tout en améliorant la qualité de l'air, l'EPA proposa l'implémentation de marchés de crédits à polluer dans les régions concernées pas le dépassement des VLI (Environmental Law Institute, 2002 : 3).

Cette régulation ciblait toute installation considérée comme source de pollution majeure⁹⁵. D'un côté, il s'agissait, de renforcer les normes de dépollution pour les entreprises existantes, tout en les incitant à réduire leurs émissions volontairement en dessous des obligations légales. De l'autre, l'*Offset Policy* cherchait à empêcher que l'introduction de nouvelles sources n'accroisse les émissions globales de polluants.

Pour toutes les entreprises déjà existantes, une limite supérieure de pollution fut définie (la *baseline*) selon leur volume de production et les normes de performance en vigueur. Toute diminution durable des émissions par rapport à cette ligne de base était, après certification de l'Etat, transformée en crédits à polluer.

⁹² L'*Offset Policy* fait figure d'exception sur ce point. Autant le programme *Lead Phase out* que les mécanismes de flexibilité du protocole de Kyoto autorisent une entreprise à dépasser ses obligations en matière de dépollution, si elle les compense par l'achat de crédits.

⁹³ Les polluants concernés étaient principalement les Nox, le So₂, les VOC et le Co (Andersen, Carlin : 1997, 6.2)

⁹⁴ L'agence de protection environnementale américaine.

⁹⁵ Cette définition variait selon les zones régulées.

Toutefois, les crédits ainsi créés ne pouvaient être vendus à des entreprises qui polluaient trop par rapport à leur ligne de base. Sous l'*Offset Policy*, l'achat de crédits sur le marché ne pouvait remplacer des réductions concrètes des émissions (Dewee, 2001 : 515). L'obligation de respecter les VLE était donc maintenue, tout comme cela aurait été le cas sous une régulation de type *command and control*. L'*Offset Policy* restait donc une politique somme tout assez contraignante⁹⁶.

Les crédits accordés ne pouvaient ainsi être utilisés que dans le cadre d'une même firme, pour compenser les excès de pollution de certaines des installations (échange intra-firme, ne nécessitant pas de passer par le marché), conservés pour un usage futur (banking) ou alors vendus à de nouvelles entreprises qui cherchaient à s'installer sur le marché (Gehring, Streck : 2005 : 9).

En effet, toute nouvelle entreprise devait, pour avoir le droit de s'installer dans la région, d'une part employer les équipements de dépollution les plus performants disponibles (le *Lowest Achievable Emission Rate Standard (LAER)* et, de l'autre, acheter sur le marché des crédits couvrant, selon les régions entre 1.15 et 1.3 fois leurs futures émissions. (Harrison, 1999, 26). L'introduction d'une nouvelle installation n'était ainsi autorisée que si elle conduisait au final à une diminution globale des émissions de polluants. Le seul rôle du marché dans cette politique était donc de servir de support à l'échange de crédits entre nouvelles et anciennes entreprises.

Par conséquent, le volume des échanges est resté très faible sur le marché. Environ 1500 installations ont échangé des crédits entre 1977 et 1980, et 500 entre 1981 et 1986, soit bien moins que ce qui avait été escompté (Hahn, Hester, 1989 : 6). Parmi ces échanges, seul un petit nombre se sont déroulés entre firmes différentes. Ainsi, les nouvelles installations ont la plupart du temps acheté les crédits nécessaires à leur mise en activité à des installations appartenant à la même compagnie, plutôt qu'à des compagnies concurrentes (échanges intra-firmes). 80% des crédits ont ainsi été générés par la fermeture de vieilles usines appartenant à des firmes qui voulaient créer de nouvelles installations dans la zone régulée (Environmental Law Institute, 2002 : 4).

En outre, bien que cette politique ait été appliquée dans une vingtaine de zones, la plupart des échanges de crédits se sont concentrés dans le bassin de Los Angeles⁹⁷ qui connaissait une forte croissance économique à cette époque. Or, même dans cette région, les échanges de crédits n'ont pas été des plus nombreux :

⁹⁶ Une grande partie de l'avantage économique d'un système de crédits par rapport aux législations traditionnelles provient justement de la possibilité laissée aux firmes, pour qui la conformité avec les VLE coûterait trop cher, d'acheter des crédits sur le marché en lieu et place. L'*Offset Policy* est donc une régulation relativement atypique de ce point de vue.

⁹⁷ Les échanges ne pouvaient se dérouler qu'à l'intérieur des zones, et non pas entre les zones.

Tableau 9 : Transactions pour tous les polluants, bassin de Los Angeles, pour l'année 1985

Pollutant	Number of Trades	Total Volume Traded	% of Total Emissions	Mean Price	Price Range
Nitrogen Oxides	5	575	<0.5	\$ 5000	\$ 2000 to 5500
Carbon Monoxide	3	27	<0.1	\$ 3000	\$ 1250 to 2100
Sulfur Dioxide	2	310	<0.5	\$ 3000	\$ 2900 to 3000
Particulates	3	27	<0.1	\$ 2000	\$ 1250 to 2100
Volatile Organic Compounds	42	2142	<1.0	\$ 2500	\$ 850 to 3250

Source : Hahn, Hester, 1989 : 9.

Puisque très peu d'échanges se sont produits, les réductions de coûts produites par le marché sont d'une importance relative (Harrison, 1999 : 27).

Ceci peut s'expliquer par trois raisons principales : d'une part, les échanges de crédits ont été très limités par la réglementation, puisqu'il n'était en fait pas possible pour les entreprises déjà existantes d'acheter des crédits en lieu et place d'une diminution effective des émissions. D'autre part, le crédit restait un droit de disposition dont la qualité était incertaine. En effet, le processus de certification manquait de transparence. De plus, les droits conférés par les crédits restaient fort limités. Ce qui fait que les entreprises avaient globalement peu de confiance à l'égard du crédit à polluer (Hahn, Hester, 1989 :15). Enfin, les coûts de transactions restaient assez élevés puisque des bourses d'échange n'ont pas été créées partout (ce fut le cas à Los Angeles). Il pouvait donc être fort difficile de connaître le prix exact des crédits et de trouver acheteurs ou vendeurs sur le marché (Hahn, Hester, 1989 :15). Les coûts de transaction auraient même été plus élevés que les gains rapportés par la vente de crédits (Anderson, Carlin : 1997, 6-5).

L'*Offset Policy* diminuait beaucoup moins les coûts de la politique que ce qui avait été escompté. La politique est ainsi considérée du point de vue économique comme un échec par certains auteurs (cf. notamment Harrison, 1999 : 27 ou Anderson, Carlin, 1997 : 6-5).

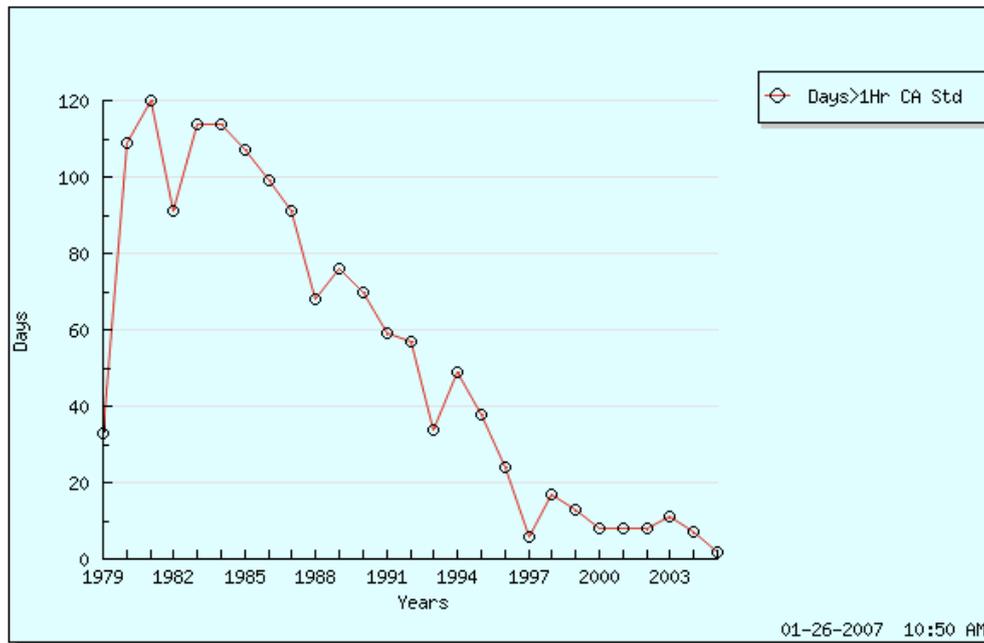
L'efficacité environnementale de cette politique reste sujet à débats. Pour Hahn et Hester, l'attribution de crédits aux entreprises existantes fut beaucoup trop permissive⁹⁸, ce qui aurait réduit l'efficacité environnementale de l'instrument (Hahn, Hester, 1989 : 7). Par contre, pour Tietenberg, l'*Offset Policy* est à considérer comme un succès, car elle a effectivement permis à la qualité de l'air d'être améliorée dans les zones concernées, tout en n'interdisant pas l'installation de nouvelles entreprises (Tietenberg, 1999 : 4). En effet, en 1992 les standards fédéraux pour le No₂ n'ont pour la première fois pas été dépassés dans la région de Los Angeles (EPA, 2002 : 5).

Les transactions de crédits à polluer entre anciennes et nouvelles sources auraient ainsi permis une diminution de l'ordre de 30 à 40% des émissions des anciennes sources. De plus l'*Offset Policy* aurait largement accéléré le passage à des technologies moins polluantes (Environmental Law Institute, 2002 : 5).

⁹⁸ Notamment parce que le volume de production des entreprises avaient été très souvent sur estimé, celles-ci ont dans bien des cas obtenus des crédits sans avoir effectué de quelconques réductions de leur pollution.

Bien que ces réductions aient probablement conduit à une amélioration des concentrations d'ozone au sol⁹⁹, celles-ci sont restées problématiques pour la santé humaine, comme l'illustre la figure 8.

Figure 8 : Nb de jours par année où les concentrations limites d'O3 furent dépassées pendant plus d'une heure au point de mesure « Los Angeles north main street ».¹⁰⁰



Source : California Air Resources Board, 2006, <http://www.arb.ca.gov/adam/welcome.html>

Si cette politique a produit des résultats substantiels, ses impacts positifs doivent en revanche plus au sévère renforcement des normes déjà en vigueur qu'à la compensation à travers le marché des émissions des nouvelles entreprises par des réductions volontaires des anciennes. En effet, en considérant que le nombre d'échanges de crédits entre nouvelles et anciennes entreprises est resté faible et que des crédits ont été distribués aux entreprises alors même qu'elles n'avaient effectué aucune réduction de leur pollution, les impacts sur l'environnement du marché de crédits restent difficiles à évaluer.

A vrai dire, l'*Offset Policy* durcissait bien plus les obligations et contraintes des entreprises en matière de dépollution qu'elle n'introduisait de flexibilité. En effet, d'une part, l'*Offset Policy* régulaient les masses absolues de polluants que pouvait produire chaque entreprise, alors que les réglementations précédentes se limitaient à contrôler le rapport pollution / production. Ainsi, dans le cadre de l'*Offset Policy*, toute augmentation à large échelle de la production était considérée comme une « modification majeure », qui obligeait à l'achat de crédits pour être autorisée (Harrison, 1999 : 27). Parce qu'elle avait un impact sur le volume de production des entreprises, cette politique renforçait de fait largement le contrôle de l'Etat sur la pollution individuelle.

D'autre part, l'*Offset Policy* restreignait en fait l'accès des nouvelles entreprises à l'air. En effet, puisqu'elle conditionnait l'entrée de nouvelles sources polluantes dans la zone régulée à l'achat de droits de polluer en nombre suffisant, cette régulation retirait aux nouvelles entreprises tout droit naturel à la pollution. Ainsi, seules les entreprises

⁹⁹ Les Nox sont, avec les VOC, les principaux précurseurs de l'Ozone au sol.

¹⁰⁰ Le point de mesure de ces données est situé en plein Los Angeles. Je ne prétends pas que les résultats présentés ici soient le fruit de l'*Offset Policy*. En effet, une grande partie des émissions de Nox proviennent du trafic automobile, qui n'est pas régulé par cette politique. On peut toutefois faire l'hypothèse que la politique eut un impact sur cette situation.

existantes qui avaient déjà acquis historiquement ce droit de polluer et les nouvelles entreprises ayant acheté suffisamment de crédits pouvaient émettre des polluants dans l'atmosphère. Au final, seuls les propriétaires d'un droit sur l'air étaient admis à polluer.

Selon Hahn et Hester qui ont évalué cette politique, parce que l'impact environnemental de l'échange de crédits restait incertain, la possibilité de transférer des crédits a été restreinte au minimum par l'EPA, et les droits accordés par les crédits ont été fortement limités (Hahn, Hester, 1989 :16). Or, l'efficacité du système aurait justement nécessité que les échanges soient le plus libre possible et le crédit un droit de propriété complet.

C'est en partie parce que l'*Offset Policy* était considérée comme un système bien trop contraignant (Harrison, 1999 : 28) qu'elle a été remplacée, en 1994, par le *Programme RECLAIM* qui devait en accroître l'efficacité. Bien qu'il soit toujours assez difficile d'évaluer les effets finaux de l'*Offset Policy*, son avantage le plus net a été, comme l'a souligné Tietenberg, d'avoir pu autoriser le maintien du développement économique, sans que la qualité de l'air en pâtisse. A cet égard, cette politique fait figure de compromis politique entre protection de l'air et intérêts économiques.

Toutefois, comme une grande partie des gains qu'aurait pu rapporter l'échange a été sacrifiée dans le but d'accroître le contrôle sur la qualité de l'air, l'*Offset Policy* soulève, pour Hahn et Hester, la question de la compatibilité des buts de réduction de coûts et d'efficacité environnementale :

« There is an implicit tradeoff between the goals of reducing costs and improving environmental quality, although it is possible to promote both goals simultaneously. {...} at some point, these goals inevitably will conflict. » (Hahn, Hester, 1989 : 17).

Je tâcherai, après avoir présenté le fonctionnement d'un deuxième type de marché – le marché de permis –, d'identifier les variables qui influent sur l'atteinte des deux objectifs des marchés de droits d'émission que sont la protection de la qualité de l'air et la diminution des coûts.

3.3. Le système des permis

Suite à l'expérience de l'*Offset Policy*, l'EPA continua d'instaurer des marchés de droits d'émission. Mais depuis le *Lead Phase Out* de 1982, qui, à bien des égards, fut considéré comme une politique plus réussie que l'*Offset Policy*¹⁰¹, l'EPA commença à mettre en œuvre un nouveau type de marché passablement différent (Dewee, 2001 : 515).

Les marchés de crédits étaient à vrai dire encore considérés comme trop lourds et trop proches des modalités réglementaires que l'on cherchait justement à remplacer. De plus, les systèmes de crédits, bien qu'ils aient été implémentés en concomitance avec un durcissement des régulations environnementales, ne permettaient pas un contrôle réellement global de la pollution. Enfin, on pensait que les marchés de droits d'émission auraient pu être conçus de manière plus efficace (Zylics, 1999 : 11-12).

Un nouveau type de certificats échangeables est apparu en 1988 lorsque, en conformité avec le protocole de Montréal, les Etats-Unis ont instauré un marché de *permis* à polluer pour éliminer les CFCs de leur territoire. C'est toutefois l'amendement du *Clean Air Act* de 1990 qui a promu les marchés de permis à un rôle majeur dans les politiques environnementales américaines. La réforme de 1990 instaurait en effet, dans le cadre du programme *Acid Rain*, un marché de permis à polluer sur l'ensemble du territoire américain pour lutter contre les émissions de SO_2 .

¹⁰¹ Le programme *Lead Phase out* visait à éliminer totalement le plomb des carburants par le biais d'un marché de crédits. Pour Tietenberg, la politique fut un succès notamment parce que le but de la politique fut atteint, mais également parce que cette élimination fut réalisée rapidement et à des coûts minimes (Tietenberg, 1989 : 3-4).

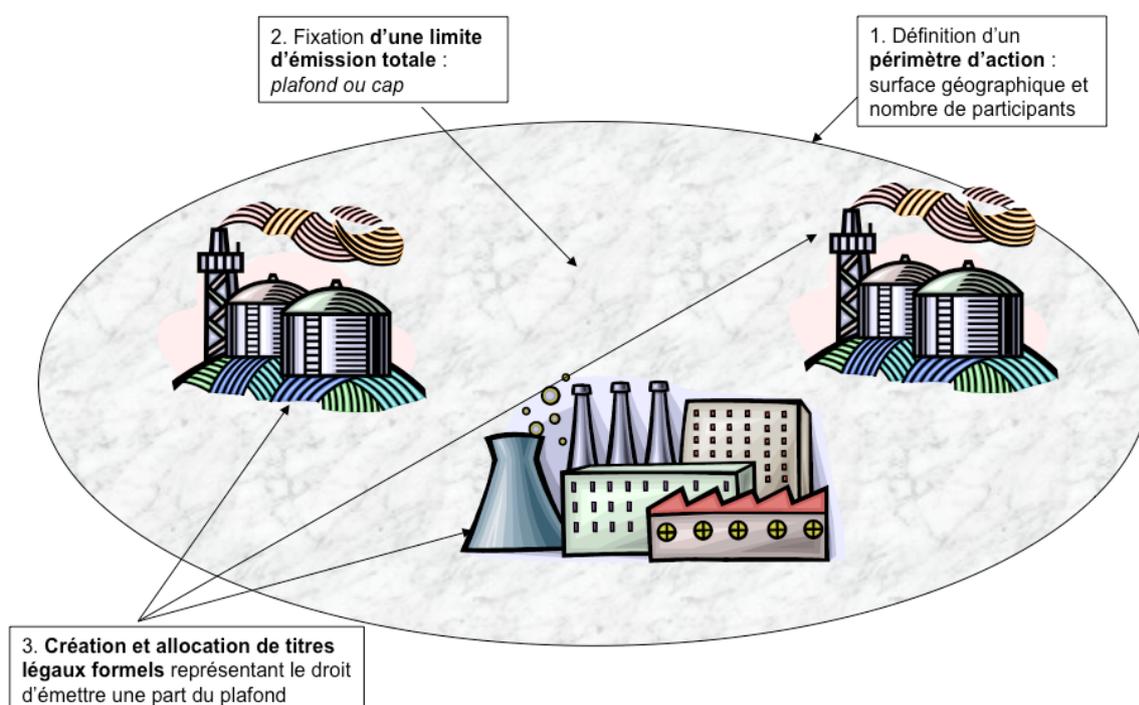
Cité dans nombre d'articles comme un modèle de réussite¹⁰², le programme *Acid Rain* a marqué les esprits et été l'un des principaux déclencheurs de l'expansion des marchés de droits au niveau international¹⁰³.

3.3.1. Fonctionnement d'un marché de permis échangeables

Le marché de permis échangeables est en fait une application beaucoup plus proche du concept de Dales que les marchés de crédits. En effet, dans ce système, un quota de pollution global est déterminé, puis il est réparti entre les différents utilisateurs de la ressource.

La mise en œuvre d'un marché de permis se déroule ainsi en deux étapes : dans un premier temps, l'Etat institue les conditions nécessaires à un contingentement de la pollution. Puis, dans un second temps, il crée les conditions pour qu'un marché de droits d'émission se développe.

Figure 9 : Le marché de permis : l'Etat contingenté



Concrètement, ce processus de contingentement se déroule en quatre étapes¹⁰⁴ :

- Il s'agit tout d'abord de définir pour quel(s) polluant(s) le schème de permis s'appliquera¹⁰⁵. L'Etat détermine ensuite quelle est la quantité absolue de ce(s) polluant(s) que l'on autorise à être produite dans la zone régulée. On dénomme cette masse, *cap* ou *plafond d'émission*. Ce cap devrait correspondre à une traduction, en masse absolue, des standards de qualité de l'air ambiant (VLI), qui se calculent, eux, en concentration. Le cap est donc une approximation plus ou moins précise des objectifs environnementaux de la politique.

¹⁰² Voir notamment Ellerman, 2003 : 94 et Harrison, 1999 : 37.

¹⁰³ Cf. <http://www.epa.gov/airmarkets/auctions/2000/00remark.html>

¹⁰⁴ Je ne prétends pas que l'ordre dans lequel je présente ces étapes est chronologiquement exact, c'est toutefois celui qui me semble le plus logique. Marc André Stritt propose une formulation différente de la mienne (Stritt, 1997 : 12-15)".

¹⁰⁵ Un permis n'est en principe valable que pour un seul polluant.

- L'Etat définit le périmètre d'action de l'instrument, à savoir sur quel espace géographique le marché va s'établir, et détermine quelles installations seront soumises à la politique (définition du groupe cible).
- L'Etat crée une forme de droit de propriété sur l'air : le permis, dont le nombre généré est strictement limité. La quantité de pollution autorisée par l'ensemble des permis doit en effet être rigoureusement exacte (voir inférieure) au cap. Le permis représente ainsi le *droit d'émettre une quantité limitée de polluants correspondant à une part du plafond*. Les permis donnent le droit d'émettre une quantité brute de polluants. Une fois cette quantité émise, le permis est « consommé ». L'Etat doit donc périodiquement réallouer des permis aux entreprises¹⁰⁶ (Tietenberg, 1989 : 8).
- A la différence du système de *crédits*, où les droits de polluer (les VLE) sont distribués automatiquement et de manière relativement uniforme à toute entreprises existante, la manière de distribuer les permis est un enjeu politique particulièrement conflictuel.

Ainsi, l'Etat distribue annuellement les permis aux entreprises régulées. Cette étape, qu'on appelle *l'allocation*, peut s'effectuer selon plusieurs modalités : les permis peuvent être alloués en fonction des émissions historiques des entreprises (*Grandfathering*), de leur production actuelle (*Output-based*), ou encore être vendus aux enchères¹⁰⁷. Depuis le moment où l'Etat a alloué les permis, une entreprise ne peut émettre des polluants régulés dans l'atmosphère que si elle possède des permis en nombre suffisant. Pour les entreprises, il s'agit de l'obligation principale qu'induit ce système : toute émission de polluants doit être couverte par un permis. Si tel n'est pas le cas, elle est alors considérée comme « non-conforme » et s'expose, suivant les cas, à des amendes ou à une diminution du nombre de permis qu'elle pourra recevoir l'année suivante. Ces sanctions sont en général assez lourdes ; les entreprises évitent donc en principe de tomber dans ce cas de figure (Harrison, 1999 :35).

A ce stade, les marchés de permis correspondent en tout point à un *instrument de contingentement*, conformément à la définition qu'en donne Peter Knoepfel :

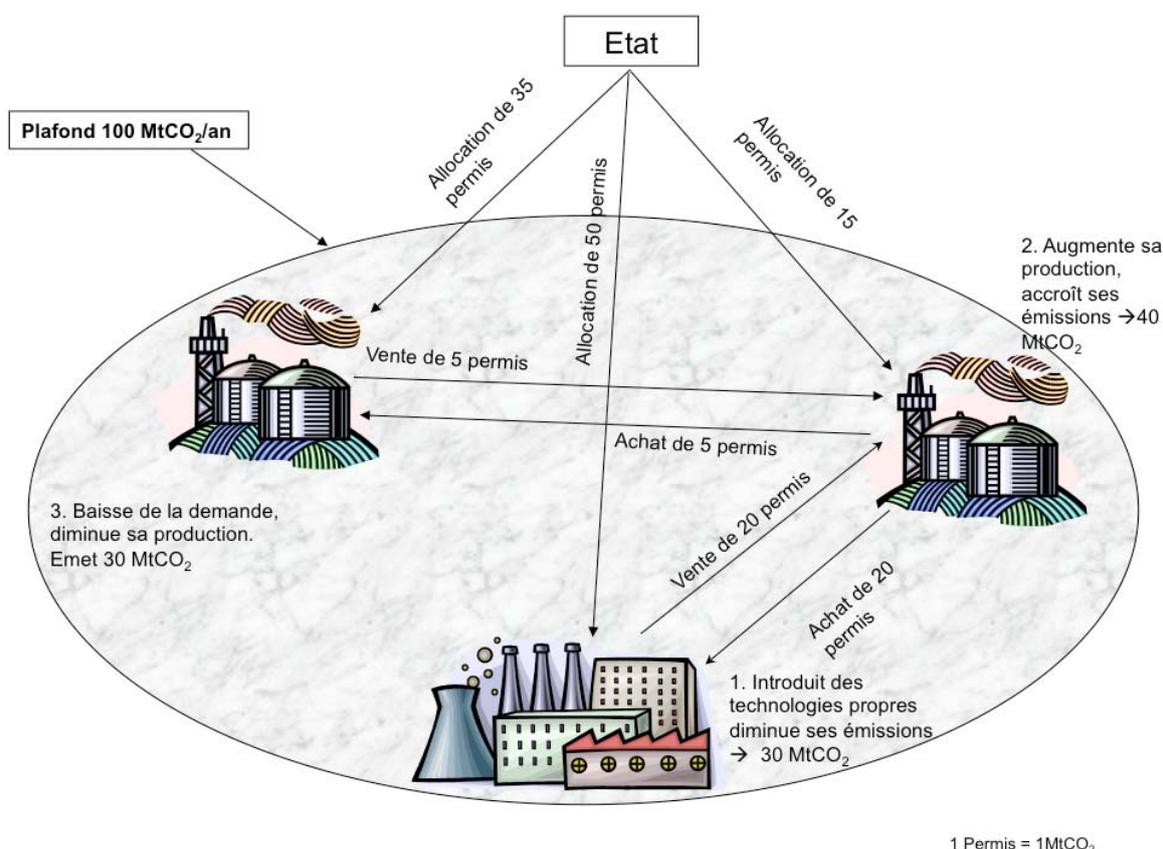
« Les actions publiques fondées sur des contingents reposent sur un mécanisme simple. Le législateur fixe des quantités maximales ou minimales pour un bien à produire (par ex. le lait, le blé) ou un service (par ex. quantités d'eau résiduelle, gibier, terrains à bâtir, forêts). Ces quotas annuels ou pluriannuels sont ensuite distribués à des groupes d'usagers sélectionnés (par ex. importateurs, paysans, chasseurs, centrales énergétiques) selon un mécanisme spécifique (marché, attribution par les pouvoirs publics, adjudication). Le *couplage des droits d'usage individuels au quota global* a pour but d'exclure la sur- ou sous-exploitation. » (Knoepfel, 2002)

Toutefois, parce que les permis sont, tout comme les crédits, transférables, ils mènent à la création d'un marché de droits d'émission :

¹⁰⁶ Il s'agit d'une différence avec les crédits qui, eux, donnent droit à émettre un flux de polluants sur une année.

¹⁰⁷ Je discuterai plus en détail de ce point dans le dernier chapitre de ce mémoire.

Figure 10 : Système de permis : l'échange de droits d'émission



Sur le principe, un marché de permis fonctionne de manière totalement analogue au marché de crédits. Les entreprises qui reçoivent le droit d'émettre une certaine quantité de polluants disposent fondamentalement de trois options :

- Diminuer les émissions en-dessous de ce qu'autorisent les permis (réduction de la production ou instauration de technologies propres et mener une stratégie de vente de permis sur le marché¹⁰⁸).
- Augmenter les émissions en dessus de ce qu'autorise les permis (par une augmentation de la production ou par l'utilisation de techniques plus polluantes), et acheter des permis supplémentaires sur le marché.
- Se conformer exactement à la quantité de pollution autorisée par les permis.

Tout comme les VLE des approches réglementaires, le permis attribue aux entreprises un droit de polluer limité quantitativement. Mais, parce que les permis sont transférables, les entreprises ne sont pas directement contraintes de limiter leur pollution ou d'instaurer des techniques de dépollution particulières. En effet, en recourant à l'échange de permis, les entreprises peuvent décider de l'ampleur des réductions qu'elles vont effectuer¹⁰⁹.

Ainsi, selon Cole, parce qu'ils régulent strictement les émissions tout en laissant une grande liberté aux entreprises dans la gestion de leur pollution, les marchés de permis peuvent être qualifiés d'instruments de type *command without attendant controls* (Cole, 1999 : 112-113).

¹⁰⁸ Les permis peuvent également dans certains cas être conservés en vue d'usages futurs (*banking*).

¹⁰⁹ Pour autant qu'il y ait des permis disponibles sur le marché.

Le système des permis est ainsi à la base plus flexible que le système de *crédits* : avec les crédits, il n'y a transfert possible que lorsque des entreprises réduisent leurs émissions en dessous des normes en vigueur, alors que les permis sont librement transférables en tout temps. En temps normal, la seule contrainte pour les entreprises est de disposer de permis en nombre suffisant pour couvrir leurs émissions.

Le fonctionnement des marchés de permis diffère ainsi significativement des marchés de crédits. D'un point de vue théorique, les permis seraient également plus efficaces (Muller, 1999 : 12-13). J'examinerai pourquoi dans la section suivante.

3.3.2. Les impacts économiques d'un système de permis

Les effets économiques des marchés de permis à polluer sont dans les grandes lignes identiques à ceux des marchés de crédits¹¹⁰ : le marché permettrait une réallocation efficace des droits de polluer.

Toutefois, pour de nombreux auteurs, il existe une différence qualitative entre les deux instruments. En effet, puisque le nombre de crédits sur le marché n'est pas limité mais dépend des stratégies de dépollution des entreprises, l'idée que l'air est une ressource rare est en fait beaucoup mieux exprimée dans les systèmes de permis, où le nombre de permis sur le marché est clairement limité. Cela n'est pas sans conséquence sur l'efficacité du système. En effet, le prix d'un permis sera par conséquent beaucoup plus prévisible et aura plus de valeur que celui d'un crédit (Muller, 1999 : 1-2)¹¹¹. Le système de permis est donc plus transparent et génère *a priori* un volume d'échanges plus important (Van Steenberghe, 1999 : 39).

En outre, parce que la création de crédits nécessite une certification de l'Etat, processus qui peut être peu transparent et entâché de lourdeurs administratives, un système de crédits est plus incertain. Enfin, parce que les permis sont des droits plus sûrs et mieux définis que les crédits, ils inciteraient beaucoup plus à l'échange que ces derniers (Zylicz, 1999 : 13).

3.3.3. Les impacts du système de permis sur les droits de propriété

En effet, le permis représente, d'un point de vue juridique, un droit de nature différente que le crédit. Ainsi, le crédit ne peut exister qu'en complémentarité avec les VLE, depuis lesquels ils sont calculés. Le permis par contre constitue un droit à part entière, qui peut complètement se substituer aux VLE :

¹¹⁰ Voir partie 3.2.2 de ce mémoire.

¹¹¹ Pour Andrew Müller, il est même difficile à concevoir qu'un bien théoriquement non-limité comme le crédit puisse avoir une valeur supérieure à zéro sur un marché.

Tableau 10 : Système de permis : Caractéristiques des droits de propriété

Droit(s) associé(s) :	Droit d'émettre une quantité définie de polluants correspondant à une part du plafond.
Obligation(s) liée(s) :	Les entreprises ne peuvent émettre, sous peine de sanctions, que ce que les permis qu'elles possèdent leur donnent droit.
L'exclusivité	Les permis sont exclusifs. Les droits et obligations qui en découlent ne s'adressent qu'à une seule entité.
Transférabilité	Les permis sont complètement transférables.
Divisibilité	Les permis représentant une masse de polluants sont divisibles en sous-unités.
Durée	Variable, mais au minimum un an. L'Etat peut en tout temps annuler la validité du titre s'il le juge nécessaire.
« Applicabilité » (Enforceability)	Les permis ne constituent pas des droits de propriété complets (Full property rights). Ils se rapprochent plus d'un droit de disposition accordé par l'Etat. De plus ils sont révocables sans compensation.
Universalité	Le droit de polluer devient un bien privatif. Seuls les détenteurs de permis peuvent polluer l'air. Les non-propriétaires sont donc totalement exclus de l'accès à la ressource. L'air n'est donc plus « un bien sans maître ».
Qualité du titre	Le permis est un droit bien plus solide et mieux défini que le crédit.

Tout comme les crédits, les permis ne peuvent être considérés comme des droits de propriété au sens formel. En effet, bien qu'ils attribuent droit d'*usus*, de *fructus* et d'*abusus* à leur détenteurs (Gehring, Streck, 2005 : 5), ils ne constituent absolument pas des droits de propriété privés vis-à-vis de l'Etat. Les Etats-Unis ont fait jurisprudence en la matière avec l'amendement au *Clean Air Act* de 1990, instituant le programme *Acid Rain* :

« An allowance [traduction anglaise de *permis*] allocated under this title is a limited authorization to emit sulfur dioxide in accordance with the provisions of this title. Such allowance does not constitute a property right. {...} Nothing in this title or in any other provision of law shall be construed to limit the authority of the United States to terminate or limit such authorization » (section 402 et 407 du *Clean air act* cité dans Boucquey, 1999 : 26).

Comme le note Daniel Cole, cette définition reste très contradictoire, puisque d'un côté elle explicite clairement que les permis ne sont pas des droits de propriété, de l'autre elle accorde aux détenteurs des permis des droits qui s'en rapprochent fortement (Cole, 1999, 112-114).

Bien qu'ils soient tous deux des droits de disposition, le permis est un titre d'une qualité supérieure au crédit. En effet, la portée et la signification du crédit reste assez faible, puisque c'est encore principalement par le biais des VLE que les usages de l'air sont régulés dans les systèmes de crédits. Il n'est ainsi absolument pas nécessaire de posséder des crédits pour avoir le droit de polluer. De plus, sous un système de crédits, le droit de polluer reste non-exclusif, puisque toute entreprise a automatiquement droit, en principe, de polluer jusqu'à l'occurrence des VLE. Par opposition, dans les systèmes de permis, la pollution n'est plus un droit *de facto* de toute entreprise, mais est conditionnée par la possession d'un permis. Le droit de polluer devient clairement exclusif. De plus, parce que seuls les propriétaires d'un permis peuvent émettre des particules polluantes, les non-propriétaires sont totalement exclus de l'usage de la ressource.

Par conséquent, l'introduction du permis modifie profondément le régime de propriété habituellement en vigueur sur l'air :

Tableau 11 : Comparaison entre le régime de propriété sur l'air sous système de crédits et sous un système de permis

	Régime de propriété sur l'air sous système de crédits	Régime de propriété sur l'air sous système de permis	Propriété étatique
Titre de propriété exclusif appartenant à	Formellement personne. Contrôle de l'Etat, qui régule les droits d'usages et de disposition de la ressource. Droits informels des entreprises existantes de polluer l'air (VLE). Droits de disposition sur l'air des entreprises ayant satisfait leurs obligations légales de dépollution (crédits).	Propriété implicite de l'Etat, qui crée, distribue et contrôle les droits de disposition sur l'air. Droits de disposition sur l'air des entreprises qui possèdent des permis.	Une commune, un canton ou la Confédération.
Exclusion des non-propriétaires	Toute entreprise déjà existante devient titulaire de droits de disposition. Les nouvelles entreprises, qui n'ont pas historiquement acquis de droits sur l'air et qui ne possèdent pas de crédits, peuvent être, dans certains cas, exclues de l'accès à la ressource ¹¹² .	Oui.	Oui.
Contrôle de l'accès	Accès ouvert à toutes les entreprises déjà existantes, mais possibilité pour l'Etat de retirer des droits de polluer du marché. Possibilité également, dans certains cas, de limiter l'accès au droit de polluer des nouvelles entreprises.	Par l'Etat.	Par l'Etat.
Processus de prise de décision dans le régime	Administration, gouvernement, agences de l'Etat, entreprises.	Administration, gouvernement, agences de l'Etat, entreprises.	Administration, gouvernement, agences de l'Etat.
Cause de dégradation de la ressource	Manque de contrôle administratif sur le comportement des utilisateurs légaux de la ressource. Faiblesse de l'Etat face aux pressions exercées par les utilisateurs de la ressource. Incapacité à produire des règles permettant de garantir un usage durable de la ressource. Création de crédits en nombre excédentaire. L'échange peut mener à une concentration des permis à polluer dans une même zone géographique : risques de pollutions locales de la ressource.	Mauvaise définition du plafond et distribution d'un trop grand nombre de droits de polluer aux entreprises. L'échange peut mener à une concentration des permis à polluer dans une même zone géographique : risques de pollutions locales de la ressource. Faiblesse de l'Etat face aux pressions exercées par les utilisateurs de la ressource.	Manque de contrôle administratif sur le comportement des utilisateurs légaux de la ressource. Faiblesse de l'Etat face aux pressions exercées par les utilisateurs de la ressource. Incapacité à produire des règles permettant de garantir un usage durable de la ressource.

¹¹² Ce fut notamment le cas de l'*Offset Policy* que je présenterai plus loin.

Paradoxalement, l'introduction du permis – droit de disposition accordé aux privés – a pour effet principal de renforcer la propriété étatique de l'air. Sous le système de permis, le régime de propriété sur l'air est en effet assez proche de l'idéal-type du régime de la propriété étatique.¹¹³

Ainsi, la différence fondamentale entre le régime de propriété issu des crédits et celui des permis est que le système de permis permet un contrôle total de l'accès au droit de polluer. En effet, l'Etat crée les permis, droits de disposition en nombre limité, il les attribue et se réserve le droit de les retirer en tout temps. Il contrôle de fait qui peut polluer (l'accès à la ressource) et jusqu'à quelle quantité. Parce qu'il définit des droits clairs et exclusifs sur la ressource, le système des permis renforce considérablement les restrictions d'accès à l'air. Sous un système de permis, on ne peut donc définitivement plus parler de l'air comme d'une ressource en libre accès.

Pour la juriste Nathalie Boucquey, ce régime s'apparente en fait à celui du *domaine public*¹¹⁴. Il y a, en effet, dans le système des permis tout comme dans le régime du domaine public, une primauté des intérêts publics sur les intérêts privés, puisque les permis peuvent être retirés au cas où les standards de qualité de l'air ambiant seraient dépassés. De plus, les permis s'apparentent à des biens du domaine public, car l'Etat garde en tout temps les mêmes prérogatives sur les permis que ceux qui les possèdent (les entreprises). Pour l'auteur, on peut ainsi qualifier les permis de *concessions sur le domaine public* (Boucquey, 1999 : 27-30).

Ainsi, le système de permis, parce qu'il renforce le régime de propriété étatique sur l'air, qu'il permet de contrôler le nombre d'utilisateurs de la ressource et de réguler leur usage, devrait également être plus efficace au niveau environnemental.

3.3.4. Les impacts du système de permis sur l'environnement

L'hypothèse d'intervention d'un marché de permis échangeables diffère ainsi largement des marchés de crédits et des régulations traditionnelles. En effet, les systèmes de crédits et les politiques réglementaires limitent la pollution de chaque source, mais ne contrôlent pas réellement la quantité globale de pollution produite par l'ensemble des sources. La logique des marchés de permis est inverse. Il s'agit dans ce cas de limiter la masse globale de pollution dans la zone régulée, tout en laissant un maximum de liberté aux entreprises dans la gestion de leur pollution individuelle. Ce contingentement de la pollution globale représente ainsi un grand pas dans la direction d'une gestion durable de la ressource.

En effet, en théorie, le plafond d'un système de permis devrait avoisiner la quantité de polluants que l'air peut absorber sans que les standards de qualité de l'air ambiant soient franchis. A côté de cela, la masse de pollution autorisée par l'ensemble des permis que l'Etat distribue aux entreprises est égale au plafond. Il y a donc un couplage parfait entre les droits individuels accordés aux entreprises et le quota global de pollution. Le système peut par conséquent garantir que la pollution dans la zone régulée n'excède jamais le plafond défini par l'Etat¹¹⁵.

Les permis représentent sur ce point un grand progrès par rapport aux politiques réglementaires et aux marchés de crédits, qui, parce qu'ils ne contrôlent ni le nombre de pollueurs, ni le volume de production des entreprises, ne peuvent prétendre respecter des limites globales de pollution (Tietenberg, 1999 : 8-9).

Il y a tout de même une faiblesse dans la conception des systèmes de permis. Bien qu'ils puissent effectivement limiter la production globale de polluants dans une zone, les

¹¹³ On ne peut toutefois en aucun cas dire qu'il s'agit d'un régime de propriété étatique puisqu'il n'y a pas une propriété étatique formelle de l'air

¹¹⁴ Nathalie Boucquey se base dans cette comparaison sur la jurisprudence belge.

¹¹⁵ Ceci est vrai, bien sûr, seulement si toutes les entreprises se conforment aux permis qu'elles possèdent. Cela sous-entend également que le *monitoring* des émissions des entreprises est adéquat.

marchés de permis ne peuvent garantir avec certitude que les standards de qualité de l'air ambiant ne soient jamais dépassés.

En effet, d'une part les standards de qualités de l'air (VLI) sont définis en terme de concentration, alors que le plafond d'un système de crédits délimite une masse de polluants. Or, il faudrait, pour que les VLI soient assurément respectés, que le plafond en soit une traduction exacte. Dans la réalité cette traduction n'est techniquement pas aisée et le plafond ne peut représenter qu'une estimation approximative des VLI (Stritt, 1997 : 17).

D'autre part, dans bien des cas pratiques on peut démontrer que le plafond n'est pas toujours calqué sur les standards de qualité de l'air. En effet, parce qu'une définition restrictive du plafond peut potentiellement être très coûteuse d'un point de vue économique¹¹⁶, le plafond est dans les faits souvent défini de façon trop permissive (cf. notamment Godard, 2005 : 5-13). A vrai dire, si le plafond constitue effectivement un quota d'exploitation maximum de l'air, il est moins certain que ce quota puisse être, pour des raisons politiques et économiques, défini d'une manière écologiquement durable.

Enfin, le système de permis souffre également du même problème que j'ai déjà soulevé à propos des crédits, à savoir que l'échange de certificats peut potentiellement mener à des pollutions locales. Il est en effet théoriquement possible que toutes les entreprises d'un même secteur fassent le choix d'acheter des permis plutôt que de réduire effectivement leur pollution. Dans une telle situation, malgré le fait que la production globale de pollution soit régulée, des zones de fortes pollutions locales peuvent apparaître (Atkinson, Tietenberg, 1987: 371).

Bien que les impacts concrets des marchés de permis sur l'environnement aient été plus étudiés que pour les marchés de crédits, les études auxquelles j'ai eu accès n'ont analysé la question qu'à l'échelle d'un Etat américain (notamment : (Swift, 2004) ou (Farell, Lave, 2004)). Elles concluent que l'impact sur l'environnement de l'échange est neutre ou bénéfique et que les marchés de permis ont globalement mené à une amélioration de la qualité de l'air. Par contre, les deux seules études que j'ai trouvées qui analysent les effets locaux des marchés de droits d'émission (au niveau d'une agglomération ou des environs des installations) sont bien plus critiques à leur égard (cf. ABT Associates, 2003) et Drury et al., 2002).

J'essaierai à partir des lectures théoriques que j'ai effectuées, et des cas pratiques que j'ai examinés de déduire sous quelles conditions les marchés peuvent être des succès au niveau environnemental. J'exposerai mon raisonnement dans le dernier chapitre de ce mémoire.

3.3.5. Systèmes de permis et systèmes de crédits : évolutions récentes et remarques conclusives

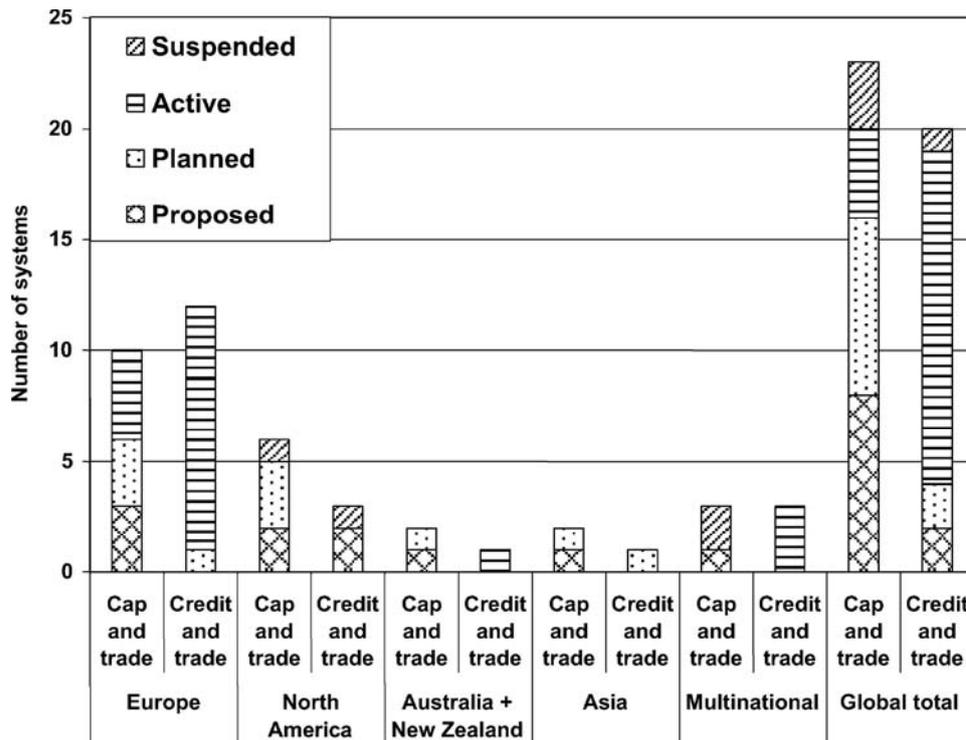
D'une manière générale, depuis le programme *Acid Rain*, il est devenu peu envisageable aux Etats-Unis que des politiques de protection de l'air se passent de mécanismes de marché (Stavins, 1998 : 6).

Les marchés de droits d'émission se sont également développés sur la scène internationale. Principalement depuis le protocole de Kyoto¹¹⁷, un grand nombre de schèmes de marchés ont été implémentés pour réguler les émissions de gaz à effets de serre :

¹¹⁶ Je discuterai de ce point dans le dernier chapitre de ce travail.

¹¹⁷ Où les marchés de droits d'émission ont été introduits suite à la pression américaine, Cf. Rittberger, Zangl, 2003 : 281-284).

Figure 11 : Les marchés de droits d'émission pour les gaz à effets de serre



Source : Hasselknippe, 2003 : 49

Bien que les systèmes de crédits soient presque autant utilisés que les schèmes de permis (*Cap and Trade*), ils sont à l'heure actuelle le plus souvent employés en complément à un système de permis.

De fait on peut parler, lorsque permis et crédits sont réunis sur un même marché, d'un troisième type de marché de droits d'émission. Mis en œuvre pour la première fois en 1994, dans le cadre du programme *RECLAIM* pour le sud de la Californie¹¹⁸, ce système est également celui employé par le protocole de Kyoto depuis 2005.

Fondamentalement, ces marchés « mixtes » fonctionnent exactement de la même manière que les schèmes de permis, hormis le fait que les entreprises ont la possibilité, par des actions de dépollution auprès d'acteurs *qui ne sont pas régulés par la politique*, de créer des crédits à polluer.

Ainsi dans le cadre du programme *RECLAIM* les entreprises cibles peuvent, en détruisant ou en remplaçant des anciens véhicules très polluants par de nouveaux engins plus écologiques, générer des crédits de pollution. Ces crédits peuvent, selon le mécanisme que j'ai déjà présenté, éviter à l'entreprise de devoir effectuer des réductions concrètes de ses émissions (Drury *et al.*, 1999 : 245).

Dans le cadre du protocole de Kyoto, ce sont les mécanismes de *mise en œuvre conjointe*, soit la réalisation de projets de diminution des émissions - principalement dans les pays en transition- et de *développement propre* (tout projet de diminution des émissions dans les pays en voie de développement), qui permettent de générer des crédits (Grisel, 2004 : 7-8). L'utilisation de crédits conjointement à celle des permis, a pour rôle principal de flexibiliser et de réduire les coûts de la dépollution.

Toutefois, selon Muller, l'adjonction de crédits à un système de permis amoindrit l'efficacité environnementale de l'instrument, puisque le plafond ne constitue alors plus vraiment une limite absolue à la pollution globale. En effet, bien que les permis soient

¹¹⁸ Le programme *RECLAIM* a remplacé ainsi l'*Offset Policy* dans cette région.

toujours en nombre limité, la possibilité de générer des crédits sans aucune limite autorise de fait que la pollution, dans la zone régulée, dépasse la limite fixée par le plafond (Muller, 1999 : 12-13).

D'un point de vue général, j'ai essayé de montrer de manière théorique que les marchés de droits d'émission visaient à remplir deux objectifs principaux (Stritt, 1997 : 20) :

- assurer le respect des standards ambiants de qualité de l'air ;
- accroître l'efficacité des politiques de protection de l'air (principalement en minimisant les coûts de dépollution des entreprises) ;

Pour atteindre ces objectifs, les systèmes de permis et les systèmes de crédits allient à la fois régulation par les quantités et par les prix. En effet, les deux systèmes limitent les émissions polluantes de façon clairement contraignante. Mais parce qu'ils internalisent, par le biais d'un droit échangeable, le prix de la pollution, permis et crédits incitent les entreprises à réduire leurs émissions sur une base volontaire. A cet égard leur action peut être comparée à celle d'une taxe (Kirchgässner, 2002 : 34-36).

Le fonctionnement des marchés de droits d'émission se basent à la fois sur la réglementation et sur des incitations de marché. Il est donc fort difficile de classer ces instruments dans une typologie « instruments réglementaires vs instruments économiques ».

J'ai également avancé que les systèmes de permis et de crédits différaient significativement. D'une part, les marchés de permis sont globalement plus efficaces que les marchés de crédits, notamment parce qu'ils reflètent mieux la rareté de l'air en tant que ressource naturelle, et qu'ils inciteraient plus à l'échange que les marchés de permis. De l'autre, les deux instruments ont clairement des impacts différenciés sur les droits de propriété en vigueur. En effet, bien que le crédit soit un nouveau droit de disposition, son introduction ne modifie pas fondamentalement le régime de propriété en vigueur. L'Etat, par le biais des VLE, régule les droits d'usage des entreprises, mais pas l'accès à l'air, qui reste ouvert à toute entreprise déjà existante. En revanche, l'introduction du permis renforce clairement la propriété étatique de l'air puisqu'elle lui permet de réguler à la fois accès et usages de la ressource.

Or, selon l'hypothèse développée par Nahrath (Nahrath, 2003 : 48-51), plus les politiques publiques régulent effectivement les droits en vigueur sur une ressource, plus ces politiques auraient des impacts tangibles sur la gestion de la ressource. Ceci se vérifie dans le cas de l'air, puisque les permis parviennent à limiter la pollution globale produite dans la zone régulée, alors que les systèmes de crédits ne peuvent que limiter la pollution individuelle. Les deux instruments diffèrent donc également dans leur logique d'intervention.

La question qui subsiste est de savoir dans quelle mesure les marchés de droits d'émission permettent dans la pratique, une gestion durable de l'air. Ce que j'ai tenté de suggérer jusqu'ici, à travers la présentation théorique du fonctionnement des marchés et de leurs effets est que les deux objectifs que visent à remplir les marchés de droits d'émission – la protection de la qualité de l'air et la minimisation des coûts économiques de la politique – sont en partie contradictoires. Je montrerai dans la section suivante, à partir d'une analyse plus empirique, que la définition de certaines des caractéristiques des marchés de droits d'émission influe largement sur la réussite ou l'échec de l'instrument. Je tenterai également de mettre en évidence qu'à travers la définition de ces critères, le législateur peut privilégier la dimension économique ou environnementale des marchés de droits d'émission.

4. Les conditions de succès et d'échec des marchés de droits d'émission

Dans le dernier chapitre de ce mémoire, j'exposerai les variables qui selon moi exercent une influence déterminante sur les conditions de succès et d'échec des marchés de droits d'émission.

D'un point de vue politologique, l'objectif principal de toute politique de protection de l'air devrait être de faire respecter les standards ambiants de qualité de l'air. Le terme de succès désigne dans mon optique, les politiques qui parviennent effectivement à un tel résultat. Les marchés de droits d'émission peuvent ainsi être considérés comme des succès lorsque c'est effectivement cette modalité d'intervention qui permet d'atteindre l'objectif environnemental assigné.¹¹⁹

Au cours de l'analyse que j'ai menée jusqu'ici, j'ai montré que les marchés de droits d'émission n'avaient pas toujours été implémentés dans le but d'améliorer l'efficacité des politiques de protection de l'air, mais afin de réduire leurs coûts¹²⁰ que l'on jugeait démesurés. Je considérerai donc également le paramètre des coûts dans l'analyse qui va suivre et réfléchirai aux relations entre les coûts économiques de la politique et l'atteinte des objectifs environnementaux.¹²¹

Dans les faits, la conception d'un marché de droits d'émission implique toute une série de décisions qui ne se limite pas au choix de la nature du certificat échangeable (permis ou crédits). En effet, les marchés de droits d'émission diffèrent selon d'autres variables qui sont : *la durabilité du quota global, la limitation individuelle des émissions, le périmètre d'action, les restrictions spatiales à l'échange et le mode d'allocation*. Selon la définition de ces points, les marchés produiront des effets variables. Ces critères permettent ainsi de caractériser les marchés, de les typologiser et d'éclaircir les conditions de succès et d'échec de l'instrument.

On peut également montrer que certaines variables hexogènes influent largement sur les chances de succès de l'instrument. Il s'agit des caractéristiques mêmes du polluant à réguler, notamment *sa toxicité et la dépendance technique et économique à son égard*. Ces facteurs constituent des contraintes qui limitent les types de marchés qui peuvent être des succès. Je les considère donc comme les variables principales de mon modèle d'analyse et les présenterai en premier.

¹¹⁹ J'introduis cette nuance, car comme on l'a vu dans le cas de l'*Offset Policy* et comme on peut le montrer également dans d'autres cas d'application des marchés, l'atteinte de l'objectif environnemental ne tient pas toujours à l'action des marchés en tant que tels, mais également au renforcement des régulations *command and control* qui leur sont associés.

¹²⁰ A noter que la minimisation des coûts de dépollution des entreprises est une condition nécessaire mais pas suffisante à l'atteinte de l'efficacité allocative. En effet, pour que la politique soit efficace, les coûts marginaux de dépollution des entreprises doivent être égaux aux coûts marginaux de la pollution. Une situation où les entreprises dépensent peu en équipements de dépollution et où la pollution provoque par contre des dégâts sociaux et environnementaux élevés n'est pas efficace. Toutefois, n'ayant pas les moyens de juger de l'efficacité des politiques, je me limiterai à considérer leurs coûts pour les entreprises.

¹²¹ La réduction des coûts étant considéré dans mon optique comme secondaire par rapport au respect des objectifs environnementaux.

4.1. Les variables principales

4.1.1. Toxicité du polluant

En premier lieu la toxicité des polluants¹²² constitue une contrainte importante au fonctionnement idéal des marchés de droits d'émission. À cet égard il existe une différence fondamentale entre les schèmes de marché visant à réguler les gaz à effets de serre, comme le CO₂, qui sont des éléments faiblement toxiques et d'autres polluants comme le CO dont la toxicité est beaucoup plus élevée¹²³.

En effet, parce que le CO₂ est un gaz dont les impacts se font sentir principalement à l'échelle du globe (réchauffement climatique), il n'y a a priori que peu ou pas de risque, que des phénomènes de *hot spots*¹²⁴ se produisent à l'échelle locale. Il est donc relativement indifférent d'un point de vue environnemental que les achats de certificats de CO₂ se concentrent dans une même zone géographique. À l'opposé, dans le cas de polluants très toxiques comme les métaux lourds ou les substances cancérigènes, l'impact local de l'échange peut être assez important pour qu'un schème de marché de droits d'émission soit, pour des raisons environnementales, tout simplement inutilisable (Stritt, 1997 : 50).

Ainsi, plus les polluants sont toxiques localement, plus il sera difficile de garantir pour un marché de droits d'émission que l'échange ne provoque pas de dépassements locaux des standards de qualité de l'air. Dans ce cas de figure, il est souhaitable que le *périmètre d'action* du marché soit restreint. En effet, plus la taille du marché est de faible ampleur, moins l'échange a d'impact sur les concentrations locales de polluants (Stritt, 1997 : 54).

Dans la pratique, tous les programmes qui pouvaient avoir des impacts locaux ont instauré des réglementations supplémentaires pour éviter ce problème. Certaines politiques comme *l'Offset Policy*, mais aussi *l'Acid Rain* et le programme qui fut instauré à Bâle en 1994, maintenaient en parallèle le système des VLE afin d'éviter que certaines sources n'augmentent - par l'achat de certificats - leurs émissions individuelles de façon démesurée. En outre, certains programmes de taille importante comme le *RECLAIM* ont introduit des *restrictions spatiales à l'échange*, afin que les marchés n'induisent pas de déséquilibres écologiques au niveau régional.

Alors que ces diverses restrictions ont été, d'un point de vue environnemental, plus ou moins efficaces, la réduction du périmètre d'action, le maintien des VLE ou la restriction spatiale des échanges constituent à des degrés divers des entraves à l'échange. Or, puisque la liberté et l'intensité des échanges sont des conditions nécessaires à la minimisation des coûts de la politique, l'intérêt d'utiliser un marché de droits d'émission devient beaucoup moins évident lorsque le polluant régulé est très toxique. On peut donc en conclure que *les marchés de droits d'émission conviennent mieux aux polluants dont les impacts locaux sont faibles ou inexistant* (cf. Stritt, 1997 : 50).

4.1.2. Dépendance économique et technique vis à vis du polluant

La toxicité n'est pas la seule caractéristique du polluant qui exerce un impact important sur l'organisation possible des marchés de droits d'émission. Les possibilités techniques et économiques de réduire les émissions du polluant influent ainsi largement sur le type de marché qui devrait être implémenté pour que la politique soit un succès.

Sur les cinq principaux marchés de droits d'émission qui ont été introduits aux USA entre 1974 et 1997, seuls trois ont réellement atteint les objectifs environnementaux assignés.

¹²² La toxicité est la « Propriété d'une substance qui peut empoisonner un organisme vivant » (définition du Trésor de la Langue Française Informatisé, <http://atilf.atilf.fr/>)

¹²³ Il y a d'ailleurs encore débat quant à savoir si le Co2 peut effectivement être considéré comme un polluant ou non. Cf notamment : <http://www.debatse.org/forum/forumangles/0374285674565>

¹²⁴ Comme on l'a vu, il s'agit de pollutions locales qui peuvent advenir lorsque la logique de marché pousse les entreprises d'une même zone à mener des stratégies d'achats de certificats au lieu de réduire effectivement leur pollution.

Il s'agit du *Lead Phasedown*, du *CFC Trading for Ozone Protection* et de l'*Acid Rain Program*¹²⁵. Or dans ces trois cas, l'objectif environnemental a pu être atteint par une simple substitution du polluant ou de la technique de production incriminée par une technologie alternative.

Tableau 12 : Principaux marchés de droits d'émission aux Etats-Unis au niveau fédéral (1974-1997)¹²⁶

Program	Traded Commodity	Period of Operation	Environmental and Economic Effects
Emissions Trading Program	Criteria air pollutants under the Clean Air Act	1974-Present	Environmental performance unaffected; total savings of \$5-12 billion
Lead Phasedown	Rights for lead in gasoline among refineries	1982-1987	More rapid phaseout of leaded gasoline; \$250 million annual savings
Water Quality Trading	Point-nonpoint sources of nitrogen & phosphorous	1984-1986	No trading occurred, because ambient standards not binding
CFC Trading for Ozone Protection	Production rights for some CFCs, based on depletion potential	1987-Present	Environmental targets achieved ahead of schedule; effect of tp system unclear
Acid Rain Reduction	SO2 emission reduction credits; mainly among electric utilities	1995-Present	Environmental targets achieved ahead of schedule; annual savings of \$1 billion
RECLAIM Program	Local SO2 and NOx emissions trading among stationary sources	1994-Present	Unknown as of 1997

Source : Stavins, 1998 : 7

Le cas du *CFC Trading* est à cet égard emblématique. Il s'agissait en effet, suite au protocole de Montreal, d'éliminer totalement la production de certains CFCs avant 1996 (UNEP, 2005 : 7). Or Dupont, une firme américaine, plus gros producteur mondial de CFC et détenteur d'une position dominante aux USA, avait déjà identifié en 1979 plusieurs substituts possibles aux CFCs responsables de la détérioration de la couche d'ozone (Doyle : 1991). En 1987, lorsque le protocole de Montréal fut ratifié, la firme Dupont était déjà capable d'industrialiser ces substituts.

Le marché de permis, qui fut implémenté aux USA en 1988, fixait des plafonds d'émissions dégressifs, jusqu'à élimination des polluants considérés pour 1998¹²⁷. Le marché permettait à des entreprises pour qui l'instauration de techniques alternatives auraient été trop onéreuse, d'acheter des permis à polluer à des firmes comme Dupont, qui en 1994 déjà, étaient capables de se passer complètement de CFCs.¹²⁸

Par rapport aux modalités réglementaires qu'ont employées la plupart des pays européens pour atteindre l'objectif du protocole de Montreal, l'atout principal du marché de droits d'émission fut d'accélérer le passage aux techniques alternatives, tout en minimisant les coûts globaux de la politique. (cf. Harrison, 1999 : 33). En effet, le gain que pouvait constituer la vente de permis excédentaires constituait une incitation à dépolluer rapidement. Les USA parvinrent ainsi à diminuer leur production de CFCs de façon assez spectaculaire.

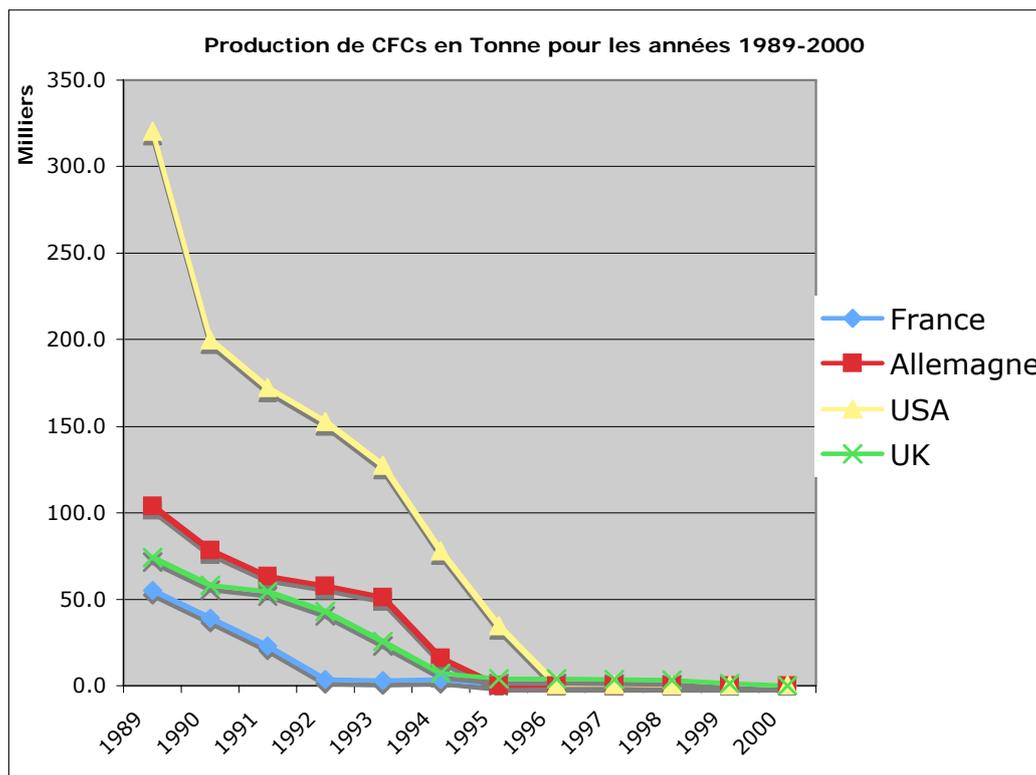
¹²⁵ Je considère le programme Acid Rain comme un succès même si, comme nous l'avons vu, cinq états n'ont pas encore atteint les objectifs de qualité de l'air en 2005.

¹²⁶ Le programme *Reclaim* est sous la responsabilité de la Californie du Sud, et non sous l'ingérence directe des Etats-Unis.

¹²⁷ Soit deux ans plus tard que ce qui était demandé par l'UNE

¹²⁸ <http://es.epa.gov/p2pubs/techpubs/0/14590.html>

Figure 12



Source : Données provenant de UNEP, 2005 : 7

Parce que les CFCs étaient d'une part des gaz qui étaient facilement substituables et que, d'autre part, l'introduction d'alternatives n'induisait pas des coûts économiques démesurés, ceux-ci furent quasi-éliminés aux États-Unis en l'espace de dix ans.

Le SO₂, dans le programme *Acid Rain*, ainsi que le plomb dans le *Lead Phaseout* présentent des caractéristiques analogues¹²⁹. On peut en déduire que : *les marchés de droits d'émission sont particulièrement efficaces dans les cas de figure où il est techniquement et économiquement aisé de réduire les émissions du polluant concerné.*

Or, tout le problème est que plus les efforts de réduction des émissions d'un polluant ou d'un secteur d'activité particulier ont été importants par le passé, plus les nouvelles réductions seront techniquement difficiles et économiquement coûteuses. Ce problème se pose de façon particulièrement aiguë avec les polluants qui sont pour des raisons techniques intrinsèquement liés avec le développement économique.¹³⁰

C'est notamment le cas des gaz à effets de serre (Vallee, 2002 : 240), qui sont principalement produits lors de la combustion des énergies fossiles, desquelles nous sommes d'un point de vue énergétique encore très dépendants¹³¹. Ainsi, toute réduction majeure des émissions de CO₂ passe par une diminution de la consommation d'énergie, ou par une amélioration de l'efficacité énergétique.

¹²⁹ Pour l'Acid Rain, le remplacement de centrales électriques fonctionnant au charbon permet dans une large mesure d'atteindre les concentrations voulues de SO₂. Dans le cas du Lead Phaseout, le remplacement des anciens carburants par des nouveaux sans traces de plomb suffisait à remplir l'objectif environnemental.

¹³⁰ À propos de la relation entre polluants et développement économique voir Chua, 1999 : 395-399

¹³¹Cf. notamment :

http://www.alternativeseconomiques.fr/site/245_006_dependancecroissante.html

Or, pour l'UE qui est déjà relativement économe en énergie, toute nouvelle réduction des émissions sera beaucoup plus onéreuse que pour les USA qui disposent d'un potentiel d'économie d'énergie beaucoup plus important en raison de leur niveau très élevé de consommation et d'une efficacité énergétique moindre (cf. Vallée, 2003 : 768).¹³²

Puisqu'il est encore techniquement impossible à l'heure actuelle de se passer de la combustion des énergies fossiles, il deviendra ainsi, avec le temps, de plus en plus dur de restreindre les émissions de CO₂ en Europe sans limiter la consommation d'énergie.

On peut très bien analyser sous cet angle les problèmes de gestion des NOx en Californie du Sud. Les NOx sont également des polluants qui proviennent à 95% de la combustion des énergies fossiles (les 5% restants étant le produit de divers autres procédés industriels). De 1976 à 1994, l'émission de NOx était, comme nous l'avons vu, régulée par l'*Offset Policy*, un marché de crédits encore largement soumis aux régulations de type *command and control*. Bien que sous cette politique des réductions substantielles de la pollution aient été effectuées, les concentrations d'ozone n'ont jamais réellement atteint un seuil satisfaisant. En effet, malgré l'introduction de plusieurs techniques dépollution comme les brûleurs « bas-NOx » et les catalyseurs industriels¹³³ qui réduisirent notablement les émissions individuelles, l'accroissement global de la consommation d'énergie dans la région fut telle qu'elle contrebalança largement ces réductions. Il aurait donc fallu que des technologies permettant d'émettre moins de NOx continuent d'être implémentées et qu'en parallèle la consommation d'énergie fossile soit diminuée pour que les standards de qualité de l'air soient respectés.

En 1994, la Californie du Sud introduisit un marché de permis à polluer : le programme RECLAIM, afin de réguler les NOx (et le SO₂ accessoirement)¹³⁴. Théoriquement, le marché de permis aurait dû être, dans ce contexte, supérieur aux marchés de crédits ou aux législations de type *command and control*. En effet, puisqu'il contingente la production globale de polluants, le marché de permis devrait permettre d'atteindre avec certitude les objectifs environnementaux fixés, ceci indépendamment de la pression économique (cf. Muller, 1999 : 1-2). Or, confrontées à une demande en énergie toujours croissante¹³⁵, les autorités californiennes définirent un plafond maximum de pollution extrêmement laxiste qui autorisait même un accroissement des émissions de Nox :

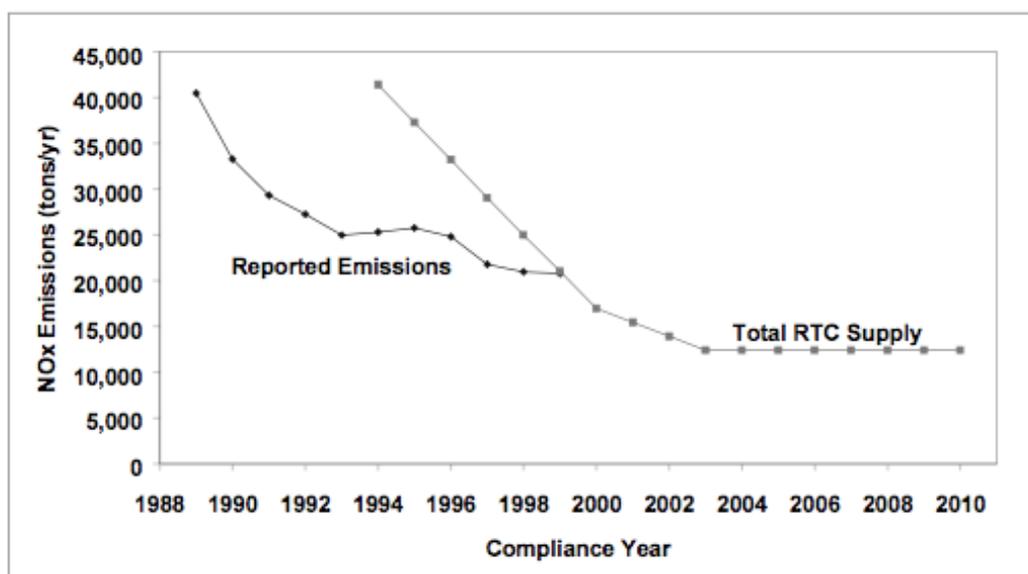
¹³² Les économistes parlent de différences entre *coûts marginaux de dépollution*. Le coût marginal de dépollution est le coût de chaque nouvelle « unité » de dépollution. Ce coût est en temps normal toujours croissant. (cf. figure 5 page 21).

¹³³ <http://www.environnement.ccifr/air/reduction/reduction-nox.htm>

¹³⁴ Le Programme RECLAIM est en fait un système mixte. Il fonctionne exactement de la même manière qu'un système de permis (définition d'un plafond de pollution puis allocation de permis aux entreprises). À la différence près que les entreprises peuvent obtenir des crédits à polluer en effectuant des projets de dépollution (assainissement de site, renouvellement du parc automobile, etc.).

¹³⁵ Demande croissante qui fut une des causes principales de la retentissante crise de l'électricité californienne pendant l'été 2000.

Tableau 13 : Emissions réelles de Nox par rapport aux permis alloués(RTC)



Source : Harrisson, 2003 : 49

Les permis, parce qu'ils étaient en quantité excédentaire par rapport aux besoins des entreprises, ne contraignirent que très faiblement ces dernières à diminuer leurs émissions polluantes. Ainsi, pour les années 1994 - 2000, les réductions d'émissions globales de NOx n'atteignirent que 19%, alors qu'elles auraient dû atteindre 72% si l'ancienne régulation avait été maintenue (EPA, 2002 : 57)

L'EPA, qui évalua le programme en 2002, résume ainsi les raisons de cette allocation généreuse :

« {...} Regulatory stakeholders concede that credits were over-allocated to participating facilities in order to implement RECLAIM, because SCAQMD [*South Coast Air Quality Management District*] had to ensure that the market was politically feasible and that industry supported the effort. SCAQMD claims that it had to build assumptions of economic growth into the initial allocation in order not to penalize sources for the recession, nor to impose a greater burden on them than they would have faced under CAC [*command and control*], which imposed no mass cap » (EPA, 2002 : 44).

La leçon principale que l'on peut tirer de l'échec du RECLAIM est qu'il est, pour des raisons économiques et politiques assez évidentes, fort difficile d'imposer un contingentement strict d'un polluant lorsque la production de celui-ci est liée avec le développement économique et qu'il n'existe pas - ou plus - réellement d'alternatives techniques. Dans de tels cas, on peut parler d'une *dépendance économique et technique vis à vis du polluant*¹³⁶

On peut ainsi avancer que tout comme les modalités réglementaires, les marchés de permis et de crédits à polluer ont moins de chance d'être des succès lorsque, pour des raisons techniques ou économiques, le potentiel de réduction supplémentaire par le biais de l'innovation technique est faible.¹³⁷

Pour que les marchés restent dans ce contexte efficaces, la seule solution consiste à accroître la taille du marché. En effet, si le marché inclut des régions où l'effort de dépollution a été historiquement moins important, et où le potentiel de réduction des

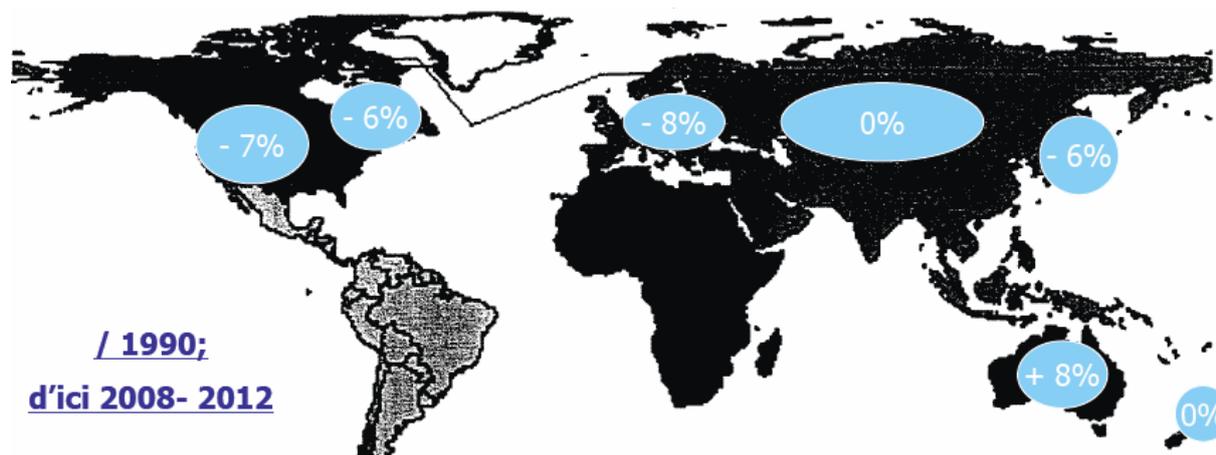
¹³⁶ Dépendance économique, puisque tout accroissement de l'activité économique induit dans de tels cas un accroissement de la pollution, et dépendance technique puisqu'il n'est pas réellement possible de contrer cette tendance par l'introduction de technologies dépolluantes supplémentaires.

¹³⁷ Comme je l'ai sous-entendu, le potentiel de réduction supplémentaire de la pollution est lié avec la dimension spatiale. J'approfondirai ce point plus loin dans ce mémoire.

émissions est par conséquent plus élevé, la logique des certificats échangeables aboutirait à ce que l'effort de dépollution se concentre majoritairement dans ces régions. Cela permettrait alors de minimiser les coûts de la politique tout en permettant une réduction globale des émissions de polluants.

C'est d'ailleurs toute la rhétorique du protocole de Kyoto, qui mettra en œuvre un marché de certificats mondial¹³⁸, afin de profiter au maximum des différences en termes de capacités de réduction des pays participants.

Figure 13 : Régions participantes au marché de droits d'émissions du protocole de Kyoto avec leurs objectifs respectifs :



Source : <http://ecolu-info.unige.ch/teach/ChangClim1/SandrineRousseaux050303.pdf>

Tout l'intérêt d'inclure les pays d'Europe de l'est dans le marché de droits d'émission du protocole de Kyoto est facilement explicable de par l'opportunité qu'il offre aux pays d'Europe de l'Ouest de satisfaire les engagements contractés par des projets de réduction d'émissions à l'étranger, bien moins coûteux que les réductions domestiques.

Ainsi, dans les cas où le polluant à réguler est difficilement substituable pour des raisons techniques et économiques, les marchés de droits d'émission ne peuvent atteindre un objectif environnemental à des coûts minimes que si le marché s'étend sur une grande surface.

Toutefois, des marchés d'une si grande taille sont peu envisageables pour des polluants toxiques à cause du risque que représente la formation de *hot spots*. Ainsi, lorsque les contraintes que représentent la toxicité et la dépendance technique et économique sont réunies, l'existence d'un quota global sur l'émission du polluant concerné devient alors une entrave de taille pour les entreprises régulées.

En effet, si la diminution des émissions ne peut être obtenue par une simple modernisation des moyens de production, la présence d'un quota réellement défini en fonction d'un objectif environnemental ne peut qu'impliquer une limitation de l'activité économique. Une telle politique comporterait alors des coûts économiques et sociaux fort élevés. Dans ce contexte, la définition du plafond apparaît comme un enjeu politique central. On peut ainsi arguer que *si le polluant à réguler est toxique et qu'il est pour des raisons techniques et économiques non substituable, les marchés de droits d'émission*

¹³⁸ Contrairement à ce que montre la figure 13, il s'agit bien d'un marché mondial. En effet, bien que les échanges de permis n'ont lieu qu'entre les pays de l'annexe 1, le mécanisme de *Mise en Œuvre Conjointe* et de *Développement propre* permet, par des actions de dépollution dans les économies en transition respectivement dans les pays en voie de développement, de générer des crédits à polluer.

*auront alors peu de chance de pouvoir concilier objectif environnemental et minimisation des coûts.*¹³⁹

Les deux contraintes que j'ai évoqué ci-dessus – toxicité, dépendance économique et technique- exercent ainsi une large influence sur les types de marchés de droits qui peuvent être mis en œuvre de manière efficace. Il existe en effet plusieurs types de marchés qui varient sur les points que je présenterai dans la section suivante.

4.2. Variables secondaires

4.2.1. Nature du certificat échangeable

La première variable qui permette de différencier les marchés de droits de polluer est la nature de la commodité qui peut être échangée. J'ai déjà montré, dans le deuxième chapitre de ce mémoire, quelles étaient, en termes de droits de propriété, les principales différences entre permis et crédits et qu'est-ce que cela impliquait au niveau de l'efficacité et de l'efficience de l'instrument. Le choix entre systèmes de crédits et systèmes de permis exerce ainsi une grande influence sur les chances de succès de la politique, puisque toute chose étant égale par ailleurs, les permis seraient à la fois plus efficaces d'un point de vue environnemental et plus efficaces économiquement. (Muller, 1999 : 2).

4.2.2. La durabilité du quota global d'émission

La question du quota global d'émission permet de différencier les marchés de droits d'émission, entre les schèmes qui limitent les émissions globales de polluants dans une optique conforme à la notion de durabilité écologique et ceux dont le quota global est conçu afin de ne pas imposer des coûts trop élevés aux entreprises régulées.

La notion de quota joue un rôle central dans les politiques environnementales. Comme l'expriment Knoepfel et Nahrath, pour être un succès d'un point de vue environnemental, toute politique de protection devrait établir un quota d'exploitation maximum sur la ressource qui garantisse que celle-ci puisse se renouveler (Knoepfel, Nahrath, 2005 : 19). Dans une perspective de durabilité écologique, le quota global aurait pour rôle de limiter les émissions de polluants, afin que la qualité de l'air ne nuise pas aux capacités de renouvellement des écosystèmes. Comme je l'ai déjà mentionné dans le chapitre précédent, parce qu'il n'y a pas réellement de quota global sur l'émission de polluants dans les schèmes de crédits¹⁴⁰, *il y a plus de chances à la base qu'un système de permis puisse atteindre l'objectif environnemental fixé qu'un système de crédits.*

Toutefois, les marchés de permis ne peuvent être réellement efficaces au niveau environnemental que si leur plafond est défini de manière durable. On peut dégager deux tendances principales dans la manière de calculer le plafond. La méthode la plus cohérente serait de calquer la masse globale de polluants autorisée dans la zone régulée sur les standards de qualité de l'air ambiant (VLI). En effet, pour autant que les VLI aient été définis de façon éco-centrée, le fait que le plafond en soit une traduction - même approximative - (cf. Stritt, 1997 : 17), constituerait déjà un grand pas en direction d'une gestion durable de l'air. Or, le problème est que si le potentiel technique de réductions supplémentaires des émissions est faible, une définition strictement éco-centrée du plafond impliquera des coûts de dépollution forts élevés pour les entreprises. En outre, un plafond restrictif pourrait même conduire à un gel du développement économique. Parce que de telles politiques auraient des coûts sociaux et économiques forts élevés,

¹³⁹ on peut également dire qu'il n'y a pas dans ce cas de figure de solution *win-win* possible. (Les solutions *win-win* désignent les cas où la résolution d'une situation conflictuelle est possible en améliorant la situation de tous les acteurs concernés. (cf notamment : <http://www.triz-journal.com/archives/2001/02/c/index.htm>))

¹⁴⁰ On peut toutefois considérer que l'addition de tous les quotas individuels forment un quota global implicite, qui varie toutefois en fonction du nombre de participants et de l'activité économique. Ce quota permet plus ou moins une gestion durable de la ressource, pour autant qu'il n'y ait pas trop de pollueurs et que leur production ne soit pas en perpétuelle augmentation.

elles restent politiquement peu acceptables. Ainsi, dans la pratique, le plafond vise beaucoup plus à garantir la *durabilité économique* de l'air que sa *durabilité écologique*.

Cet argument peut être illustré par le « marché de quota européen d'émissions de CO₂ ». Entré en vigueur en 2005, ce marché de permis échangeables a été implémenté principalement pour préparer l'UE à l'entrée en vigueur de la première phase du protocole de Kyoto en 2008. Par la signature du protocole de Kyoto, l'Europe s'est en effet engagée à réduire ses émissions de gaz à effets de serre de 8% par rapport au niveau de 1990, au cours de la période 2008-2012. Il y a donc eu répartition de ce quota entre les pays de l'Union européenne selon leurs « capacités respectives ». L'Allemagne s'est par exemple engagée à réduire ses émissions de 21% par rapport au niveau de 1990, la France de 0%, et l'Espagne s'est autorisée à augmenter ses émissions de 15%.¹⁴¹

La directive 2003/87/CE du parlement européen, établissant un système d'échange de quotas, explicite clairement les objectifs de cette politique :

« La présente directive contribue à réaliser les engagements de la Communauté européenne et de ses Etats membres de manière plus efficace, par le biais d'un marché européen performant de quotas d'émission de gaz à effet de serre et *en nuisant le moins possible au développement économique et à l'emploi.* »¹⁴²

Bien que certains aspects de cette politique aient été définis au niveau communautaire, notamment le type de marché, les groupes cibles (secteur énergétique et gros émetteurs industriels) ainsi que la modalité d'allocation, la définition exacte du plafond ainsi que la répartition des droits de polluer aux entreprises régulées sont par contre du ressort des Etats¹⁴³. Olivier Godard livre ainsi une étude très bien documentée de la manière dont la France a déterminé son plafond national d'émissions¹⁴⁴ (Godard, 2005 : 1-24).

L'objectif environnemental du protocole de Kyoto exige de la France qu'elle retourne au niveau de production de CO₂ de 1990, soit une moyenne annuelle de 565 MT de CO₂ sur la période 2008-2012. Or depuis 2002, la tendance en France est à l'accroissement des émissions de CO₂, si bien que, sans mesures supplémentaires, les projections indiquent qu'en 2010 la France excédera de 10% ses émissions de 1990.

¹⁴¹ http://www.emissions-poitou-charentes.org/kyoto_europe.htm

¹⁴² c'est moi qui met en italique. Source : <http://aida.ineris.fr/textes/directives/text5061.htm>

¹⁴³ Au printemps 2004, les États membres étaient donc tenus de remettre à la commission européenne « un plan national d'affectation de quotas de Co2 » qui définissait, pour la première phase de cette politique, la liste exacte des installations régulées ainsi que le niveau du plafond autorisé pour la période 2005-2007. (soit la 1^{ère} phase pré-Kyoto du dispositif).

¹⁴⁴ Je m'appuierai largement sur son texte pour la partie suivante.

Tableau 14 : Emissions, tendances, mesures et objectifs (France)

En MteCO ₂	Émissions 1990	Émissions 2002	Tendancier 2010	Mesures PC2004	Émissions 2010 avec mesures PC2004
Climatisation*				10,2	
Transports	121,5	149,5	175,1	16,3	154,8
Bâtiment	89,5	97,4	116,6	11,7	99,9
Industrie	141,2	115,0	118,3	10,8	107,3
Energie	80,6	68,6	87,8	16,8	71,0
Déchets	15,9	14,7	13,0	0,5	12,5
Agric./forêts	116,1	108,6	108,1	5,6	105,7
PC/Etat exemplaire				0,4	-0,4
Total	564,7	553,9	618,9	72,3	550,8
<i>Légende :</i>				Apport UTCF	-3,2
PC = Plan climat				Apport	-1,0
UTCF = Utilisation des terres, leurs changements et la forêt				MOC/MDP	
MOC : projets de mise en œuvre conjointe (in Annexe B)					
MDP : projets de type « mécanisme de développement propre »					
* Les réductions sur la climatisation sont intégrées dans les différents secteurs, dont 3,5 MteCO ₂ pour le transport				Total	546,6
				émissions	
				nettes	
				"Kyoto"	

Source : Godard, 2005 : 6

Compte tenu des tendances sectorielles projetées pour la période 2002-2010 (accroissement des émissions issues des transports, du bâtiment et de l'habitat par rapport au niveau de 1990), il paraissait impératif que les secteurs régulés par le marché de droits d'émission (l'énergie et l'industrie) fournissent un effort significatif pour atteindre l'objectif environnemental de la période 2008-2012.

La politique française de lutte contre le réchauffement climatique (synthétisée par le *Plan Climat 2004*¹⁴⁵) est à cet égard cohérente puisqu'elle demande effectivement de gros efforts à ces deux secteurs : soit une réduction de 34 Mt CO₂ pour l'industrie (24% de moins qu'en 1990) et une réduction de 9.6 Mt de CO₂ pour le secteur énergétique (12% de moins qu'en 1990). Pour atteindre cet objectif, le plafond fixé par le marché de quotas français aurait dû se situer, pour la période 2005-2007, entre 103.9 et 107.78 Mt CO₂ / année. (Godard, 2005 :8). En réalité, les autorités françaises n'ont pas calculé le plafond en fonction des objectifs du plan climat, mais ont adopté une toute autre méthode :

« La méthode retenue est partie d'une détermination des besoins d'émission calculés comme une fonction de la croissance de la production attendue sur la période 2005-2007 et de l'évolution d'un indice de consommation spécifique (émissions de CO₂ par tonne de produit). Ces estimations ont été obtenues à partir d'un processus de consultation des représentants des secteurs concernés¹⁴⁶ et de prévisions d'origines diverses. A ces estimations brutes des besoins, il a été ensuite appliqué un coefficient d'abattement reflétant l'effet de l'introduction de progrès technologiques prévisibles en matière de combustion rentables aux conditions ordinaires (hors politique de l'effet de serre) de prix de l'énergie et des autres facteurs.. »(Godard, 2005 : 9).¹⁴⁷

Alors que le niveau d'émission de l'ensemble des sources équivalait à 135.39 Mt de CO₂ en 2002, le plafond défini par les autorités françaises égale 156.51 Mt de CO₂ / année pour la période 2005-2007. Cette politique n'oblige donc pas les secteurs régulés à réduire leurs émissions, comme on pourrait légitimement s'y attendre, mais autorise dans les faits, une augmentation de 15.6% des émissions globales par rapport au niveau de 2002. D'où la conclusion d'Olivier Godard qui se passe de commentaire :

« La principale initiative adoptée en Europe pour mettre les émissions de GES sur une trajectoire de réduction en ligne avec les objectifs du protocole de Kyoto, à savoir la directive

¹⁴⁵ Le plan climat vise en fait à répondre aux objectifs du protocole de Kyoto http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/plan_climat.pdf

¹⁴⁶ c'est moi qui met en italique

¹⁴⁷ à noter que le plafond du programme RECLAIM a été calculé de manière analogue

sur les quotas d'émission de CO₂, est dans la pratique utilisée par le gouvernement français pour mettre les installations des secteurs de l'industrie et de l'énergie relevant de cette directive à l'abri d'efforts significatifs, au motif de ne pas pénaliser des activités en croissance et de préserver la compétitivité industrielle du pays. » (Godard, 2005 : 12).

On peut même aller plus loin en affirmant que, puisque les permis ont sur le marché une valeur monétaire, cette politique agit de fait plus comme une politique de subvention des entreprises régulées¹⁴⁸ que comme une politique de restriction des émissions. Il est par conséquent peu probable à moyen terme, que le marché de quotas de CO₂ remplisse le rôle qu'il devrait jouer dans le cadre du *Plan Climat 2004*.

En outre, comme le montre le tableau 17, la France n'a pas été le seul pays de l'Union à avoir défini son plafond national selon les besoins en croissance des entreprises régulées. En effet, de manière générale, il y a eu sur-allocation de permis au sein de l'UE. Les entreprises ayant de manière générale peu besoin d'avoir recours à l'échange pour atteindre les objectifs de dépollution, l'offre de permis a sur le marché européen excédé la demande, ce qui fut une des causes majeures du *crash* du prix de la tonne de CO₂ au cours du premier trimestre 2006¹⁴⁹.

¹⁴⁸ on discutera plus profondément de cet aspect plus loin.

¹⁴⁹ Cf notamment : <http://www.ireedd.com/NOTES/Note%20IREEDD2.htm>

Tableau 15: Allocations de quotas émissions de CO2, en tonnes

Etats membres de l'UE	Emissions 2005 de CO ₂	Allocations annuelles moy. hors réserves (2005 à 2007)	Quotas annuels mis en réserves	Surplus ou déficit d'allocation (Hors réserves)	Surplus ou déficit d'allocation en %
ALLEMAGNE	473 715 872	495 073 574	3 926 426	21 357 702	4,51%
AUTRICHE	33 372 841	32 674 905	33 005	-697 936	-2,09%
BELGIQUE	55 354 096	59 853 575	2 545 876	4 499 479	8,13%
DANEMARK	26 090 910	31 039 618	2 460 382	4 948 708	18,97%
ESPAGNE	181 063 141	162 111 391	13 162 130	-18 951 750	-10,47%
ESTONIE	12 621 824	18 763 471	189 529	6 141 647	48,66%
FINLANDE	33 072 638	44 587 032	862 952	11 514 394	34,82%
FRANCE	131 147 905	150 500 685	4 871 317	19 352 780	14,76%
GRECE	71 033 294	71 135 034	3 286 839	101 740	0,14%
HONGRIE	25 714 574	30 236 166	1 424 738	4 521 592	17,58%
IRLANDE	22 397 678	19 238 190	3 081 180	-3 159 488	-14,11%
ITALIE	215 415 641	207 518 860	15 551 575	-7 896 781	-3,67%
LETTONIE	2 854 424	4 054 431	50 576	1 200 007	42,04%
LITUANIE	6 603 869	11 468 181	797 213	4 864 312	73,66%
PAYS-BAS	80 351 292	86 439 031	2 503 305	6 087 739	7,58%
PORTUGAL	36 413 004	36 898 516	1 262 898	485 512	1,33%
RESLOVAQUE	25 237 739	30 364 848	718	5 127 109	20,32%
RETCHEQUE	82 453 727	96 907 832	34 802	14 454 105	17,53%
ROYAUME-UNI	242 396 039	209 387 854	15 527 484	-33 008 185	-13,62%
SLOVENIE	8 720 550	8 691 990	66 667	-28 560	-0,33%
SUEDE	19 306 761	22 530 831	678 149	3 224 070	16,70%
TOTAL	1 785 337 819	1 829 476 015	73 389 670	44 138 196	2,47%

Source : <http://www.ireedd.com/NOTES/Note%20IREEDD2.htm>

L'exemple du marché européen de quotas d'émission illustre l'impact important que joue la définition du plafond dans les systèmes de permis. *Principalement lorsque l'effort de dépollution induit des coûts élevés pour les entreprises, la définition du plafond devient réellement un point de conflit entre l'objectif environnemental de la politique et les intérêts économiques du groupe cible.* Comme le montrent les exemples du marché de quotas européen, l'objectif de durabilité économique prime alors souvent sur celui de durabilité écologique. On peut parler dans ces cas d'une définition *économico-centrée* du plafond.

Alors qu'une définition éco-centrée du plafond est une condition *sine qua non* du succès des marchés des permis, elle reste politiquement peu acceptable et difficilement applicable, parce qu'une telle définition peut potentiellement induire des coûts économiques fort élevés pour les entreprises ciblées par la politique.

4.2.3. Limitation individuelle des émissions

Un autre élément d'importance dans la conception d'un marché de droits d'émission est la question du maintien des standards de performances environnementales auxquels les entreprises doivent se conformer. En effet, comme je l'ai montré dans le chapitre trois, un des atouts théoriques majeurs des marchés de certificats échangeables serait leur efficacité par rapport aux réglementations traditionnelles. En temps normal, les marchés de droits d'émission n'obligent pas les entreprises à utiliser des équipements de dépollution particuliers et leur laisse une grande flexibilité quant à leur stratégie de dépollution.

Le programme *RECLAIM*, par exemple, autorisait les entreprises à augmenter largement leurs émissions de polluants pour autant qu'elles possèdent permis ou crédits en nombre suffisant. Alors que la production globale de polluants restait contrôlée, la plupart des certificats échangeables disponibles sur le marché ont été acquis par quatre compagnies pétrolières : *Unocal*, *Chevron*, *Ultramar* et *GATX*. Or, trois de ces quatre compagnies étaient situées proches l'une de l'autre, dans les communautés de Wilmington et de San Pedro majoritairement peuplées par des ouvriers noirs. Parce que ces compagnies possédaient des certificats en nombre suffisant, elles n'étaient pas contraintes de déployer certaines installations de dépollution fort coûteuses¹⁵⁰, ce qui a conduit à la formation d'un *hot spot* aux alentours des entreprises (Drury, 1999 : 252). *L'exemple du programme RECLAIM montre que lorsque le polluant à réguler est toxique et que la pollution individuelle des entreprises n'est pas limitée, l'échange de certificats risque de conduire à des pollutions locales.*

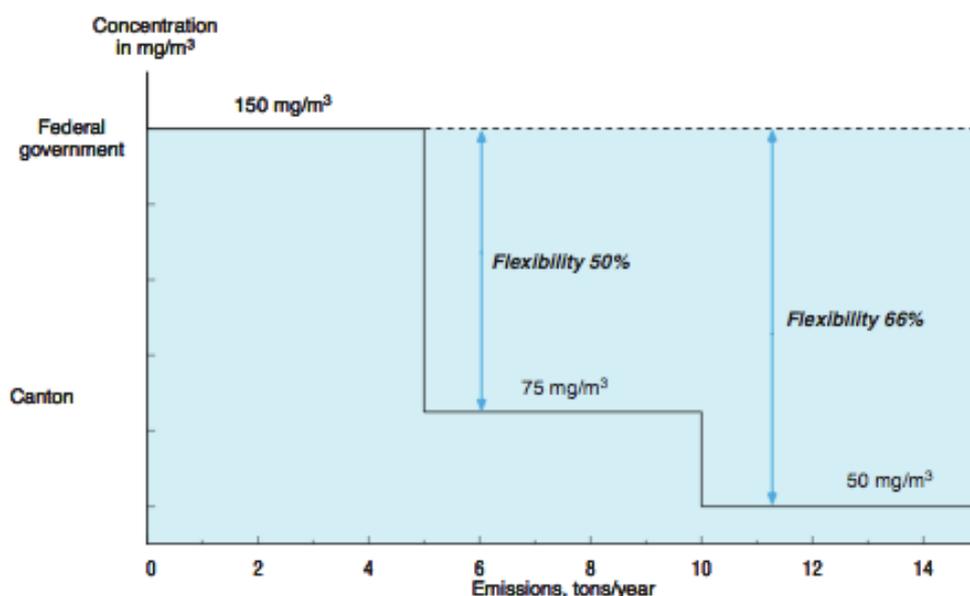
Pour lutter contre ce problème, certains schèmes de certificats échangeables ont maintenu l'obligation de respecter les VLE, normalement associées aux réglementations de type *command and control* (Johnstone, 2003 : 9). Cependant, le maintien des VLE peut constituer une sérieuse entrave à l'échange (Stritt, 1997 : 54). C'est ce que montre le cas de l'*Offset Policy*, mais également le marché de crédits à polluer bâlois.

En effet, la région bâloise a été, en 1993, la première en Europe à instaurer un marché de droits d'émission. Parce que les standards de qualité de l'air pour l'ozone au sol étaient dépassés, la politique avait pour but de réduire la production de VOCs¹⁵¹ des entreprises chimiques qui produisaient plus de cinq tonnes de VOCs par année (cf. Jeanrenaud, 1999 : 167-182). Dans ce dessein, les valeurs limites d'émission fixées au niveau fédéral ont été divisées par deux dans la région bâloise. Afin que ce sévère renforcement de la législation n'engendre pas de coûts trop élevés pour l'industrie chimique, les entreprises étaient compensées par des crédits lorsque elles réduisaient leurs émissions en dessous du nouveau standard cantonal :

¹⁵⁰ il s'agissait d'équipements visant à empêcher que des fumées toxiques s'échappent pendant le chargement des tankers (Drury, 1992 : 252)

¹⁵¹ Les VOCs comme les Nox, sont des précurseurs de l'ozone au sol.

Figure 14 : Standards cantonaux et fédéraux pour les VOCs, selon l'importance des émissions du pollueur



Source : Jeanrenaud, 1999 : 168

Les normes de performance fédérales ne pouvaient en aucun cas être dépassées par les entreprises¹⁵². Les firmes étaient donc contraintes d'installer des équipements de dépollution suffisants. Par contre, du moment que les standards fédéraux étaient respectés, les entreprises pouvaient : soit acheter des crédits pour se conformer au standard cantonal plus strict, soit continuer de prendre des mesures de dépollution pour parvenir à l'objectif cantonal. Comme l'illustre la figure 13, la marge de manœuvre des entreprises était donc relativement limitée.

Le marché de droits d'émission de la région bâloise a été un échec. En effet, absolument aucun échange de crédits n'a eu lieu entre les firmes. Le marché de crédits n'a donc virtuellement jamais existé (Jeanrenaud, 1999 : 171). Cet échec peut être en partie expliqué par le fait que le marché était de petite taille et le nombre de participants trop limité pour que de nombreux échanges se produisent. Toutefois, parce que les firmes devaient de toute manière se conformer au standard fédéral et qu'il était techniquement possible de satisfaire directement les standards cantonaux, elles auraient préféré réduire concrètement leurs émissions plutôt que de devoir recourir à l'achat de crédits (Jeanrenaud, 1999 : 172)¹⁵³. Ce que suggère l'échec du marché bâlois ainsi que le faible taux des échanges sous l'*Offset Policy*, est que l'incitation à recourir au marché faiblit, lorsque l'obligation de satisfaire les VLE est maintenue.

Toutefois l'exemple du programme *Acid Rain* montre qu'il est tout à fait possible, moyennant certaines contreparties, de maintenir les normes individuelles sans que l'efficacité des marchés de droits d'émission en pâtisse trop. L'*Acid Rain* avait pour objectif de contribuer à améliorer l'état d'acidification des écosystèmes du nord-est des Etats-Unis qui avait atteint un seuil critique¹⁵⁴. Sur l'ensemble du territoire américain, les émissions de SO₂ des entreprises électriques étaient en 1980 responsables de 70% des émissions nationales de dioxyde de soufre, alors qu'elles respectaient pratiquement tous les standards de performance fixés par le *Clean air act* (Ellerman, 2003 : 73). L'objectif

¹⁵² Les autorités fédérales n'ont pas accepté la requête bâloise d'autoriser les industries régulées à transgresser les normes de performance fédérales (Jeanrenaud, 1999 :171)

¹⁵³ Jeanrenaud avance toute une série d'autres raisons à l'échec bâlois. Cf : (Jenrenaud 1999 : 171 - 177)

¹⁵⁴ cette acidification était en large partie due aux émissions de SO₂

de l'Acid Rain était ainsi d'améliorer drastiquement cette situation en divisant par deux les émissions issues du secteur de l'énergie pour 2010 (Vallee, 2002 : 226).

Pour atteindre cet objectif, l'Acid Rain mettait en œuvre un marché de permis sur une surface très étendue – l'ensemble du territoire américain- avec un très grand nombre de participants - pratiquement toutes les usines électriques américaines (Ellerman, 2003 : 71). Le plafond fixé de manière dégressive égalait, depuis l'an 2000, la moitié des émissions de 1980¹⁵⁵. En plus de cet objectif global, les entreprises du secteur électrique restaient soumises aux VLE en vigueur. Les entreprises devaient donc, d'une part, posséder assez de permis pour couvrir leurs émissions de polluants, et de l'autre, rester en conformité avec les normes techniques en vigueur (Burtraw et al., 2005 : 261).

Cette combinaison d'une logique d'intervention globale (le marché de permis) avec une logique d'intervention individuelle (les VLE) a donné de bons résultats. En effet, d'un côté, les objectifs globaux de réduction des émissions ont été atteints (Vallee, 2002 : 229), et de l'autre, puisque les limitations individuelles ont été maintenues et que les entreprises ne pouvaient augmenter de façon inconsidérée leurs émissions individuelles de SO_2 , il n'y eut, d'après l'étude de Swift, aucun problème de *hots spots* dans le cadre de l'Acid Rain. (Swift : 2004). En outre, parce que le marché était de très grande taille et les participants nombreux, l'échange a été malgré les restrictions introduites fort soutenu. La politique a donc été globalement efficiente (Ellermann, 2003 : 75-83).

Ainsi, la combinaison d'un quota global d'exploitation avec des limitations individuelles à l'échange semble être une méthode assez appropriée pour atteindre des objectifs environnementaux globaux, tout en évitant en grande partie le risque de formation de *hots spots*. Selon Marc André Stritt, il s'agirait là d'un cas hybride de combinaison entre réglementation et instrument économique (Stritt, 1997 : 54). Bien que le maintien des normes de performance individuelles réduit l'efficacité économique des marchés de droits d'émission (Johnstone, 2003 : 11), de tels schèmes de marché peuvent tout de même mener à des réductions de coûts significatives si la taille et le nombre de participants au marché sont assez importants.

4.2.4. Le périmètre d'action

Le périmètre que recouvre le marché est également un facteur important pour comprendre les effets finaux des marchés de droits d'émission. La notion de périmètre recouvre ainsi deux dimensions distinctes. Une dimension quantitative et spatiale : l'espace géographique couvert par le marché, et une dimension qualitative : l'étendue du groupe cible de la politique.

Ainsi, pour que les marchés fonctionnent de manière efficiente, il est nécessaire qu'il y ait un grand nombre de participants. En premier lieu parce que lorsque le groupe cible de la politique est de taille réduite, le risque qu'apparaissent des monopoles sur le marché s'accroît (Tietenberg, 1999 : 14). En effet, dans le cadre des schèmes de marché, l'importance d'un participant est déterminée par le nombre de certificats qu'il détient un peu comme la taille d'un actionnaire dépend du nombre de ses actions (Stritt, 1997 : 32). Les gros pollueurs sont donc sur le marché les acteurs les plus influents. Dans le cas de figure où les acteurs seraient peu nombreux et inégaux en termes d'influences, il y a alors un risque que des comportements stratégiques apparaissent sur le marché. Certaines firmes pourraient ainsi être tentées de contrôler le marché de la pollution et de l'utiliser afin de priver leurs concurrents de droits de polluer (Tietenberg, 1999 : 15).

De manière plus générale, puisque c'est l'échange de certificats qui permet de réduire les coûts de la politique, le groupe cible doit être suffisamment large pour que le volume des échanges soit important (Boemare, Quirion, 2002 : 215). Toutefois, cette condition n'est en soi pas suffisante. Non seulement le nombre de participants doit être relativement élevé, mais pour qu'il y ait une réelle incitation à l'échange de certificats, il est également nécessaire que les coûts marginaux de dépollution diffèrent entre les participants :

¹⁵⁵ cette définition était donc parfaitement conforme à l'objectif environnemental de la politique.

« Plus la différence entre ces coûts est importante, plus le gain potentiellement réalisable est élevé et donc plus l'incitation à l'échange et à la création d'un marché actif est forte » (Stritt, 1997 : 51).

Afin de remplir cette condition, il est souhaitable que le marché intègre des catégories d'acteurs différents. En effet, les coûts marginaux de dépollution varient selon les secteurs d'activités, notamment parce que les politiques publiques ont la plupart du temps défini sectoriellement les mesures environnementales à prendre. Ainsi, pour certaines branches de l'économie, l'effort demandé peut avoir été historiquement plus important que dans d'autres secteurs. Comme les coûts de dépollution varient en fonction de l'intensité des mesures qui ont déjà été appliquées par le passé ces frais peuvent largement différer selon les secteurs¹⁵⁶ (cf. Stritt, 1997 : 31).

Probablement encore plus que le nombre d'acteurs régulés et leur diversité sectorielle, l'étendue géographique du marché influe largement sur l'hétérogénéité des coûts de dépollution et donc sur l'efficacité des schèmes de marché. En effet, dans le cas d'un marché de grande taille (national ou international), puisque les techniques de production sont souvent plus propres dans les régions développées économiquement que dans les régions plus « pauvres » (cf. Nordström, Vaughan, 1999 : 52 -58), les coûts marginaux de dépollution sont tendanciellement plus élevés dans les régions développées. (Vallee, 2002 : 242-243). Etant donné que la logique du marché pousse à ce que l'effort de réduction de la pollution se concentre dans les zones où l'assainissement est le moins onéreux, le système de certificats aboutirait à ce que l'effort de dépollution se déplace dans les zones les moins développées économiquement.

D'autre part, sans forcément que des critères macro-économiques rentrent en ligne de compte, il suffit que les aires géographiques incluses dans le marché aient été régulées par des politiques de protection de l'air différentes (comme dans de nombreux systèmes fédéraux) et que les standards techniques en vigueur ne soient pas aussi strict de part et d'autre, pour qu'il y ait incitation à l'échange entre zones. Le programme *Acid Rain* illustre bien cette problématique. Durant la première phase de la politique qui dura de 1995 à 2000, seules les usines électriques des régions du *Midwest*, du *Southeast* et du *Northeast* étaient ciblées par la politique¹⁵⁷ (Swift, 2004 : 7).

¹⁵⁶ Bien que les schèmes de marché aient avant tout été conçus pour gérer la pollution industrielle, on pourrait très bien imaginer des systèmes de certificats qui incluraient également les ménages ou le secteur des transports. A ce propos, le programme *Acid Rain* introduit une innovation intéressante. Alors qu'en temps normal, seules les entreprises régulées peuvent échanger des certificats, le programme *Acid Rain* autorise n'importe qui (organisations environnementales comprises) à acheter des certificats sur le marché (cf Tietenberg, 2002 : 6). Cette forme de « démocratisation des marchés » est une option tout à fait intéressante, puisqu'elle permet en fait aux organisations environnementales d'acheter des certificats dans le but de les retirer du marché. Le programme de quota de CO₂ de l'UE contient la même disposition.

¹⁵⁷ le *Midwest* comprend les Etats de : l'Illinois, l'Ohio, l'Indiana, l'Iowa, le Michigan, le Minnesota, le Missouri, and le Wisconsin; le *Southeast* les Etats de l'Alabama, Kentucky, Georgie, Floride, Mississippi, Caroline du nord et du sud et le Tennessee; enfin les Etats du *Northeast* sont le Connecticut, le District de Columbia, le Delaware, le Maine, le Maryland, le Massachusetts, le New Hampshire, le New Jersey, New York, la Pennsylvanie, Rhode Island, le Vermont et la Virginie.

Figure 15 : Carte des Etats-Unis



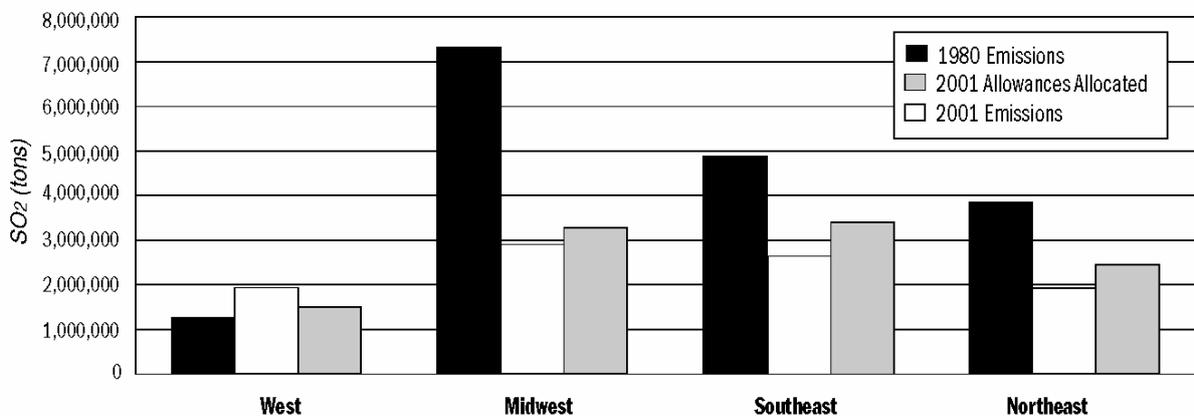
Source : http://www.uniterre.com/r_destinations/usa/images/cartes/carte_etats_unis.jpg

La politique se limitait dans un premier temps à ces régions, car elles étaient les principales touchées par les problèmes d'acidification (causés principalement par les émissions de SO_2). Parmi ces trois zones, c'est dans la région du *Midwest* que les techniques de production étaient les moins propres et les émissions de SO_2 , les plus élevées. Conformément aux hypothèses théoriques exposées à la page précédente, c'est donc dans le Midwest que le potentiel de réduction des émissions devait être le plus élevé. Or c'est effectivement dans cette région que s'est concentré l'effort de dépollution.

Lorsque la phase II de la politique a été lancée en 2001, tous les Etats de l'ouest ont été intégrés au marché du SO_2 . Parce que leurs usines électriques étaient de manière générale plus petites et plus performantes au niveau environnemental, elles produisaient biens moins de SO_2 que les régions précédemment incluses dans le marché :

Tableau 16

Baseline Inventory, Allocations, and Emissions of SO_2 by Region in 2001 (Phase II)



Source : Swift, 2004 :9

Parce que les coûts marginaux de dépollution devaient être bien plus élevés dans les Etats de l'ouest que dans les autres régions, leurs usines électriques ont dans une large mesure mené des stratégies d'achats de permis. Sous l'*Acid Rain*, ces Etats sont ainsi les seuls à avoir tendanciellement augmenté leurs émissions en 2001 par rapport à 1990 et certains (cf. tableau 19) ont même très largement accru leur production de SO₂¹⁵⁸:

Tableau 17 : Etats qui ont augmenté leurs émissions sous l'Acid Rain entre 1990 et 2001¹⁵⁹

State	SO ₂				NO _x
	1990 (Tons)	2001 (Tons)	Change	Ratio 2001 to 1990	
OREGON	4'936	17'837	12'901	361.4%	11'150
NEBRASKA	50'378	70'251	19'873	139.4%	47'909
KANSAS	87'676	120'307	32'631	137.2%	84'705
VIRGINIA	158'626	217'435	58'809	137.1%	80'529
MONTANA	17'922	24'403	6'481	136.2%	39'435
NORTH CAROLINA	336'451	450'486	114'035	133.9%	144'336
NORTH DAKOTA	123'464	154'934	31'470	125.5%	79'114
SOUTH CAROLINA	167'414	202'501	35'087	121.0%	81'692
TEXAS	462'345	541'263	78'918	117.1%	310'871
MISSISSIPPI	119'071	138'358	19'287	116.2%	57'811
WASHINGTON	58'434	66'912	8'478	114.5%	18'333
LOUISIANA	98'703	112'804	14'101	114.3%	81'289
ARKANSAS	69'160	78'705	9'545	113.8%	47'558
MINNESOTA	81'166	91'768	10'602	113.1%	81'083
COLORADO	83'186	90'388	7'202	108.7%	71'728
WYOMING	80'877	84'471	3'594	104.4%	84'321

Source : ABT Associates, 2002 : 3

L'exemple de l'Acid Rain montre que quand le marché est de grande taille et qu'il inclut des zones différenciées politiquement ou économiquement, le marché conduit

¹⁵⁸ Dans le cas de l'*Acid Rain* le déplacement de la pollution en direction des Etats subventionnés n'a toutefois pas posé de problème de dépassement des standards de la qualité de l'air au niveau régional, notamment parce que les échanges étaient prohibés lorsque un tel risque existait. (restrictions à l'échange)

¹⁵⁹ L'Oregon, le Nebraska, le Kansas, le Montana, le Dakota du nord, le Texas, Washington, la Louisiane, l'Arkansas, le Colorado et le Wyoming sont considérés comme des états de l'Ouest (Swift, 2004 :7)

effectivement à une réallocation spatiale des droits de polluer selon une logique de réduction des coûts.

Cependant, le gros problème que pose cette réorganisation spatiale de la pollution est qu'elle est indépendante des contraintes environnementales. La logique du marché conduit à ce que les réductions de la pollution se concentrent dans les zones où elles sont le moins coûteuses, alors que dans une logique écosystémique il serait bien plus souhaitable qu'elles se concentrent dans les zones les plus polluées. Dans certains cas, ces deux philosophies sont compatibles. C'est le cas pour le programme *Acid Rain* où les coûts marginaux de dépollution étaient les plus bas dans les zones les plus polluées. Par contre, dans les cas où il y a une dépendance économique et technique vis-à-vis du polluant, le coût marginal de dépollution peut être très élevé dans les zones qui sont en fait les plus sujettes au problème de la pollution. Dans ce cas de figure, la logique de l'échange pourrait inciter des entreprises situées dans des régions excédant les standards de qualité de l'air à mener des stratégies d'achat de permis au lieu de réduire concrètement leurs émissions. Cette situation conduirait alors à un accroissement du problème de la pollution dans ces zones à risques¹⁶⁰ (cf. Atkinson, Morton, 2002 : 3).

Il s'agit d'ailleurs d'un des problèmes de conception majeur des marchés de droits d'émission. En effet, du moment que le polluant régulé a un impact local, l'émission cause des dégâts environnementaux (et donc des coûts sociaux) variables selon leur localisation¹⁶¹ (cf. Atkinson, Morton, 2002 : 1). Or, un certificat a sur l'ensemble du marché la même valeur monétaire, quelque soit le lieu où il est employé. Par conséquent, le prix d'un certificat de polluer reste dans une large mesure indépendant de ses effets sur l'environnement. Les certificats échouent donc à rendre compte du coût réel de la pollution¹⁶².

Par conséquent, sans poser de restrictions spatiales à l'échange, le seul moyen concret d'éviter le problème de la concentration régionale de la pollution est de concevoir un marché sur une petite échelle. En effet, plus le marché est petit et moins l'échange de permis aura un impact sur la qualité de l'air (Stritt, 1997 : 54). Or, puisque le dynamisme de l'échange dépend en grande partie de la taille du marché, le périmètre d'action du marché est clairement un point de tensions entre l'objectif de réduire les coûts de la politique et celui de respecter les standards de qualité de l'air :

« There is a trade-off between the increased efficiencies generated by expanding the size of the TP [tradeable permits] market, and the risk of creating local environmental "hot spots", as a result of the trading in TPs. » (Zylics, 1999 : 14).¹⁶³

Ainsi la question du périmètre d'action révèle en quoi le fonctionnement des marchés de droits de polluer est contradictoire. D'un côté, pour que les coûts de la politique soient minimisés, il faudrait qu'un marché dynamique s'installe sur le périmètre le plus large possible. De l'autre, si la taille du marché n'est pas restreinte, ou les échanges limités - notamment par des restrictions spatiales-, la logique du marché peut conduire à des accumulations régionales de polluants.

¹⁶⁰ Je n'ai toutefois pas trouvé d'exemple concret pour illustrer cette situation. Le programme *Acid Rain*, parce qu'il maintenait l'obligation de respecter les standards de qualité ambiants dans tous les Etats américains, a largement évité ce problème. (cf Burtraw et al., 2005 :261)

¹⁶¹ En effet, plus une zone est polluée, plus la pollution supplémentaire revêt un coût élevé .

¹⁶² Certains travaux mentionnés par Stritt étudient la possibilité de baser les marchés sur un certificat qui reflèterait réellement les impacts de l'émission sur l'environnement : les « Ambient air permit ». Or ces travaux concluent que de tels marchés seraient extrêmement problématiques à mettre en œuvre. (Stritt, 1997 : 15-16)

¹⁶³ à noter que le programme *RECLAIM* propose une approche extrêmement intéressante pour définir la taille du marché. Les autorités californiennes ont ainsi déterminé la taille du marché selon une perspective ressourcielle, puisque les autorités californiennes ont limité la taille du marché au « bassin d'air entourant Los angeles ».

4.2.5. Restrictions spatiales à l'échange

Comme je l'ai montré jusqu'ici, l'échange de certificats peut provoquer des pollutions à deux niveaux : à un niveau très local, lorsque des entreprises situées dans un périmètre restreint choisissent de mener des stratégies d'achat de permis. Ce risque ne peut être combattu que par une restriction de la superficie du marché, ou alors par le maintien des VLE.

L'échange de certificats peut également provoquer des pollutions à un niveau plus régional, principalement lorsque le marché est de grande taille et que les zones régulées ont des coûts de dépollution très hétérogènes. Ce problème peut être solutionné soit par une réduction de la superficie du marché, soit par l'introduction de restrictions spatiales à l'échange.

Il existe ainsi plusieurs méthodes pour limiter géographiquement les échanges. Par exemple, il est possible d'instaurer un *ratio à l'échange*. Lorsque le marché couvre deux zones, *A* où les coûts de dépollution sont très élevés et *B* où ils sont faibles ; pour éviter que trop d'entreprises de *A* achètent des certificats à *B* en lieu et place d'une réduction concrète des émissions, les transactions de certificats de *B* vers *A* peuvent être dévaluées. C'est à dire qu'un certificat donnant le droit d'émettre une tonne de polluants serait rétrogradé à 800 kg par exemple, dans le cas où il serait transféré vers *A* (cf. Stritt, 1997 : 53-54). L'introduction d'un ratio permet ainsi de corriger en partie le défaut d'information inhérent aux certificats en réintroduisant l'idée que les émissions n'ont pas le même coût selon leur localisation et en décourageant les échanges qui pourraient mener à un dépassement des VLI.

Dans ce même but, une autre méthode plus directe et contraignante peut être employée. Il s'agit simplement d'interdire l'échange lorsqu'il pourrait avoir des conséquences environnementales trop néfastes ou conduire à un dépassement des VLI dans une région définie.

Le programme *RECLAIM* divise ainsi l'aire couverte par le marché en deux zones : une zone côtière et une zone continentale. De par sa situation géographique et sous l'action des courants marins, les installations situées dans la zone côtière contribuent plus à la formation d'ozone que la région continentale. L'effort de dépollution doit donc se concentrer en priorité dans la zone côtière.

Pour éviter que les installations de la côte puissent acheter des permis de la zone continentale, et ainsi ne pas avoir à réduire concrètement leurs émissions, les transferts de droits de polluer de la zone continentale vers la zone côtière sont interdits. Ce qui signifie que les entreprises de la zone côtière peuvent s'échanger les permis entre elles, mais pas acquérir des permis en provenance de la zone continentale¹⁶⁴ (Harrison, 1999 : 38).

Les restrictions spatiales à l'échange, qu'elles se fassent par le biais de l'interdiction (cas du *RECLAIM*) ou sur un mode plus incitatif (le ratio), permettent dans une large mesure d'éviter l'écueil des pollutions régionales. Toutefois, lorsque de telles mesures doivent être introduites, l'intérêt économique d'employer des marchés de droits d'émission est questionnable. En effet, selon Tietenberg, la mise en œuvre d'un marché avec de telles restrictions engendrerait d'une part des coûts administratifs élevés et réduirait également les gains que l'on pourrait en attendre. (Tietenberg, 1999 :13)

En conclusion, on peut avancer que si l'échange de certificats permet de réduire les coûts des politiques de protection de l'air en déplaçant l'effort de dépollution vers les entreprises où celui-ci est le moins onéreux, cette logique d'intervention peut être incompatible avec l'objectif d'améliorer la qualité de l'air. Par conséquent, du moment que le polluant régulé est toxique localement, les marchés de droits d'émission nécessitent d'être utilisés conjointement avec des réglementations de type *command and*

¹⁶⁴ L'inverse était par contre possible, la zone continentale pouvait tout à fait acquérir des certificats de la zone côtière.

control, que ce soit le maintien des VLE ou l'introduction de restrictions spatiales à l'échange. À cet égard, on peut estimer que le processus de définition des marchés de droits d'émission reste un compromis constant entre l'objectif de minimisation des coûts, qui requiert que l'échange soit le plus libre possible, et l'objectif de réduire la pollution qui demande des mesures contraignantes.

J'ai discuté jusqu'à présent des variables qui exercent une influence sur les aspects environnementaux et économiques des marchés de droits d'émission. Mais je n'ai encore pas réellement abordé les enjeux de l'*allocation*, soit la manière selon laquelle l'Etat attribue les certificats aux entreprises. Or cette question est loin d'être anodine. Par le biais de l'allocation, l'Etat répartit la charge financière de la politique entre les membres du groupe cible. L'attribution initiale des permis est donc une variable clé pour expliquer les effets économiques des marchés, ainsi que l'*équité* de telles politiques.

En outre, le mode d'allocation incite à dépolluer à des degrés divers. Celui-ci n'est donc pas sans impact sur l'innovation en matière de technologie de dépollution (Glachant, 2004 : 41-44). Enfin, la définition des droits et statuts des nouvelles entreprises revêt, pour l'efficacité environnementale des schèmes de crédits, une importance majeure.

4.2.6. *Le mode d'allocation*

Dans le cadre des marchés de droits d'émission, l'Etat doit périodiquement distribuer, d'une manière ou d'une autre, des quotas individuels de pollution aux entreprises. Comme on l'a vu, dans les systèmes de crédits cette attribution se fait de manière quasi-automatique. Toute entreprise existante reçoit, par le biais des VLE, un droit de polluer, défini en fonction de son volume de production et du type d'activité qu'elle exerce. Ainsi, dans les systèmes de crédits, seule la question du droit à la pollution des nouvelles entreprises est réellement sujette à un choix politique.¹⁶⁵

Par contre, dans les systèmes de permis, les modalités de distribution peuvent être variables. Étant donné qu'il est nécessaire de posséder des permis pour avoir le droit de polluer et que leur quantité sur le marché est strictement limitée par le plafond, les modalités de distribution des permis donnent lieu à des conflits d'intérêt. En effet, comme les permis ont une valeur monétaire, la façon dont ils sont alloués détermine comment les gains et les coûts de la politique seront répartis au sein du groupe cible. Il s'agit donc clairement d'un enjeu distributionnel majeur (cf. Harrison, Radov, 2002 : XII).

L'allocation initiale ne devrait avoir - d'après le théorème de Coase - aucune influence sur l'efficacité du marché, puisque quelle que soit la distribution des droits de propriété, l'échange de certificats devrait conduire à ce que les ressources soient réparties de façon optimale (Burtraw et al., 2001 : 1). Or plusieurs études récentes montrent que, parce que le théorème de Coase n'est valable qu'en l'absence de coûts de transaction et que l'allocation initiale influe largement sur le comportement des pollueurs, la distribution des certificats n'est pas seulement importante pour ses conséquences éthiques, mais exerce également un impact sur l'efficacité de la politique et sur l'incitation à innover en matière de technologies propres (cf. Cramton, Kerr, 2002 : 340).

Fondamentalement, il existe trois manières principales de distribuer les certificats : l'Etat peut les octroyer gratuitement, en fonction des émissions historiques des entreprises, (*Grandfathering*), ou les distribuer - tout comme dans les politiques traditionnelles- selon les standards de performance en vigueur et le volume de production des entreprises. (*Output-based*). Enfin l'Etat peut les vendre au plus offrant en organisant des ventes aux enchères.¹⁶⁶ :

¹⁶⁵ Par conséquent, la modalité d'allocation constitue un choix décisionnel uniquement pour les systèmes de permis.

¹⁶⁶ A noter que dans les systèmes de crédits, les droits de polluer sont toujours accordés selon la modalité Output based.

Tableau 18 : Les effets des modalités d'allocation

	<i>Grandfathering</i>	<i>Output-Based</i>	<i>Enchères</i>
Implication éthique et sociale	Respect des droits d'usage acquis ou hérités. Distribution d'une rente qui subventionne ceux qui ont le plus participé à la pollution dans le passé. Application inverse du PPP ¹⁶⁷ .	Récompense ceux qui ont effectué des réductions au-delà des normes de performance. Application faible du PPP.	Représentation pure du principe du pollueur-payeur. Les gros pollueurs doivent acheter plus de certificats et donc dépenser une somme proportionnelle aux dégâts économiques de la pollution.
Impact sur le comportement des entreprises	Ne provoque pas une incitation majeure à diminuer ses émissions puisque l'allocation des permis est gratuite.	Ne provoque pas une incitation majeure à diminuer ses émissions puisque l'allocation des permis est gratuite. De plus, incitation à la production.	Les entreprises sont réellement conduites à minimiser leur production et la recherche de technologie verte est stimulée.
Coût de la politique pour les entreprises déjà existantes	Coûts de la politique très faibles pour les entreprises.	Les entreprises sont incitées à produire plus. Paradoxalement elles vont devoir dépenser plus dans les technologies vertes pour rester conformes. Les coûts sont donc plus élevés que sous <i>Grandfathering</i> .	Très élevé, plus que dans les régulations dites traditionnelles. Report d'une partie des coûts sur le prix des produits (agit alors comme une taxe environnementale).
Statut des nouvelles entreprises	Les nouvelles entreprises sont désavantagées. Les entreprises sont souvent contraintes à devoir acheter des permis sur le marché pour pouvoir entrer en activité.	Les nouvelles entreprises sont avantagées. Elles intègrent le marché en recevant un nombre de certificats conforme à leur production alors qu'elles peuvent installer directement des technologies peu polluantes. Certains schèmes obligent toutefois les entreprises à acheter des certificats en nombre suffisant avant de pouvoir rentrer sur le marché.	Equivalent à celui des entreprises déjà existantes. Elles doivent acheter des permis pour pouvoir émettre.
Impact sur l'efficacité allocative	Si les coûts de transaction sont faibles, permet l'atteinte de l'efficacité allocative.	Parce qu'il introduit une déformation du marché (incitation à produire) et une augmentation générale des coûts de conformité, ce mode ne permet pas une optimisation des coûts.	Si l'état redistribue de façon judicieuse, la rente tirée de la vente des permis, atteinte de l'efficacité allocative.
Acceptabilité politique	Forte.	Moyenne.	Très faible.

¹⁶⁷ PPP= principe du pollueur-payeur

La technique du *Grandfathering* consiste à allouer les permis gratuitement, proportionnellement à la pollution qu'émettaient les entreprises pendant une période de référence passée. Ce sont ainsi les entreprises qui ont beaucoup pollué par le passé qui vont toucher le plus de certificats. Les gros pollueurs sont en quelque sorte « récompensés » (cf. Burtraw et al., 2001 : 28). D'une part, il s'agit d'un principe exactement inverse à celui du *pollueur-payeur*, de l'autre, cette logique d'allocation revient à maintenir le droit implicite de polluer qu'ont acquis les entreprises par le passé (Varone, 2002 : 52).

De plus, les nouvelles entreprises sont pénalisées par ce mode de répartition, puisque si elles n'étaient pas déjà en service pendant la période qui sert de référence au système, elles n'ont tout simplement aucun droit à l'émission. (Stritt, 1997 : 35-36) Elles doivent dès lors acheter des certificats sur le marché ou alors directement à l'Etat, qui les vend au lieu de les allouer gratuitement¹⁶⁸. Le *Grandfathering* agit donc pour certains auteurs comme une forme de barrière à l'activité économique et à l'innovation technologique¹⁶⁹ (Van Steenberghe, 1999 : 14). Pour éviter ce problème, les Etats incluent dans certains cas des *réserves* dans le calcul du plafond, réserves qui seront allouées gratuitement aux nouvelles entreprises. C'est notamment le cas du marché européen de quota de CO₂ qui impose aux Etats membres de ne pas pénaliser les nouvelles entreprises en leur assignant les permis selon les mêmes modalités que pour les entreprises déjà existantes.

Bien que le principe du *Grandfathering* soit extrêmement problématique du point de vue éthique et qu'il pose une barrière au renouvellement du parc industriel et à l'innovation technologique, c'est dans la pratique la seule et unique méthode d'allocation qui ait été jusqu'ici employée dans les systèmes de permis. En effet, parce que les certificats sont distribués gratuitement et qu'ils peuvent être vendus sur le marché, ils constituent une forme de rente attribuée aux pollueurs. Les coûts de dépollution des grosses firmes seront à la base souvent inférieurs à ce qu'ils avaient pu être sous les régulations *command and control* (Harrison, Radov, 2002 : 15). Pour cette raison, les firmes font du lobbying pour imposer ce type d'allocation qui jouit donc d'une forte acceptabilité politique auprès du groupe cible (Boemare, Quirion, 2002 : 221).

Bien que le *Grandfathering* soit le mode d'allocation privilégié par les entreprises, il existe d'autres modes de répartition des permis. L'allocation en fonction des normes de performance en vigueur et du volume de production des entreprises (*output-based*) se base sur la situation prévalant juste avant la mise en place du marché pour attribuer les permis. C'est le mode d'allocation par défaut dans les systèmes de crédits. Alors que cette modalité d'attribution pourrait très bien être employée dans les systèmes de permis, cela n'a jamais été le cas jusqu'à présent. Pourtant, d'un point de vue éthique, cette méthode est plus acceptable que le *Grandfathering*, puisque ce sont les entreprises qui produisent déjà plus écologiquement que les normes en vigueur qui sont récompensées en recevant des certificats surnuméraires. D'un autre côté, le système incite à la production, puisque le nombre de permis reçus en dépend. Le système est donc sur le principe plus équitable que le *Grandfathering*, mais constitue également une entorse au principe du pollueur-payeur.

Puisque ce mode d'allocation pousserait les entreprises à instaurer des techniques de dépollution tout en augmentant leur production, les objectifs environnementaux seraient plus onéreux à atteindre. L'efficacité de l'instrument s'en trouverait ainsi négativement affectée (cf. Buckley, et al. 2005 : 1- 3).

Ce système est également bien plus égalitaire avec les nouvelles entreprises, puisqu'elles ont droit, en théorie, aux mêmes quantités de polluants que les entreprises déjà existantes (Boemare, Quirion, 2002 : 220). Or si c'est, d'un point de vue éthique, un élément positif, ce mode d'allocation est difficilement compatible avec l'objectif de

¹⁶⁸ c'est le cas notamment de l'*Acid Rain Program*

¹⁶⁹ Puisque les nouvelles installations sont souvent plus propres que les anciennes et emploient des techniques de production plus performante, la difficulté d'obtenir des permis pour lancer de nouvelles entreprises peut potentiellement conduire à un ralentissement de l'évolution technique.

diminuer l'émission globale de polluants. En effet, puisque chaque nouvelle source reçoit automatiquement des droits de polluer, il n'y a pas de limitation au nombre d'utilisateurs de la ressource. Par conséquent, il est difficile d'éviter que les émissions n'augmentent continuellement sous l'action de la croissance. C'est d'ailleurs l'un des problèmes principaux des marchés de crédits. Pour pallier à ce problème, il est possible d'obliger les nouveaux entrants à acheter un nombre suffisant de crédits sur le marché pour pouvoir entrer en activité (*Offset Policy* par exemple). Bien que cette mesure semble injuste à l'égard des nouvelles entreprises, il s'agit là d'un élément central pour expliquer les conditions de succès des marchés de crédits. *Lorsque les nouvelles entreprises se voient automatiquement attribuer des droits de polluer et ne sont pas contraintes à acheter de crédits au préalable, il est peu probable qu'un schème de crédits puisse empêcher les émissions de croître continuellement sous l'action de la croissance.*

Enfin, la vente aux enchères de certificats se distingue fondamentalement des allocations de type *output-based* ou *grandfathered*. En effet, lorsque l'Etat distribue les certificats gratuitement, il concède au bénéfice des entreprises des droits de disposition sur l'air. Le certificat agit dans ce cas de figure comme une *rente*, ou un transfert de richesse de l'Etat vers les entreprises (Burtraw et al., 2001 :4). *A contrario*, lorsque les firmes doivent acheter les certificats, il y a transfert de richesse des pollueurs vers l'Etat. Il s'agit dans ce cas d'une stricte application du *principe du pollueur-payeur*: les droits de polluer ne sont attribués qu moyennant compensation financière. Lorsque les certificats sont payants, ils agissent donc à la manière d'une taxe environnementale (Cramton, Kerr, 2002 : 340).

Puisque ceux qui polluent le plus ont besoin du plus grand nombre de certificats, les coûts de la politique sont avant tout portés par les gros pollueurs. Les entreprises qui ont fait de gros efforts de dépollution ont besoin de moins de certificats et donc dépensent moins d'argent. Il y a donc une incitation constante à dépolluer et à rechercher des technologies moins polluantes (Cramton, Kerr, 2002 : 340). Ainsi selon Mathieu Glachant, seuls les marchés de droits d'émission mettant les permis aux enchères, inciteraient plus à l'innovation que les politiques de type *command and control* imposant des standards de performance. (Glachant, 2004 : 44)

De plus ce principe d'attribution semble plus juste à l'égard des nouvelles firmes puisqu'elles sont traitées exactement de la même manière que les firmes existantes. Toutefois, bien que l'idée de faire payer le droit de polluer semble éthiquement bien plus acceptable, le problème est que les entreprises ont des moyens de financement inégaux. Les firmes disposant de plus de ressources pourraient ainsi tenter de pénaliser leurs adversaires en achetant un grand nombre de certificats lors de la vente aux enchères initiale en les privant ainsi du droit d'émettre (Stritt, 1997 : 37).

Une autre caractéristique de ce mode d'allocation est que, comme sous l'effet d'une taxe, la vente aux enchères génère un revenu pour l'Etat (Harrison, Radox, 2002 : XXI). Bien que cette ressource financière puisse être utilisée pour financer la politique ou d'autres projets environnementaux, le risque est, du point de vue des économistes, que la dividende des certificats soit utilisée de manière non-efficace par l'Etat et, qu'au final, la vente aux enchères produise des distorsions du marché.

Toutefois, l'handicap majeur de la vente aux enchères par rapport au *grandfathering* est qu'elle jouit d'une très faible acceptabilité politique. En effet, puisque les firmes doivent acheter leurs permis, les coûts de la politique deviennent pour elles bien supérieurs à ceux qu'elles auraient endurés sous les régulations *command and control* (Tietenberg, 1999 : 9-10). En effet, l'acceptabilité politique des marchés de droits d'émission tient beaucoup au fait qu'ils réduisent les coûts de dépollution des entreprises. Si les coûts venaient à dépasser ceux des régulations traditionnelles, on peut plus que douter de la bonne volonté des entreprises à participer à un schème de marché (cf. Kirchgässner, Schneider, 2003 : 377-379). Ainsi, alors que la vente aux enchères est, d'une part, le mode d'allocation éthiquement le moins critiquable, et de l'autre celui qui inciterait le plus les entreprises à dépolluer, il est dans la pratique difficilement applicable,

principalement parce qu'il entraînerait des frais élevés pour le groupe cible de la politique.

4.3. Une typologie des marchés de droits d'émission

J'ai essayé de montrer au cours de cette analyse que toute chose étant égale par ailleurs, les systèmes de permis étaient - parce qu'ils contrôlent la production globale de polluants- plus aptes à réguler efficacement la pollution que les crédits.

Plus loin, j'ai tenté d'expliquer que la réussite d'un schème de marché de permis était clairement liée aux caractéristiques des polluants à réguler. En effet, lorsque il y a dépendance technique et économique vis à vis du polluant, la définition d'un quota sur la pollution qui soit durable devient politiquement et économiquement extrêmement difficile. Or, un quota global écologiquement durable est une condition *sine qua non* de l'efficacité environnementale d'un marché de certificats. Par conséquent, les chances qu'un marché de certificats soit efficace sont faibles lorsque le polluant ciblé est difficilement substituable.

La toxicité du polluant me paraît être également une variable explicative essentielle, puisqu'elle influe dans une large mesure sur les caractéristiques que les marchés doivent adopter pour être des succès au niveau environnemental :

Tableau 19 : Impacts de la toxicité du polluant sur les caractéristiques souhaitables du marché

Toxicité du polluant Caractéristiques souhaitables du marché de droits d'émission	« Toxicité locale faible »	« Toxicité locale élevée »
Nature du certificat échangeable	Permis préférables.	Permis préférables.
Durabilité du quota global	Écologiquement durable.	Écologiquement durable.
Limitation individuelle des émissions	Pas nécessaire.	Nécessaire.
Périmètre d'action / Restrictions spatiales à l'échange	Le périmètre d'action peut être important sans besoins de restrictions à l'échange	Le périmètre doit soit être restreint ou des restrictions spatiales à l'échange imposées.
Mode d'allocation	Enchères.	Enchères.
Exemples	Gaz à effets de serre.	Nox, VOCs, ou SO ₂ .

Ainsi, lorsque le polluant à gérer est toxique localement, les marchés de droits d'émission peuvent difficilement constituer une solution *win-win*. En effet, alors que l'objectif de réduire les coûts nécessiterait un marché de grande taille, ainsi que des échanges libres et dynamiques, la possibilité que des pollutions régionales ou locales se forment contraint à diminuer la taille du marché, à limiter les émissions individuelles ou encore à poser des restrictions spatiales à l'échange. Par conséquent, lorsque le polluant est toxique, on peut avancer que l'objectif de réduire les coûts de la politique est en partie conflictuel avec l'atteinte des standards ambiants de qualité de l'air.

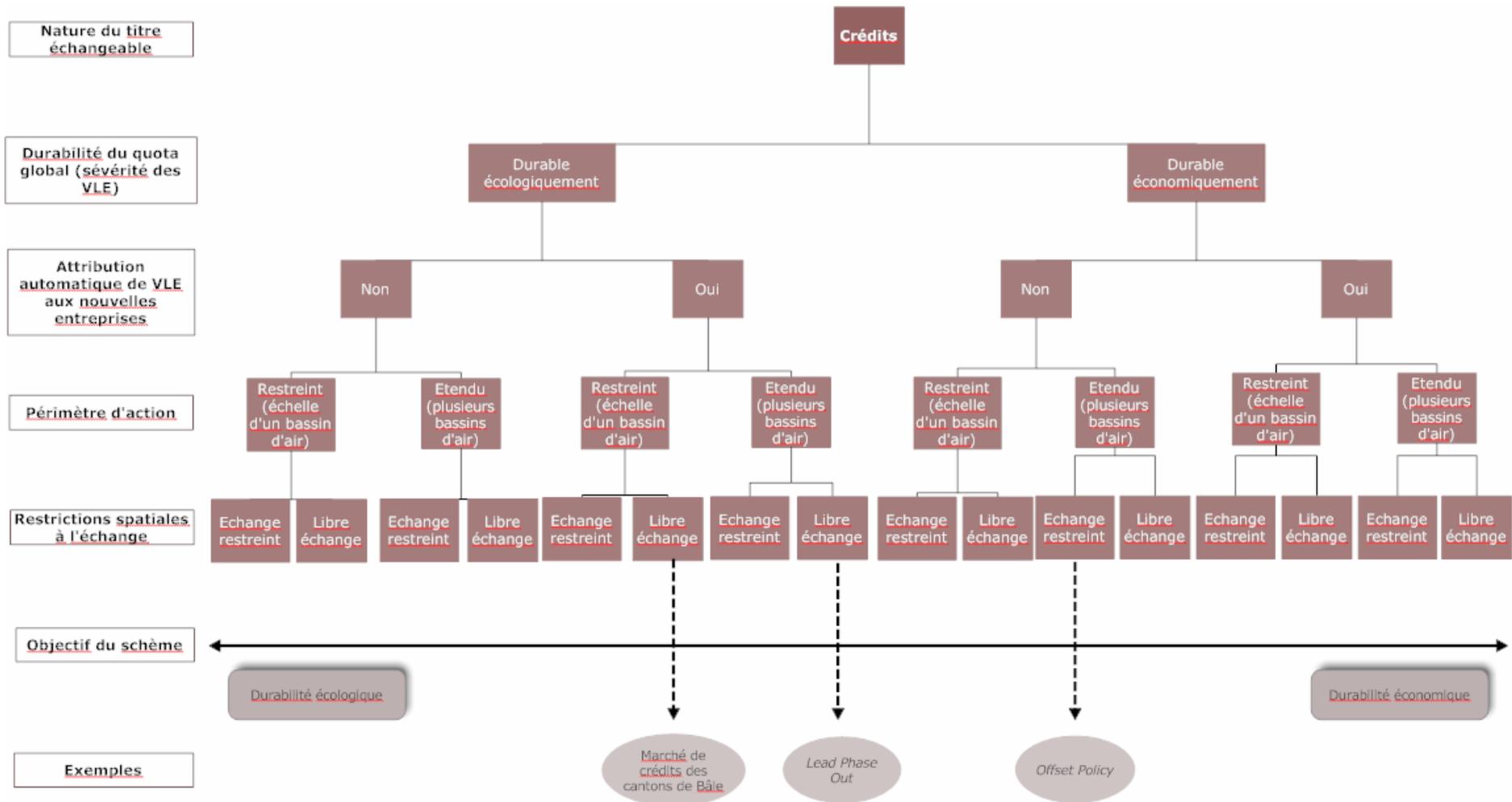
Les marchés de droits d'émission sont, d'après mon analyse, bien plus adaptés à la régulation de polluants peu ou pas toxiques comme les gaz à effets de serre. Bien que la définition du plafond reste dans ces politiques très problématique, lorsqu'il y a dépendance économique ou technique à l'égard du polluant, il n'est pas nécessaire de restreindre l'échange ou de limiter les émissions individuelles. Un marché de droit de

polluer pourrait, sous ces conditions, atteindre l'objectif environnemental tout en minimisant les coûts de la politique.

Enfin, j'ai également montré que, pour des raisons éthiques et pour inciter au maximum les entreprises à réduire leur pollution, les certificats devraient être alloués aux entreprises par le biais d'une vente aux enchères. Or, parce que les firmes supporteraient alors des coûts plus élevés que sous les régulations traditionnelles, cette solution n'a jamais été appliquée. On peut ainsi classer les marchés de droits d'émission selon les critères que j'ai présentés¹⁷⁰ :

¹⁷⁰ D'autres variables auraient peut-être mérité de figurer dans l'analyse. Notamment, la dimension temporelle de l'échange, l'influence des institutions favorisant l'échange, l'adjonction de crédits au permis ou encore les mécanismes de sanction. Faute de temps ou de données, je ne les ai pas considérées dans l'analyse. La hiérarchie des variables sous-entendues par la présentation choisie (schémas en arbre) est-elle aussi à relativiser.

Figure 16 : Typologie des marchés de crédits



5. Conclusion

Le but de ce travail était d'établir un cadre d'analyse des marchés de droits d'émission. Partant d'une analyse de la littérature théorique, j'ai montré qu'il y avait deux types principaux de marchés : les marchés de permis et les marchés de crédits. Contrairement au marché de crédits, dont le fonctionnement reste assez proche des instruments de type *command and control*, le marché de permis est une modalité d'intervention novatrice dans les politiques publiques dont les propriétés théoriques sont très prometteuses.

Ainsi, les politiques basées sur les marchés de permis conduisent à une réforme du régime de propriété sur l'air qui renforce les capacités régulatrices de l'Etat. L'émission de matières polluantes peut donc être bien mieux contrôlée que dans les politiques traditionnelles, où le droit de polluer est un droit implicite et mal défini.

De plus, la logique d'intervention des marchés de permis se rapproche beaucoup plus d'une gestion écosystémique de l'air que les méthodes précédentes. En effet, le système de permis, parce qu'il permet de définir précisément la masse de polluants autorisée à être produite dans un espace géographique délimité, soit un véritable contingentement de la pollution, est probablement la méthode la plus appropriée à l'heure actuelle pour réguler la qualité de l'air.

Toutefois, si les mécanismes de marché se sont développés au sein des politiques de protection de l'air, c'est avant tout parce que l'échange des droits de polluer produit un gain économique et qu'on espérait de l'emploi de cet instrument qu'il diminue le coût des législations environnementales.

Alors que dans bien des cas, seule la mise en œuvre d'un système restrictif, avec un plafond d'émission adéquatement défini, des échanges en partie limités et une allocation des droits d'émission par vente aux enchères aurait permis de lutter efficacement contre la pollution, les marchés de droits d'émission ont souvent été utilisés comme un moyen de subventionner discrètement certains secteurs industriels.

Les marchés de droits d'émission se sont ainsi montrés efficaces avant tout dans des contextes où il suffisait d'introduire des substituts ou des mesures *end of pipe* pour diminuer les émissions de manière satisfaisante. Lorsque le polluant ciblé est fortement lié à l'activité économique et les potentialités de dépollution supplémentaire réduites, les politiques de marchés de droits d'émission ont souvent échoué à fixer des quotas de pollution assez stricts pour atteindre l'objectif environnemental. De même, lorsque le polluant à réguler est toxique, l'existence d'un *trade-off* entre la qualité de l'air ambiant et la possibilité d'échanger des droits d'émission devient beaucoup plus évidente et les bénéfices environnementaux ou économiques que l'on peut tirer du système bien moindres.

Parce que le maintien de la qualité de l'air ambiant et l'échange de droits de polluer sont en partie antithétiques, les marchés de droits d'émission ne parviennent à concilier objectifs environnementaux et réduction des coûts, en se profilant comme solution *win-win*, que dans des situations peu conflictuelles. Or, avec la diminution des potentialités de réduction dans les pays très développés et la pollution croissante due à la progression constante de l'activité économique, la tension entre la nécessité vitale de garder l'air pur et l'usage de l'air comme réceptacle de la pollution risque sérieusement de croître. Dans un tel contexte, on peut légitimement douter que les marchés de droits d'émission puissent réellement continger la pollution dans une optique de durabilité, sans devenir une sérieuse entrave au développement économique.

Aujourd'hui, le protocole de Kyoto, ratifié en 1997 et entré dans sa première phase de mise en œuvre en 2008, est le principal cas d'application des marchés de droits d'émission. Cet instrument a ainsi été imposé sur la scène internationale comme le principal moyen de lutter contre le réchauffement climatique sans que toutes ses

implications aient été réellement étudiées. En effet, si les médias, les analystes et les politiques ont rapidement critiqué l'efficacité et la moralité de ce qui fut dénoncé comme un « commerce de droits à polluer » (Besset, 1997), une véritable réflexion sur les spécificités du système qui a été choisi dans le cadre des négociations internationales et sur les raisons et stratégies qui ont conduit à écarter d'autres variantes fait encore défaut. Or les moyens d'action prévus par Kyoto impliquent d'importants processus de redistribution des richesses et favorisent certains acteurs au détriment d'autres. L'identité des gagnants et des perdants de cette politique ainsi que les stratégies qu'ils ont mises en œuvre sont des questions épineuses qui doivent encore être étudiées.

6. Bibliographie

Articles dans des revues

Alchian A., Demsetz H. (1973). « Property rights paradigm », *The Journal Of Economic History* 33 : 16-27.

Atkinson S., Tietenberg T. (1987). « Economic implications of emissions trading rules for local and regional pollutants », *The Canadian Journal Of Economics* 20 : 370-386.

Besset J-P. (1997). « Les règles d'un futur « marché de la pollution » au centre de la négociation finale à Kyoto », *Le Monde* : 10.12.1997 : 4

Blumm M. C (1992). « The fallacies of free market environmentalism », *Harvard Journal Of Law And Public Policy* 15 : 372-389.

Boemare C., Quirion (2002). « Implementing greenhouse gas trading in Europe : Lessons from economic literature and international experiences », *Ecological Economics* 43 : 213-230.

Burtraw D., Evans D., Krupnick A., Palmer K., Toth R. (2005). « Economics of pollution trading For So2 And Nox », *Annual Review For Environmental Ressources* 30 : 253-89.

Chua S. (1999). «Economic growth, liberalization, and the environment: A review of the economic evidence », *Annual Review Of Energy And The Environment* 24 : 391-430.

Cole D. (1999). « Clearing the air: four propositions about property rights and environmental protection », *Duke Environmental Law & Policy Forum* 10 : 103-130.

Cole D., Grossman Z. (1999). « When is command and control efficient ? institutions, technology, and the comparative efficiency of alternative regulatory regime for environmental protection », *Wisconsin Law Review* 888 : 886-938.

Cole D., Grossman Z., Palmer D. (2000). « The meaning of property rights: Law vs Economics ? », *Land Economics* 78 : 317-330.

Cramton K. (2002). « Tradeable carbon permit auctions : how and why to auction not grandfather », *Energy Policy* 30 : 333-345.

Dewes D.N. (2001). « Emissions trading : ERCs or allowances ? », *Land Economics* 77(4) : 513-526.

Doyle J. (1991). « Dupont's disgraceful deeds : the environmental record of E.I. Dupont de Nemour », *Multinational Monitor* 10 (12).

Drury R.T., Belliveau M.E., Kuhn J.S., Bansal S. (1999). « Pollution trading and environmental injustice: los angeles' failed experiment in air quality policy », *Duke Environmental Law & Policy Forum* 2 (9) : 231-289.

Farrell A., Lave L.B (2004). « Emission trading and public health », *Annual Review Public Health* 1 (25) : 19-38.

Gehring M.W., Streck C. (2005). « Emissions trading: lessons from sox and nox emissions allowance and credit systems legal nature, title, transfer, and taxation of emission allowances and credits », *Environmental Law Reporter* 4.

Godard O. (2005). « Evaluation approfondie du plan français d'affectation de quotas de Co2 aux entreprises », *Cahier du laboratoire d' économétrie* : 2005-013.

Hahn R.W., Hester G.L. (1989). « Where did all the markets go? An Analysis Of Epa's Emissions Trading Program », *Yale Journal On Regulation* 1 (1).

Hardin G. (1968). « The tragedy of the Commons », *Science* 162 : 1243-1248.

Hasselknippe H. (2003). « Systems for carbon trading : An overview », *Climate Policy* 3s2 : 43-57.

Karsenty A., Weber J. (2004). « Marché de droits et environnement », *Revue Tiers Monde* 177.

Knoepfel P., Nahrath S. (2005). « Sustainable Management of Natural Ressources : From traditional environmental protection policies towards institutional natural resource regimes (INRR) », *Cahiers de l'IDHEAP* 226.

Kirchgässner G., Schneider F. (2003). « On the political economy of environmental policy », *Public Choice* 115 : 369-396.

Ostrom E. (2000). « Reformulating The Commons », *Revue suisse de science politique* 1 (6) : 29-52.

Pearce D. (2002). « An intellectual history of environmental economics », *Annual Review Of Energy And The Environment* 27 : 57-81.

Petit O. (2004). « La nouvelle économie des ressources et les marchés de l'eau : une perspective idéologique ? », *Vertigo* 2 (5) : 1-10.

Schmalensee R., Joskow L., Ellerman A.D., Montero J., Bailey E.M. (1998). « An Interim Evaluation Of Sulfur Dioxide Emissions Trading », *The Journal Of Economic Perspectives*, N°3, Vol. 12, 53-68.

Sinai A. (2000). « Soulager la planète », *Le Monde Diplomatique* 50.

Swift B. (2004). « Emissions trading and hot spots : a review of the major programs », *Environment Reporter* 19 (35) : 1-18.

Tietenberg T. (1999). « Economic Instruments For Environmental Regulation », *Oxford Review Of Economic Policy* 1 (6) : 17-33.

Tietenberg T. (2003). « The Tradable-Permits Approach To Protecting The Commons: Lessons For Climate Change », *Oxford Review Of Economic Policy* 3 (19) : 400-419.

Vallee A. (2003). « La lutte contre l'effet de serre : équité et efficacité », *Annuaire Français De Relations Internationales* 4 : 761-775

Ouvrages :

Anderson, R.C., Lohof A.Q (1997). *The United States experience with economic incentives in environmental pollution control policy*. Washington DC : Environmental Law Institute.

Bohm, Convery F. (2003). *Emissions trading policy briefs : allocating allowances in greenhouse gas emissions trading*. Dublin : Environmental Institute University College Dublin.

Boncoeur J., Thouemen H. (1989). *Histoire des idées économiques: De Platon à Marx*. Tome 1, Paris : Edition Nathan.

Boucquey N. (1999). *L'organisation du marché des permis négociables: Fonctions et limites des dispositifs contractuels*. Louvain-La-Neuve : Centre De droit à la consommation.

Bromley D. W. (1991). *Environment and Economy. Property Rights and Public Policy*. Oxford : Cambridge.

Dales J.H (1968). *Pollution property and prices : an essay in policy-making and economics*. Toronto : University Of Toronto Press.

Devlin R.A., Grafton Q.R. (1998). *Economic rights and environmental wrongs: property rights for the common good*. Cheltenham : Edward Elgar.

Environmental Law Institute (2002). *Emission reduction credit trading systems : an overview of recent results and an assessment of best practices*. Washington : Environmental Law Institute Research Report.

Israels K., Grow R. & Al. (2002). *An evaluation of the south coast air quality management district's regional clean air incentives market lessons in environmental markets and innovation*. Washington : EPA evaluation report.

Gerber J-D. (2005). *Structure de gestion des rivalités d'usage du paysage : une analyse comparée de trois cas alpins*. Chavannes : Thèse présentée à L'IDHEAP pour le grade de Docteur en administration publique.

Harribey J.M. (1998). *Le développement soutenable*. Paris : Ed. Economica.

Harrison D. Jr., Radov D. B. (2002). *Evaluation of alternative initial allocation mechanisms in an european union greenhouse gas emissions allowance trading scheme*. National Economic Research Associates (NERA).

Knoepfel P., Kissling-Naef I., Varone F. (2001). *Institutionelle Regime für Natürliche Ressourcen : Boden, Wasser und Wald im Vergleich / Régimes institutionnels de ressources naturelles : analyse comparée du sol, de l'eau et de la forêt*. Basel, Genf, München : Helbing & Lichtenhahn.

Knoepfel P. , Larrue C., Varone F. (2001). *Analyse et pilotage des politiques publiques*. Genève, Bâle, München : Helbing & Lichtenhahn.

Le Prestre P. (2005). *Protection de l'environnement et relations internationales*. Paris : Armand Colin.

Mariethoz S. (2004). *Des droits sur l'air*. Chavannes-Près-Renens : Cahiers de l'IDHEAP 213.

Nahrath S. (2003). *La mise en place du régime institutionnel de l'aménagement du territoire en Suisse entre 1960 et 1990*. Thèse présentée à L'IDHEAP pour obtenir Le grade de Docteur en administration publique, Lausanne : IDHEAP.

Ostrom E. (1990). *Governing the Commons : The evolution of institutions for collective actions*. Cambridge : Cambridge University Press.

Perman R. & Al. (1999). *Natural Ressource & Environmental Economics*. Essex : Pearson Education Limited.

Rittberger V., Zangl B. (2003). *Internationale Organisationen : Politik Und Geschichte*. Wiesbaden : Vs Verlag Für Sozialwissenschaften.

Stavins R. (1998). *Market-Based Environmental Policies*. Washington DC : Resources For The Future.

Stritt M.A. (1997). *Politique environnementale et efficacité économique: pour l'introduction de certificats négociables en suisse*, Thèse Pour L'obtention Du Grade De Docteur Es Sciences Économiques, Faculté De Droit Et Des Sciences Économiques, Université De Neuchatel.

South Coast Air Quality Management District (2002). *Air Quality Standards Compliance Report N°12*. California : SCAQM.

Vallee A. (2002). *Economie De L'environnement*. Paris : Ed. Du Seuil.

Van Steenberghe V. (1999). *La conception d'un marché domestique de droits d'émission de gaz a effet de serre : aspects économiques*. Louvain-La-Neuve : Center For Operations Research And Econometrics (Core).

Vivien F.D. (1994). *Economie Et Écologie*. Paris : Ed. La Découverte.

Chapitres dans des ouvrages collectifs :

Bentti G.C. (2006). « Marginalisme et néo-marginalisme », in *Encyclopédie Universalis*, www.universalis.fr.

Beraud A. (1992). « La contribution fondatrice, origine et développement de la pensée économique d'Adam Smith », in A. Béraud & G. Faccarello, *Nouvelle Histoire De La Pensée Economique*. Paris : Ed. La Découverte.

Damian M., Graz J.-C. (2001). « La montée des conflits », in M. Damian & J.-C. Graz, *Commerce international et développement soutenable*. Paris : Ed. Economica.

De Boyer J. (2006). « Histoire de la pensée économique : Les grands courants », in *Encyclopédie Universalis*, www.universalis.fr

Ellerman D.A, (2003). « The U.S. So2 Cap And Trade Programme », In OCDE, *Tradeable Permits Policy Evaluation, Design And Reform*. OCDE Proceedings.

Harrison D. Jr. (1999). « Tradable permits for air pollution control: The US experience », In OCDE, *Implementing Domestic Tradable Permits For Environmental Protection*. OCDE Proceedings.

Harrison D. (2003). « Ex Post evaluation of the reclaim emission trading programmes for the Los Angeles Air Basin », In OCDE, *Tradeable Permits Policy Evaluation Design And Reform*. OCDE Proceedings.

Jeanrenaud C. (1999). « obstacles to the implementation of tradable permits the case of Switerland », In OCDE, *Implementing Domestic Tradable Permits For Environmental Protection*. OCDE Proceedings.

Kirchgässner G. (2002). « Kontingentlösungen als Instrumente der Wirtschafts- und insbesondere der Umweltpolitik : Die Ökonomische Perspektive », in Peter Knoepfel, *Begrenzen um Mehr zu erreichen. Kontingente als Instrumente der Umwelt- und Raumordnungspolitik / Limiter mieux pour obtenir plus : Les Contingentements*

instruments de la politique de l'environnement et de l'organisation du territoire, Bern : Epa/Ofper.

Knoepfel P., Nahrath S., Varone F. (2007). « Institutional Regimes for Natural Resources: An Innovative Theoretical Framework for Sustainability », in Peter Knoepfel, *Environmental Policy Analyses. Learning from the Past for the Future - 25 Years of Research*. Berlin : Springer, pp.455-506.

Knoepfel P. (2002). « Begrenzen um Mehr zu erreichen », in Peter Knoepfel, *Begrenzen um mehr zu erreichen Kontingente als instrumente des Umwelt und Raumordnungspolitik*. Bern : Schriftenreihe des Eidg. Personalamt.

Nordström H., Vaughan S. (1999). « Commerce et Environnement » in Organisation Mondiale du Commerce (OMC), *Dossiers Spéciaux 4*, OMC.

Ramade F. (2007). « Pollution » in *Encyclopédie Universalis*, www.universalis.fr.

Smith S. (1999). « The Compatibility of tradable permits with other environmental policy instruments », in OCDE, *Implementing Domestic Tradable Permits For Environmental Protection*. OCDE Proceedings.

Tietenberg T., Johnstone N. (2004). « Ex Post Evaluation Of Tradeable Permits: Methodological Issues And Literature Review », In OCDE, *Tradeable Permits Policy Evaluation, Design And Reform*, OCDE Proceedings.

Varone F. (2002). « Qu'est-ce qu'un quota juste? les enjeux redistributifs des contingents environnementaux », in Peter Knoepfel, *Begrenzen um mehr zu erreichen. Kontingente als Instrumente der Umwelt- und Raumordnungspolitik / Limiter mieux pour obtenir plus. Les contingentements, instruments de la politique de l'environnement et de l'organisation du territoire*, Bern : Epa/Ofper.

Zylicz T. (1999). « Summary And Conclusions », in OCDE, *Implementing Domestic Tradable Permits For Environmental Protection*, OCDE Proceedings.

Working papers

ABT ASSOCIATES (2002). *Particulate-Related Health Impacts of Emissions in 2001 From 41 Major US Power Plants*, Cambridge, Abt Associates Inc.

Ammann, L. (2000). « Historisches Screening Institutioneller Regime Der Ressource Luft (1870-2000) », *Working Paper de L'IDHEAP 7* : 1-72.

Atkinson, S.E, Morton B.J (2002). *Determining the cost-effective size of an emission trading region for achieving an ambient standard*. University Of Georgia : www.Ucd.Ie/Envinst/Envstud/Catep%20webpage/Papers/Atkinson.Pdf.

Barnett A., Yandle B. (2005). *The end of the externality revolution*. Working Paper Ludwig Von Mises Institute (à paraître) : <http://www.Mises.Org/Journals/Scholar/Barnett.Pdf>.

Bromley D. (2005). *The emergence and evolution of natural resource economics: 1950-2000*. University of Wisconsin-Madison : <http://Www.Aae.Wisc.Edu/Dbromley//Pdfs/Castlefest.Pdf>.

Buckley N.J., Muller R.A., Mestelman S. (2005). *Baseline-And-Credit emission permit trading: experimental evidence under variable output capacity*. McMaster University Department Of Economics Working Papers.

Burtraw D., Palmer K., Bharvikar R., Paul A (2001). *The effect of allowance allocation on the cost of carbon emission trading*. Washington DC Resources For The Future Discussion Paper.

Fowlie M., Perloff J.M (2004). *The effect of pollution permit allocations on firm-level emissions*. (Non Publié).

Glachant M. (2004). *Les instruments de la politique environnementale*. Polycopié du cours de microéconomie de L'environnement II, DEA économie de l'environnement et des ressources naturelles, Centre D'économie Industrielle Ecole Nationale Supérieure Des Mines De Paris (Cerna) : www.Cerna.Ensmfr/Enseignement/Mg-Polyecoenv.Pdf.

Grisel J. (2006). *La mise en oeuvre des mécanismes de flexibilité du protocole de Kyoto dans l'Union Européenne*, Mémoire de DESS Université de Lausanne.

Fowlie M., J. M. Perloff (2004). *The effect of pollution permit allocations on firm-level Emissions*. Departement of Agricultural & Ressource Economics UCB : Cudare Working Papers.

Johnstone N. (2003). *The use of tradable permits in combination with other policy instruments*. OCDE Working Party On National Environmental Policy : Env/Epoc/Wpnep(2002)28/Final.

Kissling-Naef I., Varone F. (2000). *Historical Analysis of Institutional Ressource Regimes in Switzerland. A Comparison of the Case of Forest, Water, Soil, Air and Landscape*. Working Paper de l'IDHEAP 12.

Knoepfel P., Frédéric V. (2000). *Boden- und Luftreinhaltepolitiken: Rationalitätenwechsel in historischer perspektive*. Working Paper de L' IDHEAP 3.

Moore C. A. (2003). *Marketing Failure : The Experience With Air Pollution Trading In The United States*. Draft, John F. Kennedy School of Government.

Muller R.A. (1999). *Emissions Trading Without A Quantity Constraint*. Working Paper McMaster University, Ontario : <http://Socserv.Socsci.Mcmaster.Ca/~Econ/>.

Tietenberg T. (1999). *Tradable permit approaches to pollution control : Faustian bargain or paradise regained*. Working Paper : <http://Www.Colby.Edu/Personal/Thtieten/>.

Tietenberg T. (2002). *The Tradable Permits Approach To Protecting The Commons : What Have We Learned ?*, Working Paper N°36.2002, Fondazione Eni Enrico Mattei.

Dans la collection « Travaux de Science Politique »

Disponibles sur www.unil.ch/iepi

33. **Dietmar Braun et Björn Uhlmann** (2007). Ideas and Power in Swiss Health Care Party Politics.
32. **Fabrizio Gilardi, Katharina Füglistler, Stéphane Luyet** (2007). Learning from Others: The Diffusion of Hospital Financing Reforms in OECD Countries.
31. **Natalia Gerodetti** (2007). Enduring Legacies – Intersecting Discourses in the Context of Eugenics.
30. **Véronique Mottier** (2007). Meaning, Identity, Power : Metaphors and Discourse Analysis.
29. **Olivier Fillieule** (2007). On n’y voit rien ! Le recours aux sources de presse pour l’analyse des mobilisations protestataires.
28. **Kathrin Daepf** (2006). La re-régulation sélective de la finance internationale : l’initiative sur les pays ou territoires non-coopératifs du GAFI.
27. **Martino Maggetti** (2006). Assessing the De Facto Independence of Regulatory Agencies. The Case of the Swiss Federal Banking Commission in the 1990?
26. **Dietmar Braun** (2006). Modernising Federalism. Towards Convergence in the Organisation of Intergovernmental Relations?
25. **Gilardi Fabrizio** (2006). The Same, but Different. Central Banks, Regulatory Agencies, and the Politics of Delegation to Independent Authorities.
24. **Péchu Cécile** (2006). Entre résistance et contestation. La genèse du squat comme mode d’action.
23. **Gotheil Sarah** (2005) ACCOBAMS. Les pays de mer noire, méditerranée et zone atlantique adjacente s’unissent pour la protection des cétacés.
22. **Schnyder, Gerhard, Martin Lüpold, André Mach et Thomas David** (2005) The Rise and Decline of the Swiss Company Network during the 20th Century.
21. **Buffat Aurélien** (2005) La mise en oeuvre de la réforme de l’armée suisse « Armée XXI » : les changements vécus à l’interne. Etude de cas des militaires professionnels des écoles, hôpital de la place d’armes de Moudon.
20. **Rey Léonard** (2005) La construction du marché intérieur suisse à la lumière de l’expérience européenne : centralité et intervention contrastée des Hautes Cours dans les processus d’intégration économique.
19. **Csikos Patrick** (2005) Emergence d’une nouvelle gouvernance internationale privée/publique : les cas des agences de notation financière et des normes comptables.
18. **Voegtli Michael** (2004) Entre paternalisme et Etat social. Le cas de la fabrique de chocolat Suchard (1870-1940).
17. **Chinotti Luca** (2004) Les effets de l’Accord sur l’Agriculture de l’Uruguay Round sur les pays en développement. Une entrave ou une opportunité pour le développement?.
16. **Afonso Alexandre** (2004) Internationalisation, économie et politique migratoire dans la Suisse des années 1990.

15. **Freymond Nicolas** (2003) La question des institutions dans la science politique contemporaine: l'exemple du néo-institutionnalisme.
 14. **Steiner Yves** (2003) Le coût réel de l'indépendance de la banque centrale: économie politique comparée de la Deutsche Bundesbank et de la Banque du Japon dans les années soixante-dix.
 13. **Braun Dietmar** (1999) Toward a heuristic framework of the Territorial division of Power in comparative public Policy research.
 12. **Braun Dietmar** (1998) Bringing State structures back in: The Significance of Political Arena's in Political Decision-making.
 11. **Kübler Daniel** (1996) Neighbourhood conflicts and dialogues.
 10. **Mach André** (1995) Représentation des intérêts et capacité d'adaptation de l'économie suisse.
 9. **Sancey Yves** (1995) Le Gentlemen's agreement de 1927. Lutte autour de la (non-)politisation de l'exportation du capital.
 8. **Kübler Daniel** (1993) L'Etat face à la toxicomanie, action publique et contrat social.
 7. **Leresche Jean-Philippe** (1993) Les transformations du pouvoir local en Suisse.
 6. **Voutat Bernard** (1993) Les minorités territoriales, quelques considérations théoriques.
 5. **Voutat Bernard** (1992) Les origines sociales de la "question jurassienne".
 4. **Seiler Daniel-Louis** (1991) Le cas des partis politiques dans les nouvelles démocraties de l'Est européen.
 3. **Kobi Silvia** (1991) Les "Neinsager" dans le processus référendaire suisse: des variations sur un thème mythique.
 2. **Papadopoulos Ioannis** (1991) La Suisse: un "Sonderfall" pour la théorie politique?.
- Spang Nadia** (1991) Scholarly View of Japan throughout the XXth Century.
- Vaziri Shahrokh** (1990) Eléments de réflexion sur les partis politiques et références idéologiques dans le Tiers Monde.