

2m11. 2971.4

Université de Montréal

**Les instruments économiques dans la politique environnementale
internationale et canadienne**

par

Adriana Colina-Mengelle

Faculté de droit

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade de
Maître en droit (LL.M.)

Février, 2001

©Adriana Colina-Mengelle, 2001



AZBD
US4E
2002
V.013

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé:

**Les instruments économiques dans la politique environnementale
internationale et canadienne**

présenté par:

Adriana Colina-Mengelle

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes:

Président-rapporteur: Jean Hétu

Directrice de recherche: Hélène Trudeau

Membre du jury: Thomas Wayne Copeland

Mémoire accepté le: 7 juin 2001

SOMMAIRE

L'approche économique a tenté de fournir des réponses aux graves problèmes de pollution auxquels la société moderne est confrontée, ce en cherchant à appliquer aux problèmes de pollution des notions très familières dans les sciences économiques et qui sont susceptibles d'améliorer la gestion des ressources naturelles. Les instruments économiques sont issus de cette analyse économique des problèmes environnementaux.

Cette étude portera notamment sur deux instruments économiques: les permis négociables et les taxes et redevances écologiques. On s'intéressera aux aspects théoriques de ces instruments ainsi qu'aux critiques pouvant être formulées à leur égard ou à l'égard de l'analyse économique des problèmes environnementaux en général. Cependant, notre intérêt portera surtout sur l'examen de l'expérience pratique dans l'utilisation de ces deux instruments économiques, et sur les leçons qu'il est possible de tirer de cette expérience pratique.

Pour ce qui est des permis négociables, nous découvrirons que la plupart des exemples sont localisés aux Etats-Unis, et constaterons que, dans leur complexe mise en place, divers facteurs administratifs, politiques, philosophiques jouent un rôle déterminant, pouvant parfois compromettre l'efficacité des permis de pollution. Nous soulignerons également l'enthousiasme grandissant au niveau international autour de cet instrument, enthousiasme qui pourrait se concrétiser par la mise en place d'un système mondial d'échange d'émissions dans le cadre du Protocole de Kyoto.

Nous regarderons aussi du côté canadien et examinerons les premiers pas effectués dans ce pays pour acquérir une certaine expérience relative au sujet, en vue d'un éventuel recours aux permis négociables.

Pour ce qui a trait aux taxes écologiques, nous constaterons que de nombreux exemples de mise en pratique existent, notamment sur le continent européen où celles-ci sont utilisées en tant que complément aux systèmes réglementaires et appliquées aux problèmes de pollution les plus divers: pollution atmosphérique, pollution sonore, pollution de l'eau, etc.

Nous soulignerons que malgré l'enthousiasme également grandissant pour les écotaxes, leur mise en place est susceptible de générer des inconvénients, parfois difficiles à surmonter, et qui en affectent considérablement l'acceptabilité par le public.

Finalement, dans la dernière partie de notre étude nous constaterons qu'au niveau canadien, les écotaxes occupent une place plutôt modeste dans la politique environnementale nationale.

MOTS CLES: Environnement
Instruments économiques
Permis négociables
Écotaxes

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	1
CHAPITRE PRÉLIMINAIRE : CONSIDÉRATIONS THÉORIQUES	9
SECTION 1. L'ANALYSE ÉCONOMIQUE DES PROBLÈMES ENVIRONNEMENTAUX.....	10
1.1 <i>La pollution comme conséquence de l'absence des droits de propriété</i>	10
1.2 <i>La pollution vue comme une externalité</i>	14
SECTION 2. LA LOGIQUE DES INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES.....	17
2.1 <i>Les redevances et taxes écologiques</i>	18
2.2 <i>Les permis négociables ou « droits » de pollution</i>	23
SECTION 3. QUELQUES CRITIQUES SUR L'APPROCHE ÉCONOMIQUE.....	27
3.1 <i>Une approche anthropocentriste</i>	27
3.2 <i>Les instruments économiques légitiment la pollution</i>	28
3.3 <i>Une analyse exclusivement économique</i>	30
3.4 <i>Une analyse difficilement applicable aux problèmes environnementaux</i>	31
PARTIE I. LES PERMIS NEGOCIABLES DANS LA PRATIQUE	34
CHAPITRE I: LES EXEMPLES AMÉRICAINS	35
<i>Section 1. Le Programme d'échange de droits d'émission</i>	35
1.1 Principales caractéristiques du programme.....	36
1.2 Évaluation du programme.....	39
<i>Section 2. Le programme de réduction de plomb dans l'essence</i>	45
2.1 Principales caractéristiques du programme.....	45
2.2 Évaluation du programme.....	46
<i>Section 3. Le programme de réduction des émissions de dioxyde de soufre</i>	49
3.1 Principales caractéristiques du programme.....	50
3.2 Évaluation du programme.....	53
3.2.1 La conformité des entreprises aux limites d'émission.....	53
3.2.2 Le prix des permis.....	57
3.2.3 Les effets sur l'environnement.....	59
CHAPITRE II: LES EXEMPLES CANADIENS	65
<i>Section 1. Le programme pilote de réduction d'émissions des gaz à effet de serre</i>	65
<i>Section 2. Le Protocole de Kyoto</i>	68
2.1 Principales dispositions du Protocole de Kyoto.....	70
2.1.1 La Bulle. (Bubbles).....	71
2.1.2 Le mécanisme d'application conjointe.....	72
2.1.3 Le mécanisme pour un développement propre.....	73
2.1.4 Les échanges des droits d'émission.....	75

PARTIE II. LES ÉCOTAXES DANS LA PRATIQUE.....	83
CHAPITRE I: LES EXEMPLES EUROPÉENS.....	84
<i>Section 1. Les exemples pratiques.</i>	<i>86</i>
1.1 Les taxes et redevances sur les émissions	86
1.1.1 La redevance sur les émissions d'oxyde d'azote en Suède	87
1.1.2 La redevance sur la pollution de l'eau en France.....	90
1.1.3 La taxe sur le soufre suédoise	96
1.1.4 La redevance sur la pollution des eaux en Allemagne.....	98
1.2 Les taxes et redevances sur les produits	101
1.2.1 Les redevances sur les combustibles aux Pays-Bas	102
1.2.2 La taxe sur le carbone et sur l'énergie en Suède	104
1.2.3 Les redevances sur certains produits en Belgique.....	106
1.2.4 Les taxes sur l'élimination des déchets au Danemark.....	107
<i>Section 2. Les taxes écologiques dans la politique environnementale communautaire.....</i>	<i>109</i>
2.1 La proposition de taxe sur le dioxyde de carbone	111
2.2 D'autres initiatives communautaires	115
2.3 Taxes écologiques et libre circulation des marchandises	117
<i>Section 3. La mise en place des écotaxes : quelques inconvénients.....</i>	<i>122</i>
3.1 L'idéal de la taxe pigouvienne	122
3.2 L'acceptabilité des taxes environnementales	125
3.3 Les effets distributifs	129
CHAPITRE III: LES EXEMPLES CANADIENS	133
<i>Section 1. Les frais sur l'élimination de déchets. Colombie Britannique.....</i>	<i>134</i>
<i>Section 2. Les taxes et redevances sur les produits.....</i>	<i>136</i>
CONCLUSION.....	139
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	145

LISTE DES ABREVIATIONS

U.S.C.A. : United States Code Annotated

Fed. Reg.: Federal Register

C.F.R.: Code of Federal Regulation

OCDE: Organisation pour la Coopération et le Développement Économique

JOCE: Journal Officiel de la Communauté Européenne

COM: Commission Européenne

CJCE: Cour de Justice de la Communauté Européenne

TCE: Traité Instituant la Communauté Européenne

À Thierry et à Ana Rosa
qui ont été mes deux piliers à Montréal

REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont d'abord et avant tout à Dieu, toujours avec moi, qui par sa miséricorde a mis sur mon chemin des personnes extraordinaires:

Ma famille, qui m'a constamment appuyé y compris dans mes projets les plus ambitieux et qui m'encourage sans cesse à donner le meilleur de moi-même, gracias,

Ana Rosa, ma grande sœur, toujours pleine de conseils, même si parfois je faisais semblant de ne pas t'écouter, saches que tu as été pour moi un exemple et une source d'inspiration, gracias,

Thierry, l'homme de ma vie, sans toi arriver au bout aurait été tellement difficile. Merci mon amour pour ton aide, ta patience et surtout merci d'avoir cru que je pouvais le faire.

Mes plus sincères remerciements vont également à la Professeure Hélène Trudeau, ma directrice de recherche, qui par ses conseils et sa patience m'a donné la confiance en moi dont j'avais tant besoin.

Merci également à l'Université de Montréal et à l'ACDI, pour son appui institutionnel et financier, qui ont contribué grandement à l'aboutissement de ce rêve.

INTRODUCTION

Durant les trois dernières décennies, l'opinion publique mondiale est devenue de plus en plus sensible à la question environnementale. Le changement climatique, les pluies acides, la détérioration de la couche d'ozone, les espèces en danger, la gestion de la diversité biologique, pour ne nommer que quelques problèmes, constituent le centre d'innombrables débats tant à l'échelle des États qu'au niveau international. Les nombreuses analyses portant sur ces sujets s'inspirent de différentes optiques: écologique, juridique, démographique, morale, économique...

Face à l'inadéquation des recours de droit commun¹, les gouvernements ont fait de la protection de l'environnement une affaire incombant à la puissance publique et se sont dotés d'instruments de politique environnementale de nature punitive mais également préventive. Cette tendance s'est notamment accrue à partir des années '70 lorsque la gravité des problèmes de pollution est devenue plus évidente.

Le principal instrument de cette politique de lutte contre la pollution est la réglementation directe. Celle ci comporte un large éventail de normes de différents types: limites d'émission de certains polluants, régimes de contrôle et d'autorisation, normes définissant les procédés techniques à utiliser dans le processus de production ou fixant les caractéristiques des équipements de dépollution à employer, jusqu'aux normes interdisant purement et simplement l'utilisation d'un produit polluant.

Malgré les progrès accomplis sur la diminution de la pollution et malgré les avantages offerts par la méthode réglementaire en comparaison à d'autres

¹ Par exemple le recours basé sur les troubles de voisinage.

approches², le recours à la réglementation directe comme moyen principal de lutte contre la pollution a fait l'objet de critiques très sévères, notamment en provenance d'économistes dits néo-libéraux³, toujours très critiques vis-à-vis de l'intervention étatique. Ceux-ci se montrent plus confiants dans les lois d'un marché qui, laissé à lui-même, est capable, selon eux, d'influencer les comportements des agents économiques en les incitant à avoir des attitudes plus respectueuses de l'environnement, marché qui serait de plus, capable de ramener la pollution à des niveaux acceptables⁴.

Les économistes se sont donc penchés sur la question environnementale et, sur la base d'une certaine analyse économique des problèmes environnementaux ont fourni des solutions tendant à réconcilier l'économie et l'environnement. C'est précisément sur cette approche économique ou, plus exactement, sur les réponses fournies par cette approche, que porte notre attention. En effet, de cet éventail des réponses, un instrument issu de cette analyse a capté notre attention; il s'agit des *instruments économiques* pour la protection de l'environnement. Ceux-ci constitueront le sujet principal de notre mémoire.

Dans le cadre de notre étude, les instruments économiques peuvent se définir comme des instruments influant sur les coûts et avantages des différentes options s'offrant aux agents économiques et visant à modifier les comportements de ceux-ci en faveur de la qualité de l'environnement⁵.

² En effet, la méthode réglementaire possède des vertus non négligeables qui font que pour certains problèmes de pollution la réglementation directe soit l'instrument le plus adéquat. Nous approfondirons sur ce sujet au cours de notre chapitre préliminaire. Voir infra pp. 19 et suiv.

³ Voir par exemple Max FALQUE, «La puissance publique: garante ou destructrice de l'environnement?» (1991), 2 *Journal des Économistes et des Études Humaines*, 103.

⁴ Paul LANOIE, «Le contrôle de la pollution: plaidoyer pour l'utilisation d'instruments économiques» dans Ejan MACKAY et Hélène TRUDEAU (dir.), *L'Environnement à quel prix?*, Actes de colloque de l'Université de Montréal, Montréal, Éditions Thémis, 1994, p. 454, aux pages 456-457.

⁵ J.B. OPSHOOR et H.B. VOS, *Instruments économiques pour la protection de l'environnement*, OCDE, Paris, Publications Officielles, 1989, p. 13.

Comme le font remarquer les auteurs Facheux et Noël⁶, au vu des tendances actuelles des politiques environnementales, il pourrait s'avérer inexact de parler d'« instruments économiques », notamment lorsqu'il s'agit de les opposer aux « instruments non économiques » représentés par la réglementation directe. En effet, comme nous le constaterons, on observe de nos jours une utilisation mixte de ces deux types d'instruments, qui souvent s'appuient l'un sur l'autre. Ainsi, on trouvera des normes d'émissions ou des procédés techniques déterminés sur la base d'analyses de coûts-avantages. Inversement, la mise en œuvre de certains instruments économiques recourt fréquemment à une base réglementaire abondante et complexe.

Tout en étant conscients que la frontière séparant les instruments économiques et les instruments non économiques est très mince, nous partageons l'opinion de ceux qui réservent la qualité d'instruments économiques aux mécanismes portant « directement sur l'activité économique qu'ils tentent de modifier dans un sens favorable à l'environnement à l'aide des taxes, des subventions, de marché des droits ou des permis »⁷. Par opposition, les instruments réglementaires reposent notamment sur des obligations imposées aux agents économiques, sur des interdictions ou des régimes d'autorisation, tandis que les instruments économiques - connus également sous la dénomination d'instruments basés sur le marché - laissent aux acteurs la latitude de « réagir à certains stimuli d'une manière qu'ils estiment eux-mêmes être la plus profitable »⁸.

On constatera tout au long de ce mémoire que la littérature concernant les aspects théoriques des instruments économiques est très abondante⁹. L'idée de

⁶ Sylvie FACHEUX et Jean-François NOËL, *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Paris, Armand Colin, 1996, p.189.

⁷ Id.

⁸ J.B. OPSHOOR et H.B. VOS, *op. cit.*, note 5, p. 13.

⁹ Sur l'analyse économique des problèmes environnementaux, voir Tom TIETENBERG, *Environmental and natural resource economics*, 2^e éd., Glenview, Scott, Foresman and Company, 1988; K. TURNER, D. PEARCE et I. BATEMEN, *Environmental economics : an elementary introduction*, Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 1994; Jean -Philippe BARDE, *Économie et politique de l'environnement*, 2^e éd., Paris, Presses Universitaires de France, 1992.

faire payer d'une manière ou d'une autre le pollueur pour les dommages causés, l'idée d'assigner un certain prix aux ressources de l'environnement n'est pas si récente que l'on pourrait le croire. En 1920, l'économiste Pigou¹⁰ évoquait déjà l'idée d'une taxe à la pollution, et au cours des trois dernières décennies les auteurs intéressés par la question ont réalisé de nombreuses simulations et études empiriques dans le but de démontrer les avantages (notamment du point de vue des coûts) offerts par les instruments du marché vis à vis de l'approche réglementaire traditionnelle.

Souvent présentés par certains auteurs comme la panacée, les instruments du marché semblent du moins en théorie, être la réponse à presque tous les problèmes modernes de pollution. À en croire les résultats obtenus lors de travaux empiriques et d'autres simulations¹¹, de tels instruments sont nettement supérieurs à la méthode de la réglementation directe, considérée comme inefficace du point de vue écologique et comme trop coûteuse du point de vue économique¹².

Or, en examinant plus finement la question, on constate également que les instruments du marché ont fait davantage l'objet d'analyses théoriques que d'applications concrètes. C'est précisément cette constatation qui éveille notre intérêt vis-à-vis de la confrontation entre théorie et pratique. Les instruments économiques fonctionnent-ils tel qu'indiqué dans les textes? Une fois mis en place, répondent-ils aux attentes? Représentent-ils des substituts au système réglementaire? Comment les pollueurs réagissent-ils face à de tels instruments? Quels sont les facteurs pouvant favoriser ou limiter l'atteinte des résultats escomptés?

Dans les prochains chapitres nous nous efforcerons de répondre à l'ensemble de ces questions. Notre étude favorisera l'analyse de l'expérience

¹⁰ J.-P. BARDE, *op. cit.*, note 9, p. 249.

¹¹ Voir à cet égard Tom TIETENBERG, « Economic instruments for environmental protection », (1990) Vol. 6, *Oxford Review of Economic Policy*, 17, 24. L'auteur fait une énumération des principales études empiriques concernant les instruments économiques.

pratique de l'utilisation de ces instruments. Nous examinerons la performance concrète des instruments économiques lors de leur application à des problèmes environnementaux précis, dans une région ou pays déterminé et confrontés à diverses réalités géographiques, politiques, humaines, administratives, etc., caractéristiques susceptibles d'agir positivement ou négativement sur leurs performances.

Les auteurs¹³ distinguent plusieurs types d'instruments économiques : les *taxes et redevances*, les *aides financières* (subventions, les prêts bonifiés et les allègements fiscaux), les *systèmes de consignation*, la *création de marchés* (l'échange de droits d'émission, l'intervention du marché et l'assurance de responsabilité), et les *incitations financières à la mise en conformité* (taxes de non conformité et les dépôts de bonne fin).

Parmi l'ensemble des instruments économiques visant la protection de l'environnement nous privilégierons l'analyse de deux d'entre eux : les taxes et redevances écologiques et les permis négociables. En effet, à l'examen de la littérature scientifique traitant du sujet, parmi les instruments basés sur le marché, ces deux semblent ceux les plus susceptibles d'avoir un impact sur le comportement des pollueurs¹⁴ et d'internaliser de manière la plus efficace les effets externes de la pollution. Nous ne ferons pas par contre de stricte comparaison entre ces deux instruments, car bien que présentant des différences substantielles, ils s'avèrent, sous certaines hypothèses, équivalents du point de vue de l'efficacité¹⁵.

¹² Id.

¹³ J.B. OPSHOOR et H.B. VOS, *op. cit.*, note 5, pp. 15-17. D'autres auteurs préfèrent distinguer entre les *instruments non fiscaux* et les *instruments fiscaux*. Dans la première catégorie, on distingue les permis échangeables, les redevances d'utilisation et les méthodes de consignation. Au sein des instruments fiscaux, on retrouve les redevances ou taxes écologiques et les encouragements fiscaux. P. LANOIE, *loc. cit.*, note 4, 457-458.

¹⁴ Voir à ce sujet par exemple Beat BÜRGENMEIER, Yuko HARAYAMA et Nicolas WALLART, *Théorie et pratique des taxes environnementales*, Paris, Economica, 1997, pp. 37-41.

¹⁵ Id.

Pour ces deux instruments, comparer la théorie à la pratique nous semble important, à l'heure où ils font l'objet de plus en plus d'enthousiasme tant au niveau des États qu'au niveau international. Un exemple frappant : les permis négociables constituent l'un des mécanismes possibles qui seront utilisés au niveau planétaire dans la lutte contre le changement climatique dans le cadre du Protocole de Kyoto. Face donc à la très probable mise en place d'un système global d'échange de droits d'émissions, un regard sur l'expérience pratique s'avère à notre avis très important.

Pour mener cette étude nous avons privilégié la méthode consistant à examiner les exemples les plus importants d'application pratique des deux instruments économiques ayant été choisis. Pour ce faire, notre étude se fera sur la base de l'examen de la doctrine, des articles, des rapports ainsi que de documents gouvernementaux. S'agissant de mesures gouvernementales, ce type d'information n'est pas d'un accès facile; en conséquence seuls les instruments revêtant une importance et un impact majeur auront pu être recensés dans ce mémoire.

Notre objectif étant la confrontation de la théorie des instruments économiques et la pratique, notre point de départ doit de toute évidence être un examen des arguments théoriques. Le **Chapitre Préliminaire** sera donc consacré à l'examen des bases théoriques des instruments économiques, notamment celles se rattachant aux taxes écologiques et aux permis négociables. Compte tenu de l'abondance de la littérature traitant du sujet et de la profondeur de ces études, ce chapitre préliminaire se limitera aux aspects théoriques les plus importants, tout en relevant les limitations et lacunes de l'approche économiques des problèmes environnementaux.

La **Partie I** du mémoire sera consacrée à l'évaluation de l'expérience pratique concernant la mise en place des *permis négociables* qui constituent l'un des instruments économiques suscitant le plus d'intérêt chez les économistes. Malgré cet intérêt et les nombreuses attentes créées autour des permis négociables

la plupart des exemples pratiques se trouvent aux États-Unis, où leur mise en pratique de plus en plus étendue recouvre des domaines tels l'amélioration de la qualité de l'air, la lutte contre les pluies acides, la production des chlorofluorocarbones, la réduction du plomb dans l'essence ou encore la pollution des eaux, etc. La première section abordera donc les exemples américains les plus saillants, et sur lesquels on dispose d'une information suffisante pour une évaluation.

Dans un deuxième temps, nous examinerons les exemples canadiens sur le même sujet. L'expérience canadienne étant plus réduite, il s'agira essentiellement d'un bref examen des programmes pilotes réalisés ces dernières années en vue d'explorer la possibilité de recours aux permis négociables comme moyen de lutte contre certaines pollutions, notamment dans la lutte contre le changement climatique.

Bien que le but de ce mémoire soit l'évaluation de l'expérience pratique, nous avons jugé pertinent de consacrer une troisième section à l'étude de ce qui pourrait représenter une utilisation au niveau planétaire des permis négociables. Pour ce faire nous nous pencherons sur les prévisions du Protocole de Kyoto¹⁶ traitant de ce sujet.

La **Partie II** abordera l'utilisation des taxes écologiques. Les exemples de mise en œuvre de tels instruments étant plus abondants, nous avons choisi le continent européen comme la zone géographique d'étude. Il s'agit en effet de la région pour laquelle nous avons trouvé la panoplie la plus variée d'applications pratiques d'écotaxes.

Le Chapitre I sera consacré à l'examen des exemples pratiques. Nous ferons également une évaluation générale qui nous permettra de relever certains

¹⁶ Protocole de Kyoto à la *Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques*. Le texte complet du Protocole est disponible à l'adresse : <http://www.unfccc.de>

inconvénients et de mesurer l'impact qu'ils peuvent avoir sur les décisions politiques concernant la mise en place de cet instrument économique.

Dans le Chapitre II nous examinerons l'expérience canadienne en ce qui concerne la place des taxes écologiques dans la politique environnementale canadienne.

Enfin, dans les conclusions nous ferons état de nos constatations et tâcherons de les confronter à nos questions initiales.

CHAPITRE PRÉLIMINAIRE : CONSIDÉRATIONS THÉORIQUES

Nous aborderons dans la **première section** de ce chapitre les aspects les plus saillants découlant de l'analyse économique des problèmes environnementaux, notamment le rôle des droits de propriété et la gestion des externalités. Dans une **deuxième section**, nous examinerons les caractéristiques et avantages principaux que présentent, en théorie, les taxes écologiques et les permis échangeables. Enfin, la **troisième section** montrera les faiblesses de l'approche économique lorsqu'elle est confrontée aux spécificités des problèmes environnementaux.

Section 1. L'analyse économique des problèmes environnementaux

1.1 La pollution comme conséquence de l'absence des droits de propriété

La théorie économique en générale assigne aux droits de propriété un rôle fondamental dans la recherche d'une allocation efficace des ressources. En tant qu'institution définissant les droits, privilèges, prérogatives et limitations de ses titulaires, la propriété présente une fonction incitative incontestable, ce dans la mesure où une utilisation inefficace des ressources devrait se traduire par un manque à gagner pour leurs propriétaires¹⁷.

Un système de droits de propriété, visant une allocation efficace des ressources dans une économie de marché tout aussi efficace, devrait présenter les caractéristiques suivantes¹⁸ : *universalité*, dans la mesure où toutes les ressources sont privées et les droits complètement définis; *exclusivité* : tous les coûts et profits dérivés de la propriété affectent ou bénéficient au seul propriétaire; les droits de propriété devraient de plus être *transférables* et finalement, offrir au propriétaire une *protection* face aux menaces d'usurpation de ces droits par des tiers.

Or, la plupart des ressources environnementales ne font pas l'objet d'appropriation privée, il s'agit de biens publics tels que l'eau ou l'air, biens d'usage non exclusif, qui constituent des biens disponibles à tous sans restriction majeure. Il s'avère impossible d'exclure quelqu'un de l'utilisation de tels biens, même si celle-ci s'avère irrationnelle ou, tout au moins, inadéquate. Cette situation

¹⁷ T. TIETENBERG, *op. cit.*, note 9, pp. 39-40.

¹⁸ *Id.*, p. 39; voir aussi K.TURNER, D. PEARCE et I. BATEMEN, *op. cit.*, note 9, p. 77.

a amené Hardin à formuler sa célèbre phrase : « the tragedy of commons »¹⁹, dans la mesure où l'accès illimité et gratuit à ces ressources élimine tout facteur incitatif susceptible d'inciter à leur conservation et conduit inexorablement à une utilisation indiscriminée et au gaspillage.

Les ressources environnementales sont donc devenues des biens rares, des biens pour lesquels plusieurs usages incompatibles sont en concurrence²⁰ : « *Whiskey is for drinking and water is for fighting* » nous rappelle un vieil adage de l'ouest américain²¹. La rivière contaminée par une usine ne peut plus être utilisée par la brasserie située en aval ni par les habitants du village voisin. De plus, les agents qui réduisent volontairement leur consommation se trouvent face à une situation voisine du dilemme du prisonnier, dans la mesure où lorsqu'ils adoptent une attitude conciliatoire, la quantité des ressources dont ils seront privés pourra être consommée par d'autres agents, ayant eux décidé de ne pas se priver.

Les tenants de la théorie des droits de propriété identifient une autre caractéristique des ressources environnementales qui complique leur gestion efficace : il s'agit de leur indivisibilité ce qui implique que, même lorsqu'elles sont consommées par quelqu'un elles restent disponibles pour les autres usagers. Inversement, la divisibilité des ressources permet aux individus qui sont prêts à payer le prix pour l'utilisation d'un bien, à exclure ceux qui ne le sont pas²².

Tel n'est pas le cas des biens publics tels que les parcs nationaux, l'eau traitée ou l'air pur. Il s'agit de bien d'usage non-exclusif qui peuvent être, en principe, consommés par tous. Ces biens ont été instaurés grâce à la contribution

¹⁹ Hardin, G., (1968) «The tragedy of commons», Science, cité par Ejan MACKAY, « Les rapports entre les individus » dans *Théorie économique du droit*, recueil de textes, Montréal, Université de Montréal, 1998, p. 25.

²⁰ Henri LEPAGE, « Pollution et environnement : demain de la propriété » (1992) *Journal des Économistes et des Études Humaines*, 560.

²¹ Voir par exemple Terry L. ANDERSON et Donald R LEAL, « Free market versus political environmentalism », (1992) *15 Harvard journal of law & public policy*, n. 2, 297. Voir aussi Terry L. ANDERSON et Donald R LEAL, *Free Market environmentalism*, San Francisco, Pacific Research Institute for public policy, 1991.

²² K.TURNER, D. PEARCE et I. BATEMEN, *op. cit.*, note 9, p. 77.

financière de certaines personnes ; cependant, en raison de leur caractère indivisible, ces individus ne peuvent exclure ceux qui n'ont pas contribué à l'établissement de ces biens²³. La gestion des ressources de l'environnement est donc un terrain très favorable à l'apparition des resquilleurs ou *free riders*, qui ne font l'objet d'aucune incitation pour s'impliquer dans l'instauration, ni même la conservation de ces biens.

Pour certains auteurs l'absence de droits de propriété sur les ressources de l'environnement est donc la véritable cause du problème. L'externalité – soulignent-ils – « n'est pas une fatalité technique ou économique mais la conséquence d'une difficulté d'ordre juridique : l'absence de droits de propriété clairement définis »²⁴. Sur la base de cette constatation l'économiste canadien J.H. Dales²⁵ a proposé l'établissement d'un faisceau de droits de propriété exclusifs et transférables sur des ressources tels que l'eau ou l'air. Nous verrons plus loin que si cette idée constitue la base des permis négociables utilisés de nos jours, ceux-ci sont cependant loin de constituer de « purs » instruments du marché ou de véritables droits de propriété.

Il existe également des auteurs qui poussent cette théorie des droits de propriété jusqu'à des limites, à notre avis, peu réalistes. Ils proposent ainsi, la « privatisation » de toute une panoplie des ressources de l'environnement jusque-là considérées comme non appropriables. C'est le cas des défenseurs du courant du « *Free market environmentalism* ». Ainsi, d'après les auteurs Anderson et Leal, des espèces telles le Northern Spotted Owl (hibou taché) ou le saumon de Columbia River sont des espèces en voie de disparition car personne ne possède l'habitat qui les abrite et ne reçoit donc d'incitation pour leur protection. Dans cette optique, l'intervention du gouvernement ne s'avère pas une solution efficiente puisque celui-ci manque d'une information nécessaire pour « valoriser »

²³ Dans le cas des services publics tels que l'eau traitée, souvent les contributions financières exigées aux usagers ne reflètent pas suffisamment les véritables coûts du service.

²⁴ Bramouillé (1991) *La peste verte*, Paris, Belles lettres, cité par M. FALQUE, *loc. cit.*, note 3, 114.

²⁵ J.H. DALES, *Pollution, Property and Prices*, Toronto University of Toronto Press, 1968.

correctement les ressources, d'autant plus que cette information provient essentiellement des groupes d'intérêts et des pressions politiques. Seuls les droits de propriété peuvent donc conduire à des solutions à la fois efficaces du point de vue de l'allocation des ressources ainsi que positives du point de vue de la protection de ressources environnementales.

Cette notion de «privatisation» des ressources de l'environnement semble prendre de plus en plus de popularité, spécialement dans l'ouest des États-Unis où tant les entrepreneurs privés que les organisations environnementales ont mis en pratique cette stratégie afin de favoriser la conservation, la protection d'une espèce en danger ou, tout simplement, la gestion efficace des ressources²⁶.

Sans aucun doute que cette idée de privatisation systématique des ressources de l'environnement soulève de nombreuses critiques. Certains auteurs considèrent qu'une telle optique est contraire à l'équité, à la morale et à la justice et soulignent également que, malgré tous les efforts pouvant être déployés pour privatiser les ressources environnementales, leur condition même de biens collectifs (il est impossible d'empêcher quelqu'un de les utiliser) rend pratiquement impossible la matérialisation de tels droits de propriété²⁷. Un auteur soulève également la question des innombrables obstacles auxquels l'application de tels droits pourrait se heurter devant les tribunaux²⁸.

²⁶ On peut citer à titre d'exemple le cas de l'Oregon Water Trust, une organisation à fins non lucratives créée en 1993. Dans le but d'augmenter le volume d'eau des rivières jusqu'aux niveaux nécessaires à la préservation et reproduction des espèces telles le saumon et la truite, cette organisation négocie avec les titulaires de droits riverains l'achat ou la location d'une certaine quantité d'eau et par la suite transfère celle-ci vers les rivières en ayant besoin. Voir: www.owt.org, voir aussi Erin SCHILLER, "Private conservation Case study: the Oregon Water Trust" (1998) *Center for Private Conservation*, source: <http://www.cei.org>. La législation d'autres états américains tels le Montana ou la Californie ont également permis la réalisation de ce type de transactions ainsi que la création de "water banks" ou "banques de l'eau" qui se traduisent par l'achat de l'eau par le gouvernement qui, par la suite, la revend aux autres usagers en ayant besoin. Pour d'autres initiatives privées, voir T. L. ANDERSON et D. R. LEAL, *Free market environmentalism*, *op. cit.*, note 21; voir aussi les publications du Political Economy Research Center, site web: <http://www.perc.org/issbrf.htm>.

²⁷ Michael BLUMM, «The fallacies of free market environmentalism», (1992) *15 Harvard Journal of Law & Public Policy*, 371, 376.

²⁸ Voir à ce propos, Edward BRUNET, «Debunking wholesale private enforcement of environmental rights», (1992) *15 Harvard journal of law & public policy*, 311.

À notre avis l'idée de privatisation quasi totale des ressources de l'environnement nous semble une idée extrême et peu réaliste. De plus, tout comme le gouvernement, le marché est aussi confronté à une pénurie de données qui empêchent de valoriser correctement certaines de ces ressources. Bien que les mécanismes d'évaluation monétaire des ressources de l'environnement permettent actuellement d'assigner réellement un prix à certaines d'entre elles, de nombreuses difficultés persistent lorsqu'il s'agit d'établir la valeur d'un paysage, d'une espèce non commercialisée ou même d'une espèce totalement inconnue. Supposons, en effet que, en raison des incertitudes scientifiques, le rôle et l'importance d'une espèce (végétale ou animale) déterminée s'avèrent être sous-estimés, de cette sous-valorisation résulterait la propagation sur le marché d'une information incorrecte, susceptible de causer par la suite des dommages irréparables.

1.2 La pollution vue comme une externalité

Le système économique des sociétés occidentales est basé sur les principes de l'économie de marché avec propriété privée. Nous avons vu que l'une des caractéristiques du droit de propriété est l'exclusivité : les activités liées à l'exercice de la propriété ne doivent bénéficier ou nuire qu'au seul propriétaire du bien. Or, dans la réalité, cette exclusivité ne fonctionne pas suffisamment. En effet, en nous situant directement sur le terrain environnemental, il se peut que l'activité de production de certaines entreprises affecte une ou plusieurs personnes. Par exemple, une compagnie minière qui utiliserait l'eau d'une rivière et la polluerait pourrait causer des préjudices tant à une brasserie située en aval qu'aux habitants du village voisin qui ne pourraient utiliser les eaux ainsi contaminées.

Lorsque l'activité productrice de la compagnie minière affecte d'autres entreprises ou les habitants du village, il se produit un écart entre le coût privé des activités minières et le coût social de ces activités. Cet effet externe est connu dans la théorie économique sous le terme d'*externalité*.

L'externalité est considérée comme une insuffisance du marché (*market failure*) apparaissant lorsqu'un bien est alloué hors du marché, ou lorsque les mécanismes d'allocation des ressources n'interviennent que partiellement²⁹. En d'autres mots, nous sommes en présence d'une externalité « lorsqu'un bien a d'autres effets que celui qui sert à fixer son prix sur un marché, ce prix ne permet pas de fixer le niveau de sa production à un niveau tenant compte également de tous les intérêts en cause »³⁰. Il en est ainsi lorsqu'un effet environnemental, tel que la pollution ou la dégradation d'un milieu, n'est pas pris en compte dans le système de prix ; il reste extérieur et devient un effet externe, une *externalité*.

La doctrine économique relève l'existence de plusieurs types d'externalités : on distingue d'abord entre les *économies externes* et les *déséconomies externes*. Les premières sont qualifiées comme externalités positives dans la mesure où l'activité de l'agent économique bénéficie aux autres agents économiques³¹. Les *déséconomies externes* ou *externalités négatives* apparaissent lorsque –comme dans le cas de la pollution– un agent économique impose par son activité aux autres agents économiques, des coûts qui ne sont pas pris en compte par le marché³².

On distingue également *externalités pécuniaires* et *externalités non pécuniaires*. La distinction repose sur le fait que les effets externes se traduisent par une augmentation des prix. Un exemple d'externalités pécuniaires est l'entreprise qui de par son établissement dans une zone déterminée fait augmenter le prix des loyers dans la région³³.

²⁹ Avery W., KATZ., *Foundations of the Economic Approach to Law*, New York, Oxford University Press, 1998, p. 40.

³⁰ GROUPE INTERMINISTÉRIEL D'ÉVALUATION DE L'ENVIRONNEMENT, *Méthodologie et théorie économique de l'environnement*, Paris, 1985, p. 10.

³¹ T. TIETENBERG, op. cit., note 9, p. 47. L'exemple le plus courant est celui du voisin qui fait bénéficier à tout le quartier de son splendide jardin.

³² Id.

³³ Id.

Une autre distinction importante est celle *des externalités relevant de l'optimum de Pareto* et des *externalités ne relevant pas de l'optimum de Pareto*³⁴. Les premières sont celles dont l'internalisation entraîne une amélioration au sens de l'optimum de Pareto³⁵, c'est-à-dire un gain social net, tandis que l'internalisation des deuxièmes ne se traduit pas par une amélioration du gain social net³⁶.

Dans une situation idéale, il devrait donc exister une égalité entre le coût privé et le coût social d'une activité productive. Le but est donc de prendre en compte les effets externes de l'activité pour assurer une meilleure allocation des ressources naturelles et supprimer l'écart entre le coût privé et le coût social, on parle alors d' *internalisation* du coût social.

L'internalisation peut se faire en recourant à plusieurs méthodes. Ronald Coase a proposé dans son célèbre théorème le recours à la *négociation privée*³⁷,

³⁴ S. FACHEUX et J.-F. NOËL, *op. cit.*, note 6, p. 183.

³⁵ La théorie de bien-être définit les conditions qui font qu'une certaine allocation des ressources maximise le bien-être social, c'est-à-dire qu'on ne peut obtenir un niveau de bien-être plus élevé pour la société avec une quantité donnée de ressources.

L'optimum social se définit par rapport au critère de Pareto. Selon ce critère, le bien-être de la société est maximal si, par une modification de l'allocation des ressources, il n'est pas possible d'augmenter l'utilité d'un membre de la société sans que personne ne souffre. Dès lors, on aura une situation optimale s'il n'est plus possible d'augmenter le bien-être selon le critère de Pareto. Un théorème fondamental de l'économie du bien-être est que sous certaines conditions, les marchés en concurrence parfaite amènent un équilibre qui correspond à une situation optimale au sens Pareto.

Afin que l'optimum de Pareto puisse être atteint, plusieurs conditions doivent être remplies : marchés en concurrence parfaite, absence d'externalités, absence d'incertitude, etc. Dans la réalité, ces conditions sont difficilement remplies, et notamment dans le domaine des ressources environnementales. Voir B. BÜRGENMEIER, Y. HARAYAMA et N. WALLART, *op. cit.*, note 14.

³⁶ S. FACHEUX et J.-F. NOËL, *op. cit.*, note 6, p. 183.

³⁷ À cet égard il nous semble important de faire mention du célèbre Théorème de Coase. Dans son article Coase affirme que la négociation privée entre le pollueur et la victime constitue la méthode la plus efficace d'internalisation. Ainsi, il soutient que lorsque les droits de propriété sont bien définis et ont été clairement attribués et lorsque les coûts de transaction sont voisins de zéro, les parties sont dans la meilleure position pour arriver, sans intervention gouvernementale, à la solution la plus avantageuse et, par conséquent, à une allocation économiquement efficace des ressources de l'environnement. Ronald COASE, "The problem of Social Cost" dans A.W. KATZ, *op. cit.*, note 29, p. 63. Ce théorème célèbre a été largement discuté, critiqué, principalement en raison des difficultés survenant pour concrétiser de telles négociations, négociations dont le coût sera très certainement supérieur à zéro compte tenu du nombre de victimes et de la difficulté à les identifier. L'application pratique de cette solution privée est donc très limitée.

mais la méthode la plus généralisée est celle de l'intervention gouvernementale³⁸. Cette intervention peut prendre la forme de mécanismes d'interdiction directe, de systèmes de régulation des émissions polluantes, d'établissement de régimes de responsabilité strictes, tels le régime de responsabilité sans faute, de mécanismes de coordination politique (dans le cas de pollutions transfrontalières), ainsi que toute autre mesure intégrant les postulats du Principe du Pollueur- Payeur³⁹.

L'internalisation des effets externes peut également se faire au travers des instruments économiques destinés à faire ressentir aux agents économiques les coûts sociaux de leurs activités. Dans la prochaine section, nous examinerons la logique des instruments économiques et ferons ressortir les avantages que ceux-ci peuvent, du moins en théorie, offrir par rapport à la méthode de la réglementation directe.

Section 2. La logique des instruments économiques

Notre étude, se limitant aux seules taxes écologiques et aux permis négociables, nous présenterons dans les prochains paragraphes les principales caractéristiques de ces deux instruments.

³⁸ Cette intervention gouvernementale est durement critiquée par certains auteurs qui identifient comme responsables de certains problèmes environnementaux non seulement l'insuffisance du marché représenté par les externalités (*market failure*) mais aussi l'insuffisance du gouvernement (*government failure*). Voir T. TIETENBERG, *op. cit.*, note 9, p. 55; M. FALQUE, *loc. cit.*, note 3, 103.

³⁹ Le Principe du Pollueur-Payeur est une notion développée par l'OCDE dans les années '70 et qui a voulu s'ériger en tant que principe directeur des politiques gouvernementales de protection de l'environnement. L'OCDE définit le PPP comme étant :

« Le principe à appliquer pour l'imputation des coûts des mesures de prévention et de lutte contre la pollution, principe qui favorise l'emploi rationnel des ressources limitées de l'environnement tout en évitant des distorsions dans le commerce et les investissements internationaux [...] Ce principe signifie que le pollueur devrait se voir imputer les dépenses relatives aux susdites mesures arrêtées par les pouvoirs publics pour que l'environnement soit dans un état acceptable ». Voir à ce propos OCDE, *Le principe Pollueur-Payeur : définition, analyse, mise en œuvre*, Paris, Publications Officielles, 1975, pp. 10-11.

2.1 Les redevances et taxes écologiques

Les redevances consistent en des paiements d'une taxe imposée aux pollueurs compte tenu de la quantité et des caractéristiques de la pollution rejetée dans l'environnement, des dommages causés ou des services utilisés. Les redevances proposent donc un moyen « d'internaliser » les coûts sociaux de la pollution dans les coûts privés du pollueur⁴⁰.

L'idée de « taxer la pollution » a été développée pour la première fois par le célèbre économiste anglais A.C.Pigou, dans son ouvrage « The Economics of Welfare » (1920). La méthode issue des travaux de cet économiste proposa l'imposition de taxes aux pollueurs comme moyen de corriger les externalités négatives d'ordre environnemental. Compte tenu de l'écart entre les coûts privés et les coûts sociaux causés par une activité productive, l'idée est de taxer les producteurs de la pollution proportionnellement aux coûts externes qu'ils imposent aux autres⁴¹.

La littérature économique nous enseigne que grâce à cet instrument, le pollueur sera donc incité à réduire sa pollution (considérée en tant que facteur de production) jusqu'au point où le coût d'une réduction supplémentaire deviendrait plus élevé que la taxe qu'on lui impose. L'estimation correcte des dommages (fonction des coûts externes) est toutefois requise pour une application efficace de ce type de taxes.

Tout comme les permis négociables, les taxes et redevances cherchent à faire entrer l'environnement dans le monde du marché. Du point de vue de sa

⁴⁰ Bien que les termes *taxe* et *redevance* ne soient pas rigoureusement synonymes (la *redevance* consistant en un paiement en l'échange duquel le contribuable obtient un avantage directement proportionnel à la somme payée, tandis que les *taxes* sont des paiements pour lesquels le contribuable ne reçoit en échange aucun avantage direct exactement équivalent), la distinction apparaît moins importante lorsqu'il s'agit de taxes sur la pollution. OCDE, *Fiscalité et Environnement : de politiques complémentaires*, Paris, Publications Officielles, 1993, p. 31

⁴¹ J.-P. BARDE, *op. cit.*, note 9, p. 249.

fonction incitative, la redevance est, en effet, un « prix » attaché aux ressources environnementales; cependant, ce prix n'est certes pas le produit d'une confrontation de l'offre et la demande du marché, mais plutôt le produit de l'acte administratif créateur de la taxe. Cette nature « non-spontanée » du prix associé à la redevance amène certains auteurs à s'interroger sur l'efficacité économique de cet instrument⁴².

Les taxes et redevances peuvent être classées de la manière suivante⁴³ :

- a. *Redevance d'utilisation*, instrument basé sur des paiements imposés aux usagers de certains services collectifs tels le traitement et la gestion des déchets, le service d'épuration des eaux afin de couvrir les coûts de ces services. De telles redevances sont également appelées *redevances pour service rendu*.
- b. *Redevances de déversement*, qui consistent en des paiements calculés par rapport à la quantité et la qualité des pollutions rejetées dans l'environnement.
- c. *Taxes sur produits*, appliquées aux prix des produits polluants au stade de leur fabrication, de leur consommation ou pour lesquels un service d'élimination a été organisé.
- d. *Redevances administratives*, reposant sur des paiements pour les services administratifs utilisés, par exemple l'instruction des dossiers d'autorisation.

Un premier avantage de la méthode de la taxe environnementale est lié aux coûts de dépollution. Ces coûts varient considérablement d'une entreprise à une autre. Les entreprises les plus récentes, auront des coûts de diminution des émissions beaucoup plus bas que ceux des entreprises anciennes ou moins performantes, qui requerront de coûteuses restructurations. Pour les défenseurs de cette stratégie, les taxes s'avèrent donc beaucoup plus efficaces que la

⁴² HENRY, Claude, « Efficacité économique et impératifs éthiques : l'environnement en copropriété » (1990) 2 *Revue économique*, 195, 198-199.

⁴³ J.-P. BARDE, *op. cit.*, note 9, pp. 276-277.

réglementation en ce qui concerne la répartition des coûts de dépollution⁴⁴. À cet égard J.P. Barde affirme:

«Si par exemple l'objectif est de réduire l'ensemble des émissions de S02 de 80%, on peut soit imposer à chaque pollueur une réduction uniforme de 80%, soit moduler les normes d'émissions pour chaque pollueur, de façon à minimiser le coût global, tout en réalisant en moyenne la réduction désirée. Si pour réduire les émissions de 80%, il en coûte quatre fois plus au pollueur A qu'au pollueur B, il est plus rationnel de faire en sorte que B épure plus que A. Cette solution de coût minimum peut être réalisée par le jeu d'une taxe d'émission qui permet l'égalisation des coûts marginaux d'épuration entre tous les pollueurs»⁴⁵.

⁴⁴ Prenons l'exemple de deux centrales électriques qui émettent chacune 100 tonnes de dioxyde de soufre (S02) par mois. La centrale A est une usine nouvelle dont les coûts de dépollution par tonne de S02 sont de 20\$. L'usine B moins performante a un coût de dépollution de 50\$ pour chaque tonne de S02.

Supposons que dans la région où ces deux usines sont situées le gouvernement fixe une limite d'émissions de tonne de S02 à 100 tonnes par mois, obligeant ces entreprises à réduire leurs émissions de moitié. La réglementation ne prenant pas en compte les différents coûts de dépollution de chaque entreprise, les chiffres seront les suivants:

Centrale électrique A: 50 tonnes x 20\$/tonne = 1.000 \$
Centrale électrique B: 50 tonnes x 50\$/tonne = 2.500 \$

Total réduction des émissions = 100 tonnes de S02 par mois
Coût total de dépollution = 3.500\$

Supposons que le gouvernement, dans le but d'arriver aux mêmes niveaux de réduction des émissions, choisisse de fixer une taxe t , estimée par exemple à 15\$ par tonne de S02. La particularité de la taxe est de prendre en considération les différents coûts de chaque entreprise, ainsi celles-ci ajusteront leurs émissions en fonction de leurs coûts de dépollution et du taux de la taxe. La centrale électrique A réduira ses émissions jusqu'au moment où son coût marginal sera égal au coût de la taxe et pas davantage, soit 75 tonnes de S02. La centrale électrique B sera confrontée au même choix. Ainsi, dans cette deuxième hypothèse, le coût de dépollution se répartira de la manière suivante:

Centrale A : 75 tonnes x 20\$ = 1.500 \$
Centrale B : 25 tonnes x 50\$ = 1.250 \$

Total réduction des émissions = 100 tonnes de S02 par mois
Coût total de dépollution = 2.750 \$

Il en résulte non seulement une diminution des coûts de dépollution mais également un bénéfice pour le gouvernement via le paiement de la taxe sur la pollution résiduelle.

⁴⁵ Id., p. 254. Pour une analyse plus détaillée sur le ratio économique des taxes écologiques consulter Thomas TIETENBERG, « Specific taxes and the control of pollution: a general equilibrium analysis » dans Thomas TIETENBERG, *Economics and Environmental Policy*, Great Britain, Edward Elgar Publishing Limited, 1994, p. 24.

Les taxes auraient également un pouvoir incitatif supérieur à la réglementation dans la mesure où une fois que les pollueurs se sont conformés aux normes établies, il n'est plus intéressant pour eux de déployer des efforts pour améliorer leur performance environnementale. Par contre, la taxe sur la pollution incite, en théorie, les pollueurs à innover et à rechercher des technologies permettant de réduire les émissions de polluants, car de telles réductions se traduiront par une diminution des montants à payer via les taxes.

Ainsi, selon J.-P. Barde, sauf si l'on tient compte de certaines considérations telles la réputation de l'entreprise, des raisons morales ou commerciales ou encore de l'influence possible de certains groupes de pression, le système de réglementation devient une sorte de « blocage à l'innovation technologique⁴⁶ ». Les pollueurs auront plutôt intérêt à cacher au gouvernement toute amélioration technologique pour ne pas être sujets à des normes plus strictes. Cette situation ne devrait pas se présenter dans un système de taxes puisque la diminution de la quantité des émissions implique automatiquement une diminution des sommes payées en taxes.

La taxe écologique, en plus de s'avérer intéressante du point de vue de la réduction des coûts de dépollution, devient pour l'État une source de revenu⁴⁷.

D'autre part, du point de vue de l'appareil administratif, l'application de la taxe peut s'avérer parfois plus efficace qu'une norme réglementaire déterminée. Cela est dû à ce que l'application d'une réglementation concernant la pollution peut parfois être sujette à des difficultés politiques et administratives telles la compétence des autorités locales de contrôle, une diminution de l'activité des groupes de pression, une perte d'enthousiasme face à un problème environnemental donné, etc. D'autre part, le non-respect des normes établies

⁴⁶ J.-P. BARDE, op. cit., note 9, p. 260.

⁴⁷ Rappelons l'exemple proposé des deux entreprises A et B ; grâce au système de taxes, le gouvernement obtient non seulement la même réduction des émissions, mais obtient également le paiement de la taxe imposée à la pollution résiduelle.

implique de la part des autorités de contrôle des efforts supplémentaires quant à la preuve de la quantité et la qualité des polluants émis, pouvant parfois conduire à des actions en justice lesquelles, après tous ces efforts, aboutiront à des amendes souvent trop faibles. À cet égard les études de l'OCDE considèrent que « la réglementation directe, dans la plupart des cas, équivaut à une taxe qui est incertaine, tardive, et de toute façon le plus souvent trop faible⁴⁸ ». Par contre, en ce qui concerne le système de taxes, comme pour presque tous les autres impôts, un appareil administratif est instauré ; son objectif permanent est de veiller régulièrement, à ce que les impôts correspondants soient correctement payés.

Néanmoins, l'efficacité de la taxe dépend de la correcte estimation des coûts marginaux associés à la pollution. Elle dépend aussi de l'«élasticité» de la demande du produit ainsi que de la possibilité de substitution de celui-ci. Ainsi, si la demande est élastique, c'est-à-dire si elle répond aux prix du produit, ou bien si les consommateurs peuvent utiliser un autre produit moins polluant, la taxe pourra avoir les effets dissuasifs escomptés. Si, au contraire, le produit n'a pas de substitut, l'imposition d'une taxe pourra s'avérer tout à fait inefficace.

Les taxes sont des instruments entourés de beaucoup d'incertitude, pour cette raison leur utilisation n'est pas recommandée lorsqu'il s'agit d'un contaminant dont on souhaite éradiquer l'utilisation. Dans ce cas, il est préférable de procéder directement via une interdiction réglementaire. L'application des taxes s'avère également non efficace lorsque la concentration de la pollution dans un lieu donné est très forte ou bien lorsqu'elle varie lors de certaines périodes⁴⁹.

L'introduction de taxes écologiques peut également se heurter à de nombreuses réticences lorsqu'elles sont susceptibles de porter atteinte à la compétitivité des entreprises exposées à la concurrence internationale⁵⁰.

⁴⁸ OCDE, *op. cit.*, note 39, p. 59.

⁴⁹ OCDE, *op. cit.*, note 40, p. 23.

⁵⁰ Ces obstacles ainsi que les autres obstacles socio-politiques seront abordés d'une manière plus détaillée dans les chapitres suivants.

2.2 Les permis négociables ou « droits » de pollution

Le système des permis échangeables, permet au gouvernement de fixer la quantité de pollution admissible dans l'environnement et d'établir la quantité de pollution autorisée pour chaque pollueur. Chaque entreprise doit posséder un permis d'émission de polluants et chaque permis détermine une quantité fixe d'émission contaminante permise pour chaque pollueur. Les pollueurs excédant la limite établie pour leurs permis sont sanctionnés financièrement. D'autre part, les entreprises détenant ces permis, qu'il est convenu d'appeler « permis de pollution », mais n'en ayant plus besoin peuvent, par la suite, les revendre à d'autres entreprises.

La création d'un tel système de marché de droits de polluer a été proposée pour la première fois par le Canadien J.H.Dales⁵¹. Le concept développé trouve son fondement dans l'idée que le comportement des agents polluants peut être modifié grâce à une redéfinition des droits de propriété. Selon lui, tant du point de vue économique que de celui des objectifs de la politique environnementale, il est souhaitable de mettre en place un système au sein duquel l'État met en vente une certaine quantité de permis de pollution, quantité correspondant au niveau de pollution maximum acceptable. Il s'agit d'un système beaucoup plus souple et flexible que celui de la réglementation puisque les permis peuvent par la suite être vendus ou achetés selon les besoins des pollueurs⁵².

La logique économique suggère que si les autorités établissent le niveau optimal⁵³, ou du moins « acceptable » de pollution et par la suite émettent sur le

⁵¹ J.H. DALES, *op. cit.*, note 25, p. 77.

⁵² Id, pp. 77 et suiv.

⁵³ *L'optimum de pollution*, se situe au point où le coût social de l'activité polluante est égal à l'avantage que cette activité rapporte à la société. Ainsi, pour atteindre le degré optimal de réduction de la pollution, il faut trouver un moyen de contraindre le pollueur à utiliser la pollution en tant que facteur de production, à concurrence du montant où il lui coûterait plus cher d'en utiliser davantage que la société ne gagnerait en termes de production plus élevée. OCDE, *op. cit.*, note 40, p. 42.

marché des « droits » équivalents à ce montant de pollution, les entreprises pour lesquelles la pollution est un facteur de production important achèteront davantage. Cette quantité prédéterminée de pollution opère comme une sorte d' « offre de pollution »⁵⁴.

Si l'on exclut les imperfections du marché, la courbe de la demande totale des droits de pollution par les entreprises est identique à celle qui représente leurs coûts marginaux de diminution de la pollution⁵⁵. Les entreprises seront prêtes à acheter des droits jusqu'au point où le coût entraîné par le fait de s'abstenir de déverser une pollution supplémentaire serait supérieur au prix auquel elles pourraient acheter le droit de continuer à polluer⁵⁶.

La mise en place de cet instrument requiert tout d'abord que l'État fixe l'objectif de pollution à atteindre, c'est-à-dire, la quantité de pollution qui sera tolérée dans une zone géographique déterminée. Comme déjà évoqué à l'égard des redevances, le problème de la connaissance des coûts des dommages reste ici présent ; cependant en se basant sur certains critères approximatifs l'État peut aboutir à une fixation « a priori » de cette quantité de pollution souhaitable.

Un autre élément à considérer est celui de la zone géographique ou « zone du marché » dans laquelle le système de permis échangeable sera appliqué. Cela peut parfois poser de graves problèmes tant au niveau politico-administratif qu'à celui de la mobilité de certains polluants⁵⁷. Imaginons en effet, les difficultés qui peuvent exister dans le cas de la pollution atmosphérique ; compte tenu de la rapidité à laquelle certains contaminants peuvent se transporter d'une région à

À noter que ce niveau optimal de pollution n'entraîne pas l'élimination totale de la pollution puisque cette élimination totale impliquerait la cessation de l'activité économique, possibilité non viable dans la science économique

⁵⁴ J.-P. BARDE, *op. cit.*, note 9, p. 298.

⁵⁵ OCDE, *op. cit.*, note 39, p. 49.

⁵⁶ Id.

⁵⁷ Thomas TIETENBERG, « Transferable discharge permits and the control of stationary source air pollution : a survey and synthesis », (1980) 56 *Land Economics*, vol 56, No.4, november, dans T. TIETENBERG, *op. cit.*, note 45, p. 77.

l'autre, voire d'un pays à l'autre, un même pollueur peut causer des problèmes de contamination dans plusieurs zones.

Une fois la zone géographique établie et en fonction des objectifs de pollution poursuivis il faut déterminer quels types de pollueurs seront assujettis aux permis échangeables. La question de savoir si les petits pollueurs, tels les résidences ou les conducteurs d'automobiles, devraient ou non être contraints d'acheter ces « permis de pollution » a également été posée. Bien que certains auteurs aient penché en faveur de l'inclusion des petits pollueurs, il semble que la tendance actuelle soit de viser surtout les grands pollueurs⁵⁸.

Les avantages de réduction des coûts de dépollution et la fonction incitative, que nous avons évoqués au sujet des taxes, restent présents dans le cas des permis échangeables. En effet, tout comme les taxes, les permis échangeables permettent de minimiser les coûts globaux et individuels de dépollution, puisqu'ils tiennent compte de différents coûts de dépollution pour chacun des pollueurs⁵⁹.

Les permis échangeables satisfont pleinement la fonction incitative à l'amélioration de la performance environnementale et à la recherche de technologies moins polluantes, puisque les entreprises qui détiennent des permis échangeables mais qui n'en ont plus besoin, en raison d'une amélioration de performance, peuvent vendre ces permis sous la forme de crédits à d'autres entreprises ayant des coûts de dépollution plus élevés.

⁵⁸ Id, p. 78.

⁵⁹ J.-P. Barde propose un exemple très éloquent. Considérons deux entreprises : l'entreprise A avec un coût marginal d'épuration de 1.500\$ par tonne de SO₂, et l'entreprise B avec un coût de 6.000\$ par tonne. Supposons que le prix du marché des permis soit établi à 4.000\$ par tonne de SO₂. L'entreprise A aura avantage à épurer plus que requis par la norme, jusqu'à égalisation du coût marginal au prix du marché et vendre le permis dont elle n'a plus besoin, c'est-à-dire une économie de 4.000\$ - 1.500 \$ = 2.500 \$. L'entreprise B en achetant un permis d'une tonne pour 4.000\$, réalise une économie de 6.000 - 4.000 = 2.000 \$. L'économie totale est donc de 4.500\$. Supposons à présent que le prix du marché soit de 5.000\$ la tonne ; les gains seront de 3.500\$ pour l'entreprise A et de 1.000\$ pour l'entreprise B, c'est-à-dire que le montant global de l'économie restera de 4.500\$. L'entreprise A vendra des permis jusqu'à ce que son coût marginal égale le prix du marché ; l'entreprise B achètera des permis jusqu'à ce que son coût marginal se réduise au prix du marché établi, soit 4.000\$..J.-P., BARDE, *op. cit.*, note 9, pp. 299-300.

D'autre part, la valeur des permis est automatiquement maintenue grâce aux variations des prix qui jouent un rôle de rationnement puisque toute nouvelle source de pollution entraîne une augmentation de la demande des permis et, par conséquent, une hausse de leur prix. Le gouvernement ou d'autres organisations de protection de l'environnement peuvent également intervenir dans le marché au travers de la vente et l'achat de permis ou la thésaurisation.

Finalement compte tenu de la proximité avec le modèle du marché, celui-ci assure un ajustement automatique à l'inflation qui se répercute dans les prix. Cette possibilité d'ajustement « automatique » n'existe pas dans le cas de redevances⁶⁰.

Mais l'avantage le plus remarquable est à notre avis le fait que l'objectif du niveau de pollution soit atteint automatiquement, puisque le plafond fixé correspond au nombre de permis mis sur le marché par les autorités.

Quant aux inconvénients, ceux-ci sont liés à la difficulté de contrôle par les autorités pour éviter que les pollueurs ne dépassent les limites fixées par les permis. Cette tâche peut s'avérer très lourde notamment si les « droits » circulent beaucoup.

Comme nous le constaterons dans le chapitre suivant, la mise en place de ce type d'instrument est très complexe. De nombreux détails techniques, administratifs et juridiques doivent être pris en considération ce qui implique un processus relativement sophistiqué et assez complexe. L'application des normes dépend aussi de systèmes stricts de suivi et de contrôle pouvant s'avérer très coûteux et susceptibles de compromettre l'efficacité économique du programme.

Un autre obstacle non négligeable est la réticence de certains groupes de pression vis-à-vis de la « vente » ou de l'octroi de cette « licence » à polluer.

⁶⁰ Id., p. 316.

Section 3. Quelques critiques sur l'approche économique

Les critiques pouvant être formulées à l'égard de l'approche économique des problèmes environnementaux se situent à différents niveaux. On peut en effet faire des critiques d'ordre moral, éthique et philosophique, mais l'approche présente également des limites du point de vue de l'implantation des instruments économiques ainsi que sur leur capacité d'adaptation aux problèmes de pollution spécifiques. Dans les prochaines lignes, nous examinerons certaines de ces critiques.

3.1 Une approche anthropocentriste

À propos de l'analyse économique il peut être dit qu'elle est fâcheusement anthropocentriste, c'est-à-dire que la valeur des ressources naturelles est estimée seulement par rapport aux bénéfices que de telles ressources rapportent aux êtres humains⁶¹. Certains considèrent en effet, que la « nature » a une valeur par elle-même (valeur intrinsèque) indépendamment des critères humains d'évaluation fondés sur des critères utilitaristes. D'après leur optique, l'homme n'a donc aucun droit à réduire la richesse naturelle, sauf pour satisfaire ses besoins vitaux⁶².

L'assignation des « prix » aux ressources naturelles est d'après cette optique tout à fait illégitime, car ces prix ne prennent pas en considération la valeur intrinsèque du bien de la nature.

Les plus extrémistes de ce courant de pensée, notamment les adhérents du courant dit du « *Deep Ecology* », contestent même le concept du développement

⁶¹ T. WESIKEL, «Selling pigeons in the temple : the danger of market metaphors in an ecosystem», *Harvard Seminar on Environmental Values*, 1997. Disponible à l'adresse : <http://www.ecoethics.net>

⁶² S. FAUCHEUX et J.-F. NOËL, *op. cit.*, note 6, p. 26.

soutenable, dans la mesure où selon eux, la nature doit être préservée par elle-même et non pour satisfaire le bien-être des générations présentes ou futures⁶³.

Nous partageons complètement l'opinion selon laquelle les ressources naturelles ont une valeur intrinsèque mais si l'on se situe dans un contexte juridique ou dans un contexte de politique environnementale, on constatera que des mesures de protection de l'environnement peuvent difficilement être dépourvues de toute considération utilitariste. Une certaine dose (voire une dose importante) d'anthropocentrisme est à notre avis, inévitable.

3.2 Les instruments économiques légitiment la pollution

L'approche économique, et plus spécifiquement les instruments économiques peuvent à première vue constituer une sorte de légitimation de l'activité polluante. Citons le cas des écotaxes : en n'interdisant pas la pollution, mais plutôt en la taxant, celle-ci n'est donc pas qualifiée comme une « action nuisible » méritant d'être interdite, mais comme un droit réservé à ceux qui ont les moyens de payer pour le faire. En d'autres mots, le message véhiculé par les instruments économiques est que la société est indifférente à la quantité de pollution émise du moment que les pollueurs paient la taxe⁶⁴.

Pour ceux qui manifestent leurs réticences aux instruments économiques, l'introduction des taxes dans la politique environnementale rend un mauvais service aux efforts de conscientisation et de « stigmatisation » de la pollution réalisés ces dernières décennies. Dans cette optique, la pollution plus qu'un problème économique est un problème d'ordre éthique⁶⁵. Les valeurs qui sont partagées par les sociétés modernes et dont la condamnation de la pollution fait

⁶³ Id. p. 27.

⁶⁴ S. KELMAN, « Ethical theory and the case for concern about charges », dans A. KATZ, *op. cit.*, note 29, p. 347.

⁶⁵ M. SAGOFF, *The economy of the earth*, New York, Cambridge University Press, 1992, pp. 209-210.

partie, doivent aussi être présentes dans une politique environnementale. Pour certains auteurs, les instruments économiques, constituent des véritables « licences de polluer »⁶⁶, leur utilisation devraient donc être écartée d'une société sincèrement désireuse de lutter contre la pollution.

Nous verrons dans le chapitre II que, effectivement lorsque certaines entreprises ont été interrogées à ce sujet un bon nombre d'entre elles ont considéré que les écotaxes légitiment la pollution. Néanmoins, si l'on compare les instruments économiques à la méthode réglementaire, on constate que la fixation par règlement d'une limite de pollution représente aussi l'octroi d'un « droit à polluer » jusqu'à un certain seuil, un droit qui en plus est gratuit et dépourvu de tout autre incitatif pour réduire la pollution.

Il ne fait aucun doute que le scénario idéal serait que la réduction de la pollution réponde à des motivations éthiques et que la politique environnementale soit, comme le souligne à juste titre un auteur⁶⁷, moins orientée sur les résultats (*results-oriented*). Cependant, comment renoncer à la possibilité que des réductions significatives de la pollution soient effectivement réalisées, même si ces réductions sont malheureusement inspirées par de pures considérations économiques?.

Par contre, les critiques dont nous venons de faire mention, s'avèrent tout à fait valables lorsque l'effet incitatif est tellement faible que l'imposition d'une taxe n'entraîne aucun changement sur le comportement du pollueur. Malheureusement, nous verrons que ceci est souvent le cas.

⁶⁶ Id.

⁶⁷ Voir S. KELMAN, op. cit., note 64, p. 345. L'auteur opine que les motivations devraient être aussi importantes que les résultats.

3.3 Une analyse exclusivement économique

L'un de reproches, à notre avis le plus pertinent, qui peut être fait à l'analyse économique des problèmes environnementaux, est celui d'être une approche exclusivement économique, unidisciplinaire.

On remarque effectivement chez certains économistes un réductionnisme exagéré des problèmes environnementaux. Il est en effet difficile de concevoir que l'environnement ne soit qu'une externalité au fonctionnement du marché n'ayant donc de la valeur que si des coûts ou des bénéfices individuels y sont associés. Tout est réduit à des termes d'efficacité et d'allocation optimale de ressources, de maximisation des bénéfices et d'*optimisation paretienne*. Une politique environnementale dans laquelle les effets de la pollution sont de simples défaillances du marché peut difficilement aboutir à des solutions opérationnelles sur le terrain politico-social.

Cette tendance au réductionnisme se reflète également lorsque la théorie économique décrit et anticipe les comportements humains. La rationalité économique (maximisation des utilités et des bénéfices) constitue la seule base aux hypothèses formulées par l'approche économique. On peut en effet, reprocher à cette approche économique « positiviste » sa tendance à faire abstraction de toute considération morale, sociale, culturelle et politique⁶⁸.

D'autre part, on ne peut pas s'empêcher de remarquer que la théorie économique « pure » montre l'être humain dans sa version la plus égoïste, la plus individualiste, comme un simple « *homo economicus* ». Cette image, bien que non totalement incorrecte, est du moins incomplète⁶⁹.

⁶⁸ B. BURGENMEIER, *Economics and the environment : the revival of ethics*, Université de Genève, 1992, p. 5.

⁶⁹ Ceci est présent chez certains auteurs (Voir par exemple T. L. ANDERSON et D. R. LEAL, *op. cit.*, note 21) qui poussent jusqu'à ses extrêmes leur confiance dans les lois du marché qui est selon eux capable de résoudre la plupart des problèmes environnementaux. Leur raisonnement aboutit à des situations pour le moins choquantes du point de vue de l'équité et de la justice sociale.

Il nous semble très dangereux de faire abstraction des considérations éthiques dans les questions environnementales. De nombreuses ressources naturelles sont dans la société moderne des biens publics, d'une valeur difficilement estimable, des éléments considérés pour certains comme biens sacrés appartenant à l'humanité toute entière. Compte tenu de cette valeur inestimable, ces biens méritent d'être préservés des caprices du marché.

Un auteur illustre très bien cet aspect éthique, moral, philosophique, altruiste qui est toujours présent dans le débat écologique. En faisant le parallèle avec un passage biblique très connu, il remarque:

« We are not fully informed by the preserved text, but one suspects that selling pigeons in the temple prompted a sense of moral indignation on the part of Jesus of Nazareth, not because the prices were a bit too high. Rather such activity inspired moral outrage because selling pigeons in the temple involved a fundamental confusion of the market place with sacred space »⁷⁰.

Une analyse désireuse de servir de base aux politiques environnementales doit à notre avis se nourrir de tous les éléments apportés par les sciences sociales, politiques, par l'éthique... Ceci est d'autant plus vrai lorsque l'on traite des problèmes écologiques où des considérations et intérêts autres qu'économiques seront, heureusement, toujours présents.

3.4 Une analyse difficilement applicable aux problèmes environnementaux

Les instruments économiques constituent une sorte de « prix » que l'on attache aux ressources naturelles, afin que les pollueurs prennent en considération les coûts sociaux de la pollution. Or, pour déterminer l'ampleur de l'instrument d'internalisation, une analyse des coûts et des bénéfices doit être faite préalablement. Force est de reconnaître que dans certaines circonstances une telle analyse sera impossible ou incorrecte, et ceci pour plusieurs raisons :

⁷⁰ T. WESIKEL, *loc. cit.*, note 61.

a) Une première difficulté vient de la nature même des ressources naturelles : L'*incertitude* dont les problèmes de pollution sont entourés fait que les coûts sociaux sont difficiles à traduire en termes monétaires. La modification de l'écosystème causée par la pollution entraîne en effet des réactions et des phénomènes dont l'ampleur et les conséquences restent actuellement inconnus. À défaut de pouvoir comprendre toutes ces interactions, des mesures de réglementation (dont le résultat est plus prévisible) se révèlent plus appropriées⁷¹.

b) Une deuxième difficulté, liée à la précédente, vient du fait de l'*irréversibilité* des phénomènes de pollution. La disparition de certaines espèces d'un côté, et d'un autre côté la durée de vie relativement longue de certains polluants, ainsi que les effets imprévisibles des phénomènes tels que le changement climatique montrent que les conséquences de l'activité humaine peuvent avoir des répercussions sur une période de temps très longue. Cette irréversibilité ne peut pas non plus être prise en considération par le calcul économique.

c) L'évaluation monétaire des ressources de l'environnement reste encore irréalisable pour certaines de ces ressources malgré les méthodes existant actuellement⁷². De plus, l'estimation des coûts et bénéfices susceptible d'être réalisée par les économistes sera toujours une estimation à court terme. Le « prix des ressources » résultant de cette analyse ne peut ni refléter ni anticiper correctement, les préférences et les besoins des générations futures⁷³.

On constate donc que l'analyse économique ne peut pas toujours faire face à la complexité des problèmes environnementaux, et que les remèdes offerts par les lois du marché ne sont pas toujours en mesure d'assurer une amélioration effective de la qualité de l'environnement.

⁷¹ B. BURGEMMEIER, *Plaidoyer pour une économie sociale*, Paris, Economica, 1990, p. 165.

⁷² Par exemples les méthodes d'évaluation basées sur les prix du marché, la méthode basée sur les coûts de remplacement, la méthode basée sur le coût de remise en état, etc.

⁷³ J. GOWDY et P. OLSEN, « Further problems with neoclassical environmental economics » (1994), vol. 16 *Environmental Ethics*, Summer, 161, 166.

Malgré ces lacunes, nous considérons que cette approche reste une approche digne d'être prise en considération, ce pourquoi nous nous intéresserons dans le prochain chapitre à l'examen de l'expérience pratique concernant l'utilisation des permis négociables.

PARTIE I: LES PERMIS NÉGOCIABLES DANS LA PRATIQUE

Notre examen de l'expérience pratique débutera donc dans ce premier chapitre par les permis négociables. Pour se faire, nous aborderons dans un premier temps l'étude des premières expériences américaines dans l'utilisation des permis négociables: Il s'agit du programme d'échange de droits d'émission instauré à partir de 1974 incluant le programme régional dans l'État de Californie (RECLAIM) et du programme de réduction du plomb dans l'essence. Par la suite, nous examinerons l'un des exemples les plus récents et également les plus ambitieux concernant l'utilisation des permis négociables: le programme de réduction des pluies acides, programme visant essentiellement la réduction des émissions de dioxyde de soufre (SO₂), qui se situe encore dans sa phase initiale, mais duquel on peut d'ores et déjà tirer certains leçons.

CHAPITRE I: LES EXEMPLES AMÉRICAINS

Section 1. Le Programme d'échange de droits d'émission dans le cadre du Clean Air Act

La lutte contre la pollution atmosphérique et pour l'amélioration de la qualité de l'air a été l'un des principaux laboratoires d'expérimentation des permis négociables aux États-Unis.

En 1970, le Congrès Américain a adopté les premiers amendements au *Clean Air Act*⁷⁴, considéré comme la loi servant de base à tous les efforts de lutte contre la pollution atmosphérique aux États-Unis. Le *Clean Air Act* (ci-après nommée CAA) est une loi conçue essentiellement sur le schéma réglementaire dit du « *command and control* » : il établit des standards de qualité de l'air et des dispositions strictes quant à la technologie et aux stratégies à suivre par les entreprises à des fins de conformité. Ainsi, la loi impose par exemple à certaines sources, l'installation de mesures de contrôle de la pollution correspondantes à la meilleure technologie disponible (*best available technology*). D'après les dispositions de la loi, la responsabilité quant à l'atteinte des objectifs fixés est partagée entre l'Agence de Protection Environnementale (ci-après EPA) et chaque État⁷⁵.

Durant les premières années d'application des dispositions de la loi, cette conformité s'est révélée pénible et coûteuse, à tel point qu'en 1975, date limite

⁷⁴ 42 U.S.C. §7401 et suiv.

⁷⁵ En accord avec les dispositions du CAA les États et l'EPA partagent leurs responsabilités en ce qui concerne la qualité de l'air. L'agence gouvernementale a l'obligation d'établir les standards de qualité tandis que chaque État doit pour sa part assurer la conformité avec ces normes grâce à l'élaboration de directives gouvernementales spécifiques (*State Implementation Plans*), directives qui devaient être approuvées par l'EPA. Les standards fixés par l'EPA sont les standards de qualité de l'air, c'est-à-dire les seuils de concentration maximales permis pour une substance polluante ainsi que la quantité limite de cette substance polluante qu'une source peut émettre. 42 U.S.C. §7409 (a)(1)(A) (1988); 7407 (a) ; 7410; 7409 (a)(1)(A).

pour la conformation aux nouvelles normes, 45 des 51 États américains se sont avérés incapables de se conformer aux standards de qualité établis par le CAA⁷⁶.

Face à ce premier échec, les autorités américaines ont commencé progressivement à introduire dans leur politique environnementale des éléments importants, notamment ceux faisant partie d'une nouvelle stratégie environnementale: «l'*Offset Policy*», stratégie prévoyant une possibilité d'échanges de droits d'émission. Ainsi, les sources ayant réduit leurs émissions au-dessous des niveaux établis pourraient convertir cet excédent en « crédits » d'émission, et par la suite les transférer, les vendre ou bien les conserver ou stocker. Cette politique d'échange de droits d'émission, dont le caractère demeurerait optionnel et non obligatoire pour la plupart des entreprises, cherchait à faciliter la mise en conformité de celles-ci aux normes de qualité environnementale et visait l'atteinte de ces objectifs au moindre coût possible. Le programme visait principalement l'émission des substances polluantes suivantes: les hydrocarbures, les oxydes d'azote, les oxydes de soufre et le monoxyde de carbone.

1.1 Principales caractéristiques du programme

Dans ses dispositions, le *Clean Air Act* fait la distinction entre sources de pollution *nouvelles*, *existantes* et sources *modifiées*. Les premières font référence aux sources ayant été créées après l'inventaire réalisé par les autorités en 1970⁷⁷. Les sources *existantes* sont celles qui existaient déjà en 1970⁷⁸ tandis que le terme de sources *modifiées* désigne les sources ayant procédé à de changements

⁷⁶ John DWYER, "The use of market incentives in controlling air pollution: California's marketable permits program", (1993) 20 *Ecology Law Quarterly*, 103,106. Les critiques soulignent que cet échec est dû principalement au fait que les États n'avaient ni l'expertise technique ni l'information scientifique permettant d'établir l'impact des émissions des différentes sources. Cette information s'avérait nécessaire à l'élaboration des plans établissant la technologie et les stratégies devant être utilisées par les entreprises aux fins de conformité aux nouvelles normes. Voir Richard A. LIROFF, *Reforming air pollution regulation: the toil and trouble of EPA's Bubble*, Washington, D.C., The Conservation Foundation, 1986, pp. 21 et suiv.

⁷⁷ 42 U.S.C. § 7411 (a)(2) (1988).

⁷⁸ *Id.*, (a)(6).

susceptibles d'augmenter le volume de leurs émissions⁷⁹. Cette distinction s'avère être d'une extrême importance dans la mesure où chaque type de source est soumis à de limites d'émissions et à des exigences technologiques différentes.

Du point de vue géographique la loi distingue entre «*attainment areas*» constituées par les zones respectant les standards de qualité de l'air établis par le gouvernement dans une région déterminée et pour une substance polluante donnée et «*non attainment areas*» qui sont par contre, celles n'ayant pas atteint les standards fixés⁸⁰.

Les échanges des émissions proprement dites, peuvent être *internes*, c'est-à-dire entre différentes sources appartenant à la même centrale ou entreprise, ou bien *externes*, entre différentes sources appartenant à différentes entreprises. Quant au contenu des négociations, les autorités de l'EPA ont intégré progressivement plusieurs composantes au programme, chacune offrant différentes alternatives aux sources mais étant sujet à certaines restrictions selon qu'il s'agisse d'une source nouvelle, existante ou modifiée.

Le *netting*, introduit en 1974, permet à une source de pollution désireuse de s'étendre, ou tout simplement de modifier ses installations, d'éviter de devoir se soumettre aux exigeantes procédures d'autorisation correspondantes. Ainsi, grâce au *netting*, ces procédures peuvent être évitées si l'entreprise compense cette future expansion par une réduction des émissions dans une autre source, ou installation, faisant partie de la même entreprise. Le *netting* opère donc seulement à l'intérieur d'une même entreprise et est sujet au contrôle de chaque État⁸¹.

Le système *Offset*, implanté en 1976, permettait aux nouvelles entreprises désireuses de s'établir dans des régions ne se conformant pas aux standards de

⁷⁹ Id., (a)(4).

⁸⁰ 42 U.S.C. art. §7501 (2) (1988).

⁸¹ TURNER K., PEARCE D. et I. BATEMEN, *op. cit.*, note 9, p. 182; J.-P. BARDE, *op. cit.*, note 9, p. 308.

qualité de l'air établis (*non attainment areas*) de pouvoir le faire mais sous la condition d'obtenir une réduction des émissions de la part des sources déjà présentes dans la région⁸². Pour ce faire, la nouvelle firme avait la possibilité d'acheter des crédits d'émission ou bien de financer la réduction des émissions d'une autre entreprise ayant par exemple des coûts de dépollution plus faibles. Cette modalité est considérée par plusieurs auteurs comme l'élément le plus intéressant du système d'échanges d'émissions, dans la mesure où elle permet la réconciliation entre la croissance économique d'une région et ses objectifs environnementaux⁸³. Les nouvelles sources étaient cependant sujettes à des limites d'émissions plus strictes que celles des sources existantes⁸⁴.

La politique d'échange d'émissions comprend également le programme « *bubbles* » (qui se traduit par une comparaison imaginaire d'une entreprise avec une bulle ou *bubble en anglais*) dans laquelle une certaine quantité d'émissions serait autorisée. Une entreprise possédant généralement plusieurs sources de pollution, la loi laisse une totale liberté de choix quant aux technologies et quant aux stratégies à suivre pour réduire les émissions de manière interne. Cette modalité permet aux firmes de prendre en considération différents coûts de réduction de pollution, et de choisir sur quelles sources concentrer les efforts de réduction, en fonction des coûts. Cette liberté de choix est permise tant que la limite des émissions de la « bulle » n'est pas dépassée.

Finalement, la politique d'échange d'émissions a été complétée par l'introduction du programme de « *banking* » qui se traduit par la possibilité de pouvoir thésauriser ou mettre en réserve les crédits obtenus grâce à la réduction des émissions. Initialement l'EPA avait pourtant considéré la politique de *banking* comme incompatible avec les dispositions de la CAA⁸⁵ et n'apportant aucun

⁸² 44 Fed. Reg. 3274-3276 (1979)

⁸³ J.-P. BARDE, *op. cit.*, note 9, p. 308.

⁸⁴ 44 Fed. Reg. 3274-3276 (1979).

⁸⁵ Jorge DEL CALVO Y GONZALEZ, "Markets in Air: Problems and Prospects of Controlled Trading", (1981) 5 *Harvard Environmental Law Review*, 377, 402.

bénéfice environnemental⁸⁶. Cependant en 1979 l'Agence américaine décida d'autoriser la thésaurisation afin de stimuler la réduction des émissions. L'élaboration de normes concernant la mise en pratique de la conservation ou dépôt de crédits était toutefois laissée à la responsabilité de chaque État.⁸⁷

Comme nous l'avons déjà mentionné, la possibilité de réaliser tel ou tel type de négociation dépendait de la nature de la source de pollution. Pour les nouvelles sources, sujettes à des règles plus exigeantes, les possibilités de négociations étaient considérablement réduites. En fait, de toutes les possibilités mentionnées dans les paragraphes précédents, seule celle de l'offset restait disponible aux nouvelles sources. Celles-ci ne pouvaient pas utiliser les échanges d'émissions pour se conformer aux strictes limites des émissions qui leur étaient imposées.

1.2 Évaluation du programme

Il semble que les résultats du programme ont été au dessous des attentes, ce tant du point de vue du nombre et de la nature des transactions, qu'au niveau des innovations technologiques, de la réduction des émissions ou des effets sur l'environnement.

Plusieurs facteurs peuvent être considérés comme responsables des résultats modérés du programme; la plupart des auteurs ayant traité le sujet identifient comme responsables les restrictions régulatrices ou administratives entourant le programme, restrictions causant une augmentation substantielle des coûts de transactions et diminuant l'intérêt pour la réduction des émissions. Tietenberg souligne de plus que dans certains cas les attentes initiales créées autour des permis négociables étaient parfois irréalistes et exagérées⁸⁸.

⁸⁶ 44 Fed. Reg. 3280 (1979).

⁸⁷ Id.

⁸⁸ T. TIETENBERG, *loc. cit.*, note 11, 17, 26-27.

Effectivement, les coûts de transactions étaient parfois considérablement augmentés par des exigences à caractère administratif imposées par la loi pour l'approbation des négociations. Avant d'effectuer une transaction il était nécessaire par exemple d'établir la quantité de crédits qu'une source avait droit de vendre et qu'une source devait acquérir pour se conformer aux standards établis⁸⁹. Autrement dit, pour vendre ses crédits, une source devait établir le volume de la réduction d'émission et la source voulant acheter devait calculer la quantité de crédits nécessaire aux fins de conformité aux normes. Le processus d'obtention de cette information pouvait s'avérer particulièrement long et coûteux, dans la mesure où ces limites étaient basées sur des contrôles technologiques déterminés spécifiquement par l'EPA⁹⁰.

D'autre part, les négociations sont sujettes à des suivis, révisions et traitements différents selon qu'il s'agisse d'une transaction nécessitant une approbation au niveau d'un État ou au niveau fédéral. Par exemple, les négociations de type *bubbles*, devant être approuvées au niveau fédéral, doivent par la suite être vérifiées par l'État, l'EPA régional et par le bureau national de l'EPA⁹¹.

Quant au nombre et à la nature des transactions, bien que les chiffres disponibles soient très peu nombreux, le nombre de transactions du type *netting* enregistrées jusqu'en 1986 oscillèrent entre 5,000 et 12,000⁹². Sur un total de 150 transactions de type *bubbles* enregistrées, seulement deux furent externes.

Le nombre de droits d'émissions ayant été conservés a été particulièrement bas (environ 100)⁹³. Dans certains États cette faible quantité peut s'expliquer en

⁸⁹ Robert W., HAHN et Gordon L., HESTER, «Marketable Permits: lessons for theory and practice», (1989) 16 *Ecology Law Quarterly*, no, 2,361, 377

⁹⁰ 42 U.S.C. § 7411(a) (1) (1988).

⁹¹ R.W., HAHN et G. L., HESTER, *loc. cit.*, note 89, 378

⁹² *Id.*

⁹³ *Id.*, pp. 373-374. À cet égard, il faut ajouter cependant que plus de la moitié de *bubbles* ayant été présentées pour l'approbation de l'EPA ont été refusées. Voir aussi J.-P., BARDE, *op. cit.*, note 9, p. 309.

raison de retards dans la création des banques nécessaires. En 1986 seulement sept États avaient établi de telles banques⁹⁴. Certains auteurs soulignent également les difficultés de la mise en pratique de la politique du *banking*: par exemple, la durée des droit ou crédits, le suivi des permis utilisés et mis en réserve ainsi que les conditions d'utilisation.⁹⁵

Dans le cas des transactions du type *offset*, quelques 2.000 transactions ont été réalisées entre 1977 et 1986⁹⁶, mais seulement 10% de celles-ci furent de caractère externe.

La plupart de ces transactions externes ont été effectuées dans le district de Los Angeles⁹⁷, plus spécifiquement dans la région administrativement désignée sous l'acronyme SCAQMD (South Coast Air Quality Management District), zone n'ayant pas atteint les standards de qualité établis (*non attainment area*), et ceci dans le cadre du programme régional bien connu RECLAIM. Les professeurs Hanh et Hester expliquent ce fait par la considérable croissance économique de cette région durant les années 80. S'agissant d'une zone « *non-attainment* » l'*offset* était donc la seule solution offerte aux sources majeures voulant s'établir dans la zone. Ils mentionnent également le fait que dans cette région les sources étaient soumises à des standards plus stricts que ceux établis par l'EPA⁹⁸.

L'auteur J.P. Dwyer fait remarquer pour sa part que dans le cas de la Californie, la plupart des entreprises ayant réalisé des transactions externes les ont effectuées au moment de la fermeture de leur entreprise⁹⁹.

⁹⁴ T. H., TIETENBERG, *loc. cit.*, note 11, 27

⁹⁵ Jorge DEL CALVO Y GONZALEZ, *loc. cit.*, note 85, 402-403.

⁹⁶ Robert HANH et Gordon HESTER, "Where did all the markets go? An analysis of EPA's emissions trading program", (1989) 6 *Yale Journal on Regulation*, 109, 119.

⁹⁷ Id., 120, voir aussi J.-P., BARDE, *op. cit.*, note 9, p. 310.

⁹⁸ Par exemple pour être considérée comme source majeure, celle ci devait émettre une quantité supérieure à 20 tonnes d'un polluant, en comparaison avec les seuils de 100 ou 250 établis par l'EPA. *Environmental Protection Agency, National air audit systems guidance manual for fiscal year 1985*, cité par R.W., HAHN et G. L., HESTER, *loc. cit.*, note 96, 120.

⁹⁹ J.P. DWYER, *loc. cit.*, note 76, 108.

La différence observée entre le nombre de transactions internes et externes, peut également s'expliquer par les différences de coûts de transaction et les contraintes administratives imposées, lesquelles étaient notablement moins élevées et moins strictes lorsqu'il s'agissait de transactions internes.

D'autre part, compte tenu de la genèse du programme, du faible support institutionnel octroyé à celui-ci¹⁰⁰ et face à l'absence d'un véritable marché des droits d'émissions, la nature de tels droits n'était pas clairement définie. Ceci a justifié la crainte de certaines entreprises que les droits achetés puissent perdre à un moment donné leur valeur ou bien être confisqués en raison de la mise en place de limites d'émissions plus strictes¹⁰¹.

Quant aux coûts de conformité aux exigences de la loi et en comparaison avec le régime dit « command and control », bien que les chiffres se soient situés en dessous des attentes, le montant total d'économies et d'épargnes suscitées par le programme oscille entre \$10 et \$12 billions jusqu'en 1986¹⁰². Sans pouvoir l'établir avec exactitude, il semble que la plupart des épargnes aient été réalisées grâce au « *netting* » et au « *bubbles* »¹⁰³. Le faible nombre de transactions du type *offset* ou *banking* n'a pas permis aux experts d'établir un montant exact des économies suscitées par ceux-ci¹⁰⁴.

Concernant le type de polluants impliqués dans les négociations, les données disponibles font ressortir d'importantes différences quant aux exigences administratives et réglementaires selon qu'il s'agisse de polluants uniformes (*uniformly mixed*) ou non. Ainsi, lorsqu'il s'agissait de négociations impliquant des polluants uniformes certaines études préalables telles l'établissement du

¹⁰⁰ Ce faible support institutionnel est, selon certains, une conséquence des nombreuses réticences montrés spécialement par les groupes environnementaux qui jugeaient moralement incorrecte l'utilisation de tels instruments du marché, dans la mesure où ils représentent d'une certaine manière une vente des ressources naturelles ou des licences pour polluer.

¹⁰¹ J.P. DWYER, *loc. cit.*, note 76, 109.

¹⁰² *Id.*, 109.

¹⁰³ R.W., HAHN et G. L., HESTER, *loc. cit.*, note 89, 375.

¹⁰⁴ *Id.*

modèle de dispersion n'étaient pas requises, ce qui réduisait considérablement les coûts de transactions¹⁰⁵. Il est donc logique que la plupart des négociations approuvées aient concerné ce type de polluants.

Du point de vue strictement environnemental, et bien que la doctrine ne dispose pas de données larges et exactes, on observe effectivement que les résultats du programme furent modestes. En effet, bien qu'aucune des composantes du programme (*netting*, *offset*, *bubbles* et *banking*) n'ait entraîné une augmentation considérable des émissions, leur mise en pratique n'a pas produit les niveaux de réductions des émissions de polluants escomptées.

Dans le cas des transactions du type *netting*, les professeurs R. W. Hans et G. L. Hester estiment que celles-ci ont entraîné de très légères augmentations des émissions pour certaines sources individuelles tandis que les transactions de type *bubbles* ont possiblement généré une réduction modeste des émissions dans certaines régions¹⁰⁶. Le faible nombre des droits-crédits stockés ou déposés, droits traduisant en fait les crédits obtenus grâce à la réduction des émissions, montre également la modestie de l'impact de ces programmes sur la qualité de l'environnement.

Dans le cas des transactions de type *offset*, effectuées majoritairement en Californie, Dwyer affirme que certaines exemptions prévues dans la législation de plusieurs districts visant à favoriser les petites entreprises, ont en fait conduit à de légères augmentations d'émissions. Grâce à ces exemptions entre 1976 et 1986, l'émission de 200.000 livres d'hydrocarbonés a été autorisée et en contrepartie seuls 27.000 permis de type *offset* ont été acquis¹⁰⁷.

¹⁰⁵ T. H., TIETENBERG, *loc. cit.*, note 11, 28.

¹⁰⁶ R.W., HAHN et G. L., HESTER, *loc. cit.*, note 89, 375.

¹⁰⁷ J.P. DWYER, *loc. cit.*, note 76, 109.

Dans le domaine des innovations technologiques, le nombre de nouvelles techniques mise en œuvre n'a pas été aussi nombreux que prévu. À cet égard l'auteur T.H. Tieteneberg souligne:

«The evidence suggest that the expectations based on this theory have been borne out to a limited degree in the operating program. The most prominent example of technological change has been the substitution of water-based solvents for solvents containing volatile organic compounds. Though somewhat more expensive, this substitution made economic sense once the program was introduced»¹⁰⁸.

Malgré les difficultés et résultats parfois contradictoires des premiers essais du programme des permis négociables, les autorités américaines ont décidé de poursuivre cette politique. Ainsi, les systèmes d'échanges de permis négociables ont trouvé diverses applications aux États-Unis¹⁰⁹. Leur utilisation n'est pas restreinte aux seuls objectifs d'amélioration de la qualité de l'air mais touche également les objectifs environnementaux liés à la réduction du contenu du plomb dans l'essence, l'amélioration de la qualité de l'eau, la réduction de gaz à effet de serre, la lutte contre les pluies acides ainsi que divers programmes ce tant au niveau fédéral qu'au niveau de chaque état.

Dans la section suivante nous examinerons un autre exemple d'application des permis négociables. Cette fois cet instrument économique est utilisé dans le domaine du contenu du plomb dans l'essence.

¹⁰⁸ T. TIETENBERG, *loc. cit.*, note 11, 28. L'auteur justifie la faiblesse de innovations par le fait que l'industrie peut disposer d'autres méthodes existant déjà pour réduire ses émissions, sans devoir investir dans le développement de nouvelles technologies, dont les résultats sont parfois incertains. De telles méthodes déjà connues sont par exemple la substitution du combustible ou l'utilisation d'épurateurs.

¹⁰⁹ On peut mentionner d'autres exemples d'utilisation des permis négociables aux États-Unis, notamment dans le domaine de la pollution des eaux: le programme mise en place en 1981 au Wisconsin et qui autorise les échanges des permis de rejet de déchets aux sources ponctuelles situées sur la *Fox River*. Des programmes semblables ont été mis en place afin de réduire les rejets de phosphore dans le *Dillon Reservoir* au Colorado (1984), ainsi que pour réduire le volume de nutriments rejetés dans la *Tar-Pamlico River* au Caroline du Nord (1990). Voir R.W., HAHN et G. L., HESTER, *loc. cit.*, note 89, 391-396; voir également OCDE, *Évaluer les instruments économiques des politiques de l'environnement*, Paris, Publications Officielles, 1997, pp. 59-78.

Section 2. Le programme de réduction de plomb dans l'essence

En 1982, l'Agence pour la Protection de l'Environnement américaine a mis en place un programme de régulation du contenu du plomb dans l'essence, produit hautement toxique dont la dispersion dans l'environnement peut avoir des effets très négatifs sur la santé des individus.

Compte tenu des préoccupations du public à cet égard, depuis 1974 les autorités américaines contrôlent, de manière stricte, la teneur de plomb dans l'essence. Cependant, les petites raffineries ont éprouvé de lourdes difficultés pour se conformer à de tels standards; c'est ainsi qu'en 1982 l'EPA dessine un programme d'échanges de droits au sujet de la teneur de plomb dans l'essence.

2.1 Principales caractéristiques du programme

Le programme a débuté en 1982 pour une durée de 5 ans. Schématiquement, si une raffinerie veut ajouter une quantité de plomb inférieure aux limites établies, elle peut accumuler des crédits (droits) en sa faveur. Ces droits ou crédits sont équivalents à la différence entre la quantité de plomb ajoutée au gallon d'essence et les standards établis par le gouvernement; de plus ces crédits peuvent par la suite être gardés ou bien négociés avec d'autres raffineries. Si, au contraire, une raffinerie veut ajouter une quantité de plomb supérieure aux limites, elle doit se procurer la quantité de droits équivalente à l'excédent de plomb ajouté.

Tout comme dans le programme d'échange d'émissions, les négociations de droits peuvent être *internes* ou *externes*. Les premières concernent une raffinerie qui déciderait de réduire la quantité de plomb dans l'essence sur une période ou trimestre déterminé afin de pouvoir ultérieurement augmenter la teneur de plomb grâce aux droits ainsi obtenus. Dans le cas des transactions *externes*, il s'agit de deux raffineries qui négocient les droits entre elles. Selon le programme,

seules les transactions externes doivent être rapportées à l'EPA en fin de chaque trimestre.

La conservation des droits n'a été permise qu'en 1985; avant cette date, les droits n'ayant pas été utilisés ou vendus durant la période de leur création expiraient automatiquement¹¹⁰.

Comparé au programme d'échange des droits d'émission le programme de réduction de plomb s'est avéré plus flexible vis-à-vis des entreprises participantes, ce tant au niveau du suivi et du traitement des négociations des droits qu'en ce qui a trait aux contraintes administratives. Il s'est appuyé sur un auto-contrôle par les entreprises de la quantité de plomb ajoutée à l'essence. Les raffineries devaient présenter aux autorités de l'EPA des rapports trimestriels sur ce sujet ainsi que sur les éventuelles négociations externes des droits et les parties participantes¹¹¹.

2.2 Évaluation du programme

Du point de vue des économies accomplies et du volume de négociations réalisés, les résultats de ce programme ont été significativement plus encourageants que ceux du programme d'échanges de droits d'émissions. L'industrie a répondu favorablement au programme et semble s'être adaptée rapidement au marché des droits pour essayer d'en tirer le meilleur parti. Entre 1983 et 1984 les petites raffineries¹¹² ont pu se conformer aux normes de l'EPA et tout de même excéder la limite de 1.1 gramme/gallon grâce à l'acquisition de crédits achetés aux grandes raffineries, grandes raffineries qui ont pour leur part

¹¹⁰ R.W., HAHN et G. L., HESTER, *loc. cit.*, note 89, 382-383. Le but ultime du programme était celui d'aboutir à une élimination totale du plomb dans l'essence en pratiquant une diminution graduelle des quantités de plomb permise dans l'essence. Voir Jonathan R., NASH, (2000) « Too much market? Conflict between tradable pollution allowances and the 'polluter pays' principle », 24 *Harvard Environmental Law Review*, 465, 489.

¹¹¹ 40 C.F.R. Sect. 80.20 (a) (3); 80.20 (d) (2); 80.20. (e) (2) (iii)

¹¹² La loi distingue petites raffineries et grandes raffineries selon que la production soit ou non inférieure à 5.000 barils d'essence par jour.

produit de l'essence avec une quantité de plomb inférieure aux standards gouvernementaux.

A partir de 1985, la performance des raffineries enregistre des changements considérables, qui peuvent être fondamentalement attribués à l'introduction de la possibilité de thésauriser les crédits (*banking*). Ainsi, selon les chiffres rapportés par Hahn et Hester, pendant les deux premiers trimestres de l'année 1985, les petites raffineries ont, tout aussi bien que les grandes raffineries diminué la quantité de plomb dans l'essence bien en dessous des limites établies, ceci en prévision de prochains standards qui seraient considérablement plus stricts¹¹³.

A partir du troisième trimestre du 1985, les autorités américaines ont effectivement décidé de fixer la quantité de plomb permise dans l'essence à 0.5 gramme/gallon. Face à ces nouveaux standards, seules les grandes raffineries ont pu produire de l'essence avec une teneur conforme aux exigences gouvernementales et, par conséquent, accumuler quelques crédits.

En 1986, les limites ont été à nouveau réduites, en étant fixées à 0.10 gramme/gallon. Cette fois, les grandes et les petites raffineries ont toutes dépassé les limites mais ont pu toutefois se conformer aux exigences du programme grâce à l'utilisation des crédits conservés.

En ce qui concerne le marché des droits proprement dit, on pourrait être tenté de croire que le programme n'ait bénéficié qu'aux petites entreprises, ce dans la mesure où celles-ci ont pu se procurer les crédits nécessaires pour se conformer aux exigences de l'EPA. Cependant, le nombre et la nature des activités d'achat et de vente enregistrées durant les cinq années du programme démontre que le marché à été très actif tant du côté des petites raffineries que des grandes raffineries. Hahn et Hester soulignent que le pourcentage de grandes raffineries

¹¹³ R.W., HAHN et G. L., HESTER, *loc. cit.*, note 89, 383-384.

engagées dans des négociations de vente ou d'achat des droits s'est avéré plus élevé à celui des petites entreprises¹¹⁴.

L'introduction du programme de « *banking* » a entraîné une diminution du volume des ventes des droits; ceci constitue une réponse logique, dans la mesure où la thésaurisation ou mise en réserve permet de différer les coûts de conformité surtout lorsque les standards deviennent de plus en plus stricts. On constate que ce sont les grandes entreprises qui ont profité des avantages de ce programme; entre 1985 et le premier trimestre 1986, elles ont mis en réserve la quasi-totalité de l'ensemble des crédits¹¹⁵.

Bien que les autorités de l'EPA n'aient pas apporté d'estimations très précises des économies réalisées grâce au programme de diminution de plomb dans l'essence, l'agence a toutefois estimé que la seule introduction du programme de *banking* a représenté pour l'industrie une économie de \$220 millions de dollars en comparaison au régime «*command and control*»¹¹⁶.

L'absence de contraintes administratives et régulatrices majeures semble avoir joué un rôle clé pour le succès du programme. Entre les principales contraintes et obligations on peut mentionner, entre autres: les rapports trimestriels devant être élaborés par les entreprises, l'impossibilité de conserver les crédits pendant les premières années du programme ou encore les restrictions imposées aux raffineries situées en Californie, raffineries soumises à des standards provinciaux plus stricts que ceux de l'EPA et qui ne pouvaient pas utiliser les crédits pour dépasser les limites fixés.¹¹⁷ Il apparaît donc que les exigences administratives n'ont pas entraîné de coûts de transactions assez élevés pour être susceptibles de décourager la réalisation des négociations.

¹¹⁴ Id., 384-385.

¹¹⁵ Id.

¹¹⁶ Lily WHITERMAN, "Trades to remember: The lead phasedown", (1992) 18 *EPA Journal*, No. 2, 39.

Hahn et Hester ajoutent également que le fait qu'il existait déjà des relations commerciales étroites dans le domaine de la production et distribution de l'essence, a favorisé et facilité l'établissement d'un marché des droits, ce beaucoup plus rapidement que les droits d'émission touchant les polluants atmosphériques.

Une fois examinés quelques unes des premières expériences américaines dans le domaine des permis négociables, nous nous pencherons dans la prochaine section sur un exemple plus récent: le programme de réduction des émissions de dioxyde de soufre.

Section 3. Le programme de réduction des émissions de dioxyde de soufre

Dans le but de renforcer la lutte contre les pluies acides, le titre IV de la Clean Air Act¹¹⁸ a introduit en 1990 un programme connu sous le nom de Programme des Pluies Acides (*Acid Rain Program*). Ce programme national établit comme priorité la réduction des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et des oxydes d'azote (NO_x). Des études ont en effet établi que les émissions de SO₂ représentent les trois quarts des polluants responsables de pluies acides, le reste étant constitué par les émissions de NO_x. Les centrales électriques constituent les principaux émetteurs de SO₂, bien qu'une petite quantité d'émissions puisse également provenir d'autres industries et de véhicules automoteurs.

Le programme s'adresse aux entreprises électriques, ayant la consommation de charbon la plus élevée et a fixé pour objectif une réduction annuelle de SO₂ de 10 millions de tonnes par rapport aux niveaux atteints en 1980¹¹⁹. Les autorités américaines cherchent également une réduction de 2 millions de

¹¹⁷ R.W., HAHN et G. L., HESTER, *loc. cit.*, note 96, 390.

¹¹⁸ Clean Air Act, Amendments of 1990, Title IV. Acid deposition 42 U.S.C.A. §7651 et suiv.

¹¹⁹ 42 U.S.C.A §7651(b)

tonnes des émissions de dioxyde d'azote (NOx) pour l'an 2000, à travers l'installation de nouvelles technologies conformes aux nouveaux standards, mais le système de permis négociables vise seulement les émissions de SO₂.

3.1 Principales caractéristiques du programme

Le programme comporte deux phases. La phase I a commencé en 1995 en affectant 263 unités de 110 centrales électriques appartenant à 61 entreprises situées dans 21 États américains¹²⁰. La phase II a commencé en l'an 2000 en vue d'une réduction plus stricte du niveau total des émissions et concernera également les petites entreprises (environ 700), les unités existantes ayant une capacité de production de 25 mégawatts ainsi que toutes les nouvelles unités. Pour la phase II la limite des émissions sera de 9.4 millions de tonnes de SO₂ annuelles pour la période de 2000- 2009, cette limite devra en suite être réduite à 8.95 millions de tonnes.

La composante principale du Programme de Pluies Acides est le système de permis négociables (*Allowances Trading*) dont le principe est d'octroyer plus de flexibilité et de liberté de choix aux sources de pollution quant aux mesures technologiques et stratégiques à suivre pour se conformer aux limites d'émissions établies par le gouvernement. Ceci dans le but d'atteindre les objectifs de réduction au moindre coût possible. Ce modèle constitue une combinaison novatrice des instruments réglementaires (*command-and-control*) et des stimuli liés aux forces du marché. L'allocation des permis, appelés « *allowances* »¹²¹, est basée sur des paramètres techniques spécifiés dans la loi¹²².

¹²⁰ 42 U.S.C.A § 7651c (a).

¹²¹ Une « *allowance* » est définie par la loi comme une autorisation allouée à une unité par l'autorité compétente permettant l'émission d'une tonne de SO₂ pendant une année. 42 U.S.C.A. 7651a (3). Les législateurs ont pris soin d'établir textuellement que de telles « *allowances* » ne constituent pas un droit de propriété: leur utilisation peut être limitée afin d'éviter que cette utilisation puisse contrevenir à d'autres dispositions légales.

¹²² En base à ces paramètres en 1995 (phase I) l'EPA alloue pour chaque unité participant au programme un nombre de permis équivalent à 2,5 livre de SO₂/mmBtu de consommation de chaleur multiplié par la moyenne de consommation de combustible fossile consommé entre 1985 et 1987. Id, §7651 (2)(A)(B)

Ainsi, chaque permis ou « *allowance* » est équivalent à une tonne de SO₂ et chaque source affectée par le programme doit posséder à la fin de l'année un nombre de permis équivalent ou supérieur au total de ses émissions annuelles. Pour chaque tonne de SO₂ émise, un crédit est retiré à l'entreprise sans pouvoir être réutilisé par la suite. Par exemple, si une source a émis durant l'année une quantité de 1.000 tonnes de SO₂ elle doit posséder au minimum 1000 *allowances*. Les permis supplémentaires peuvent être vendus ou stockés ou conservés en vue d'une utilisation ultérieure.

À la fin de chaque année les entreprises disposent de 30 jours (période de grâce) pour acheter si nécessaire la quantité de crédits correspondant à leur niveaux d'émissions, et ont donc jusqu'au 30 janvier pour soumettre aux autorités de l'EPA l'enregistrement de leurs émissions et des permis correspondants. Ces enregistrements sont gérés par le Système de Suivi de Crédits (*Allowance Tracking System*), où chaque unité, entreprise ou personne détenant un crédit d'émissions possède un compte correspondant¹²³. Les échanges peuvent se réaliser sans aucune interférence de la part de l'autorité EPA et sans exigences majeures d'approbation de la part de cet organisme. Ceci représente une différence importante par rapport aux programmes de permis négociables précédemment implantés aux États-Unis.

Il est également possible à toute entreprise, corporation, association ou personne individuelle d'acheter, vendre, négocier ou conserver les permis.¹²⁴ D'autre part, quel que soit le nombre de permis détenus par une source, la quantité de ses émissions ne peut excéder les limites qui, pour sauvegarder la santé publique, ont été établies par les autorités fédérales ou provinciales¹²⁵.

¹²³ 42 U.S.C.A. §7651b (d).

¹²⁴ Une négociation peut avoir lieu entre différentes unités appartenant à la même entreprise ou *holding company* ; ce type de négociations est dénommé négociations *intra-utility*. Des négociations peuvent également s'effectuer entre entreprises différentes ou unités d'entreprises différentes (*inter-utility*), entre des entreprises et tiers ou encore entre tiers, ce compte tenu que les permis peuvent être vendus, achetés ou thésaurisés par des individus, organisations, groupes, etc.

¹²⁵ La CAA a également établi que les permis négociables ne constituent pas des droits de propriété. Id., §7651b (f).

Il est évident que la crédibilité d'un tel programme repose sur la possibilité de pouvoir contrôler tant le volume des émissions de chaque unité affectée que le nombre de crédits détenus par celle-ci. Pour ce faire l'EPA a prévu un système de contrôle continu des émissions. Le système est basé sur des normes de certification d'équipement et de contrôle de qualité précédemment établies par cet organisme. Le contrôle est réalisé par les entreprises elles-mêmes; et celles-ci ont l'obligation de transmettre les données chaque heure, données qui sont ensuite enregistrées par le Système de suivi des émissions (*emissions tracking system*). Il s'agit d'un système assez sophistiqué dont le coût global (incluant le programme de SO₂, NO_x et CO₂) a été estimé entre 200\$ et 300 \$ millions de dollars par an¹²⁶.

Le programme prévoit également des «extensions» à l'allocation des permis durant la Phase I, qui constituent des sources additionnelles de permis. Ainsi 3.5 millions des permis additionnels ont été prévus pour les entreprises ayant adopté des mesures techniques spéciales telles que l'installation d'épurateurs pour réduire leurs émissions. Également 300.000 permis ont été mis en réserve et constitueront un prix d'incitation pour les entreprises qui développent des programmes favorisant la conservation de l'énergie solaire, géothermique, ou éolienne¹²⁷.

Un autre élément intéressant du programme est celui de la possibilité offerte aux sources non affectées par le programme de pouvoir elles aussi réduire volontairement leurs émissions de SO₂ et obtenir grâce à cette réduction des crédits, qu'elles pourront vendre ou conserver pour l'avenir. Avec cette mesure connue sous le nom d'*Opt-in program* les autorités américaines cherchent à faciliter l'atteinte de l'objectif de réduction de 10 millions de tonnes de SO₂ établi par la CAA.

¹²⁶ Brian J. McLEAN, "Evolution of marketable permits: The U.S. experience with sulfur dioxide allowance trading," Washington, D.C., 1996. Disponible à l'adresse <http://www.epa.gov/doc/acidrain/papers/mclean.htm>.

¹²⁷ 42 U.S.C.A. §7651(f) (2) (A).

Finalement, la loi a prévu la vente aux enchères publiques d'une quantité équivalente à 2.8% des permis¹²⁸ dans le but de transmettre un signal-prix au marché, ainsi que d'encourager les échanges et de proposer une source additionnelle de permis. La vente a commencé au Chicago (*Chicago Board of Trade*) en 1993 et le prix initial était de \$1500.

Les sources ayant dépassé la quantité d'émissions permise par le nombre de crédits qu'elles détiennent seront condamnées au paiement de 2000\$ par tonne de S02 excédentaire et devront compenser leur excès avec le nombre de crédits manquants¹²⁹.

3.2 Évaluation du programme

3.2.1 La conformité des entreprises aux limites d'émission

Le respect par les entreprises des limites d'émissions annuelles établies par les autorités américaines a été probablement l'un des résultats les plus positifs observés dans les premières années du programme. En effet, durant toute la Phase I (1995-1999), les rapports de l'EPA font état d'un taux de conformité de 100% pour les entreprises participant à la Phase I du programme¹³⁰. Ce taux record a également été accompagné par une réduction des coûts de conformité, qui se sont avérés considérablement plus bas que les estimations réalisées par l'EPA ou par d'autres experts¹³¹.

¹²⁸ Id., §7561o (b) (1).

¹²⁹ Id., §7651j (a), §7651j (b).

¹³⁰ EPA, *Acid Rain Program. Compliance results*. Source: <http://www.epa.gov/acidrain>

¹³¹ Pour l'année 1995, première année du programme, 445 unités ont été affectées. Sur ce nombre, 263 unités avaient été initialement incluses dans la Table A des amendements de 1990 de la CAA; les 182 unités restantes, en principe affectées à la Phase II, ont bénéficié des programmes de substitution et compensation.

En ce qui concerne les économies apportés par l'implantation du programme, depuis 1990 le coût de conformité aux limites de réduction des émissions de S02 a chuté de \$4 milliards de dollars par année à \$2.0 milliards de dollars. Les coûts de conformité dans l'hypothèse où les permis négociables n'existeraient pas a été estimé en 4.9 milliards de dollars. Voir B., McLEAN, *loc. cit.*, note 126.

En ce qui concerne le taux de conformité des centrales électriques durant les cinq premières années du programme, plusieurs éléments méritent d'être analysés. Il s'agit sans aucun doute d'une diminution considérable du volume des émissions. En 1995, première année du programme, les entreprises participantes non seulement n'ont pas dépassé les limites permises mais leurs émissions se sont avérées inférieures de 40% à ces limites. En 1996, le volume des émissions représentait seulement 45% du total des permis disponibles. Cette tendance s'est maintenue tout au long de la Phase I. En effet, en 1999, les unités affectées ont enregistré un volume d'émission inférieur de 29% au total des permis alloués.

Néanmoins, il est important de souligner que ces réductions, qui constituent une réduction de moitié par rapport au volume des émissions de 1985, n'ont pas débuté en 1995, mais sont le résultat d'une diminution progressive des émissions durant les cinq années précédentes¹³².

Un autre fait à souligner est que malgré leur nombre élevé (182 unités, soit environ 40% du total des unités participantes), l'apport des unités bénéficiant des programmes de substitution et compensation aux réductions des émissions ne représente que 5%, soit 213.000 tonnes de S02¹³³.

Au delà de ces chiffres, il convient de s'interroger d'une part sur le rôle joué par les permis négociables et d'autre part, sur l'impact de ces réductions sur l'environnement.

¹³² En effet, selon l'EPA, en 1985, ces mêmes centrales électriques avaient émis un total de 10.6 millions de tonnes de S02, en 1990, leurs émissions de S02 ont été estimées à 10 millions de tonnes, en 1994, elles ont été réduites à 8.5 millions pour parvenir finalement en 1995 aux chiffres de 5.3 millions de tonnes, EPA, op. cit., note 103.

¹³³ A. Denny ELLERMAN, Richard SCHMALENSSEE, Paul JOSKOW, Juan Pablo MONTERO et Elizabeth BAILEY E., (1997) «Emissions trading under the U.S. acid rain program : evaluation of compliance cost and allowance market performance», *Center of Energy and Environmental Policy Research*, Massachusetts, Massachusetts Institute of Technology , 17.

Sur le rôle joué par les permis négociables, l'importante quantité de permis conservés, leur bas prix et la faiblesse du nombre d'échanges réalisés depuis 1993 montrent clairement qu'ils n'ont pas été l'allié principal de l'industrie électrique pour se conformer aux standards imposés.

En effet, bien que la pièce centrale du programme ait été l'existence des permis négociables, les économies faites par l'industrie électrique et la réduction des coûts de conformité ne sont pas une conséquence directe de l'échange de permis, mais plutôt de la flexibilité quant aux mesures technologiques et quant aux stratégies d'accompagnement du programme. À titre d'exemple, en 1995, seule une entreprise, l'Illinois Power, a dû recourir de manière considérable aux permis pour pouvoir se conformer aux limites d'émissions¹³⁴.

Les entreprises semblent avoir eu deux alliés fondamentaux pour parvenir à ce niveau de réduction des émissions: les épurateurs ou *scrubbers* (*flue-gas desulphurization equipment*) et le changement de combustible, cette dernière méthode constituant la principale contribution à la mise en conformité des entreprises.

Le programme s'est toutefois avéré un stimulant de l'innovation technologique, telles que le changement de combustible, l'utilisation de charbon à faible teneur de soufre, ou encore l'élaboration d'une technique novatrice reposant sur la combinaison de variétés de charbon à différents teneurs en soufre¹³⁵. La principale de ces innovations repose sur la combinaison de 40% de charbon à basse teneur de soufre avec un autre charbon à teneur de soufre plus élevée, méthode qui ne compromet pas la performance du charbon et qui était qualifiée de techniquement impossible jusqu'en 1990¹³⁶.

¹³⁴ Dallas BURTRAW, (1996) «*Trading emissions to clean air: exchanges few but savings many*», *Resources for the Future, Washington*, 4. Disponible à http://www.rff.org/resources_articles/files/trade_emit.htm

¹³⁵ Id.

¹³⁶ Douglas BOHI et Dallas BURTRAW, (1997) «*SO2 allowances trading: how experience and expectations measure up*», *Washington DC Resources for the Future*, 15.

Comme nous l'avons déjà souligné, l'industrie s'est également penchée sur l'utilisation de système d'épuration (*scrubbers*) pour réduire ses émissions. Selon certains auteurs, ce choix a été encouragé par la politique gouvernementale régulant prix et profits de l'industrie électrique, régulation qui peut avoir un effet contraire aux objectifs, et réduire les stimuli quant à la diminution des coûts¹³⁷. En effet, les législations de certains états prévoient des règles spéciales vis à vis du recouvrement des coûts d'acquisition ou d'installation de système d'épuration ou de changement de combustible. Ainsi, les entreprises sont autorisées à imputer directement ces coûts aux consommateurs la même année de la réalisation des dépenses. L'acquisition de permis, bien que pouvant en fin de compte s'avérer moins coûteuse, constitue un investissement plus risqué dans la mesure où les coûts ne seront recouverts qu'après l'année où les permis auront été utilisés pour se conformer aux limites d'émissions ; les prix des permis peuvent de plus chuter et le recouvrement total de l'investissement être refusé par le gouvernement¹³⁸. En plus, certains états possèdent des règles interdisant des négociations susceptibles d'affecter l'économie locale et des dispositions favorisant l'utilisation du charbon local¹³⁹.

La réduction des émissions de SO₂ répond indéniablement à une stratégie de l'industrie électrique qui profite des avantages octroyés par la flexibilité du programme. Cette flexibilité va permettre aux entreprises de prendre assise sur les conditions favorables du marché (par exemple, le prix du charbon) et d'économiser autant que possible les permis leur étant alloués annuellement.

¹³⁷ Id., 16.

¹³⁸ Elizabeth BAILEY, *Allowance trading activity and state regulatory rulings: evidence from the U.S. Acid Rain Program*, (1998) *Massachusetts Institute of Technology*. Disponible à l'adresse: <http://www.rtf.org>. Cependant, l'auteur souligne que certains états américains ont prévu des normes spéciales ou bien élaboré des lignes directrices touchant le recouvrement des coûts en ce qui concerne l'acquisition des permis ; elle recense dans son étude que bien que de telles dispositions spéciales n'existent pas dans tous les États affectés par le programme, des négociations de permis ont été effectuées dans tous les états. Elle conclue, pourtant qu'il n'y a pas d'évidence claire que les régulations imposées aux entreprises d'utilité publique aient découragé ou affecté d'une manière quelconque les décisions pourtant sur les négociations de permis. Voir aussi A. D. ELLERMAN, R. SCHMALENSEE, P. JOSKOW, J.-P. MONTERO et E. BAILEY, *loc. cit.*, note 133, 31-32

¹³⁹ D. BURTRAW, *loc. cit.*, note 134, 3.

Ainsi, ce volume de réduction des émissions inattendu entraîne un autre phénomène imprévu: un stockage considérable des permis, très vraisemblablement en vue d'une utilisation durant la Phase II.

En 1991, le Département de l'Énergie Américain avait estimé qu'un montant de 4.35 million de permis seraient conservés durant la Phase I ; pourtant, Bohi et Burtraw affirment que le nombre des permis conservés durant la Phase I oscille entre 25% et 50% du total des permis alloués pendant les premières années du programme¹⁴⁰. En 1997, l'EPA a estimé le nombre de permis thésaurisés à 7.9 millions¹⁴¹. Pour l'année 1999, dernière année de la Phase I, un total de 9.63 millions de permis avaient été mis en réserve¹⁴².

3.2.2 Le prix des permis

Le phénomène de bas prix des permis est celui qui semble avoir soulevé le plus d'interrogations quant aux stratégies choisies par l'EPA pour établir un véritable marché de permis et quant à l'exactitude des prédictions initiales.

En effet, en 1990, les estimations de l'EPA situaient les prix des permis entre 400\$ et 1000\$ pour la Phase I et entre 374\$ et 981\$ durant la Phase II. Néanmoins, dès la mise en pratique du programme, les coûts des permis ont considérablement chuté, à un point tel qu'en 1996, le prix de chaque permis a été d'environ 68\$. Après cette chute historique, les prix ont enregistré une certaine amélioration. Au début de l'année 2000 le prix de chaque permis était d'environ 150\$.

On est amené à se demander pourquoi, malgré ces prix bas, les permis n'ont pas été utilisés davantage pour se conformer aux standards d'émissions ; ils

¹⁴⁰ D. BOHI et D. BURTRAW, *loc. cit.*, note 136, 5.

¹⁴¹ Voir EPA, *loc. cit.*, note 130.

¹⁴² *Id.*

semblent en effet être une option plus économique que les lourds investissements en épurateurs ou autres stratégies de réduction des émissions.

Pour répondre à ces questions, il faut évidemment regarder du côté des autres stratégies utilisées pour la réduction des émissions ; on constate alors que le marché est un univers dynamique pouvant être influencé par différents facteurs extérieurs. Le marché des permis négociables ne fait pas exception, ce qui rend délicate l'attribution du succès ou de l'échec de ce type d'instruments à un seul événement.

Ainsi, malgré l'augmentation de la demande du charbon à basse teneur en soufre, les prix de celui-ci ont considérablement baissé, apparemment en raison d'importants changements dans le marché du charbon ainsi que chez les entreprises du transport¹⁴³. Le changement le plus important est lié à la dérégulation des chemins de fer réalisée en 1980, qui a ouvert le marché à la libre concurrence et provoqué une baisse dans le prix du transport du charbon. Les auteurs Bohi et Burtraw soulignent que les coûts de transport du charbon de Powder River Basin ont diminué de 50% depuis 1980¹⁴⁴ et que le prix du charbon à basse teneur de soufre de la Centrale Appalachian (plus grand fournisseur de charbon) jadis estimé à 40\$ par tonne a chuté pour atteindre un prix de 25\$¹⁴⁵.

Quant aux épurateurs (scrubbers), leur coût d'installation a enregistré une diminution de près de 50% . Les prévisions spéciales de la loi débloquant une quantité de 3.5 millions de permis-primés est également soulignée comme facteur encourageant l'installation des épurateurs, même si ceux-ci ne constituent pas la solution la plus économique.

Certains auteurs suggèrent également que cette stratégie moins économique est la conséquence des investissements visant la réduction des émissions réalisés

¹⁴³ D. BURTRAW, *loc. cit.*, note 134, 4.

¹⁴⁴ D. BOHI et D. BURTRAW, *loc. cit.*, note 136, 15.

¹⁴⁵ D. BURTRAW, *loc. cit.*, note 134, 3.

avant la mise en œuvre du programme quand les estimations situaient le prix des permis entre 300\$ et 400\$, et lorsque l'information disponible sur le fonctionnement du marché n'était pas très claire¹⁴⁶.

3.2.3 Les effets sur l'environnement

Une évaluation du programme de pluies acides resterait incomplète si l'on ne s'attardait pas également sur l'examen des effets sur l'environnement, ce d'autant plus que son implantation obéit à des raisons environnementales et de santé publique aux États Unis ou au Canada.

Il est évident que les réductions d'émissions de SO₂ réalisées jusqu'à présent constituent déjà un pas en avant. Cependant, si nous établissons une comparaison entre les impacts économiques et environnementaux, le bilan environnemental s'avère un peu moins précis...

Il est en effet difficile de mesurer les effets sur les écosystèmes aquatiques, forestiers ou sur la santé humaine, susceptibles d'être attribués directement au programme. D'autre part, si l'on y parvenait cela ne pourrait être à ce stade du programme qui se poursuit encore. Les niveaux d'acidification étant très élevés dans certaines régions des États-Unis et du Canada, il est trop tôt pour pouvoir apercevoir des changements significatifs notamment sur les régions sensibles et établir scientifiquement leurs liens avec les réductions des émissions atteintes jusqu'à présent.

Cette affirmation est d'ailleurs confirmée par les premiers rapports de l'EPA, soulignant que peu de changements significatifs aux dépôts et niveaux d'acidification dans les écosystèmes sensibles, tels ceux des Adirondacks et Mid-

¹⁴⁶ A. D. ELLERMAN, R. SCHMALENSEE, P. JOSKOW, J.P. MONTERO et BAILEY E., *loc. cit.*, note 133, 42-43.

Appalachians, sont attendus en tant que conséquence du programme de réduction des émissions de SO₂¹⁴⁷.

Le document élaboré en 1996 par le *National Acid Precipitation Assessment Program* (NAPAP)¹⁴⁸ souligne pour sa part que les réductions accomplies en 1995 ont effectivement entraîné une réduction de la concentration de sulfate dans les précipitations sur le Centre-Ouest, le Centre Atlantique et le Nord-Est américain¹⁴⁹. D'après le document, grâce aux réductions des émissions ayant eu lieu dans les quinze dernières années, certains écosystèmes tels le lac de New England ont enregistré une diminution dans leur niveau d'acidification ; ce n'est malheureusement pas le cas des lacs situés dans les régions de l'Adirondack, dont l'acidification continue¹⁵⁰.

De manière générale, les réductions ont eu lieu dans presque tous les États américains affectés par la Phase I du programme. Elles sont globalement environ 35% inférieures aux limites établies¹⁵¹. Seuls les États de l'Illinois et du Mississippi ont dépassé les quantités établies par les permis alloués¹⁵². Sur une réduction d'environ 3.8 millions de tonnes, un quart (870.000 tonnes) concerne le seul État de l'Ohio et environ 90% des réductions se sont produites dans 9 des 23 états affectés par la Phase I du programme¹⁵³.

En raison du caractère national du programme, une des principales craintes soulevées lors de sa création fut que la réduction des émissions dans des régions déterminées (généralement celles où les entreprises sont plus performantes)

¹⁴⁷ EPA, *loc. cit.*, note 130.

¹⁴⁸ Le NAPAP est un programme fédéral créé en 1980 dans le but de coordonner la recherche concernant le phénomène des pluies acides et rapporter les résultats au Congrès américain. Source: <http://www.nnic.noaa.gov/>

¹⁴⁹ Id.

¹⁵⁰ Id.

¹⁵¹ Id., 1.

¹⁵² Id., 2.

¹⁵³ EPA. Source: <http://www.epa.gov/acidrain/comprpt/crboddy.html>., Voir aussi A. D. ELLERMAN, R. SCHMALENSEE, P. JOSKOW, J.-P. MONTERO et E. BAILEY, *loc. cit.*, note 133, 16-17.

n'entraîne une accumulation des émissions dans d'autres zones où les centrales électriques seraient moins performantes.

C'est précisément cette crainte qui a conduit en 1993 le Procureur Général de l'État de New York à poursuivre en justice l'EPA afin de restreindre les négociations des permis d'émission entre les entreprises situées dans l'état et celles situées ailleurs. L'affaire impliquait la compagnie de New York *Long Island Lighting Company* (LILCO) qui avait reçu, conformément aux dispositions de la CAA, une certaine quantité de permis d'émissions grâce à l'installation de mesures de contrôle. Par la suite, LILCO décide de vendre une option d'achat sur ces permis à la firme AMAX, un courtier spécialisé dans l'énergie situé dans le Connecticut¹⁵⁴. Les Groupes environnementaux et les autorités de l'État ont considéré ces transactions comme étant susceptibles d'affecter l'environnement de la région dans la mesure où les émissions des entreprises du centre-ouest compromettent sérieusement les zones sensibles du Nord-Est des États-Unis et du Canada¹⁵⁵. En 1998, les autorités de l'État de New York ont conclu un accord avec LILCO visant à empêcher celle-ci de vendre ses permis d'émission pour être utilisés par d'autres entreprises situées dans les 15 États identifiés comme principaux responsables de l'acidification dans la région new-yorkaise¹⁵⁶.

Nous partageons à cet égard les craintes liées à la création de «hot spot» ou points chauds, craintes basées sur la logique que les entreprises électriques ayant les niveaux d'émissions de SO₂ les plus élevés puissent effectivement maintenir leurs niveaux s'ils parviennent à se procurer les permis nécessaires. Ces entreprises, on l'a déjà souligné, se trouvent majoritairement dans le Centre-Ouest américain, mais les effets négatifs se reflètent principalement dans d'autres régions (Nord-Est américain et certaines provinces canadiennes). Ces hypothèses se réaffirment si l'on prend en considération le nombre de permis ayant été conservés

¹⁵⁴ Deborah M., MOSTAGHEL, «State reactions to the trading of emissions allowances under title IV of the Clean Air Act Amendments of 1990», (1995) 22 *Environmental Affairs*, 201, 208.

¹⁵⁵ Id.

jusqu'à maintenant, chacun représentant une tonne de S02 et qui seront rejetées durant la Phase II du programme.

Il faut néanmoins signaler que les chiffres rapportés par l'EPA indiquent que la plupart des permis négociés ont été utilisés dans l'État où ils ont été alloués initialement ; les transactions n'ont donc pas provoqué de «déménagement» de la pollution d'un État à l'autre¹⁵⁷.

L'analyse empirique réalisée par Burtraw et Manur souligne que les transactions entraînent effectivement une augmentation des émissions de S02 dans le Centre-Ouest et une diminution dans l'Est et le Nord-Est; ils considèrent cependant, que les conséquences géographiques «ne sont pas cohérentes avec les craintes soulevées par les critiques du programme»¹⁵⁸. Ils affirment en fait que:

«The changes in atmospheric concentrations of pollutants and monetized health benefits are most unfavorable in the regions where emissions increase. Health benefits actually increase in the East and Northeast due to trading. In the aggregate, trading results in health related benefits nationally of nearly \$570 million in 1995 and about \$125 million in 2005. The reason is that the geographic shift in emissions away from more populated areas leads to a decrease in exposure to harmful particulates. Deposition of sulfur in the eastern regions also decrease by a slight amount as a result of trading, even in New York State, an area of particular concern»¹⁵⁹

Établir donc un bilan environnemental de ces premières années du programme constitue une tâche difficile ; les effets, s'ils peuvent être détectés, seront établis dans plusieurs années. La détérioration du milieu a été progressive durant ces dernières décennies, il nous faudra donc peut être plus de temps pour renverser de tels dommages. Il sera de toute manière intéressant d'observer le comportement des entreprises durant la Phase II, phase durant laquelle elles

¹⁵⁶ Dallas BURTRAW et Erin MANSUR, "The effects of trading and banking in S02 allowance market", (1999) Washington DC, *Ressources for the Future*, 2.

¹⁵⁷ Voir EPA, *loc. cit.*, note 130.

¹⁵⁸ D. BURTRAW et E. MANSUR, *loc. cit.*, note 156, 2.

¹⁵⁹ Id.

disposeront d'un nombre considérable de permis stockés, et l'impact de ce comportement sur l'environnement.

Si actuellement les exemples de mise en place des permis négociables se trouvent majoritairement aux États-Unis, l'utilisation de cet instrument économique gagne des adeptes un peu partout à travers le monde. Ceci est aussi le cas du Canada qui, face à une éventuelle utilisation mondiale a commencé à mettre en place des projets pilotes lui permettant d'acquérir plus d'expérience sur le sujet. Nous nous intéresserons dans la section suivante à ces initiatives canadiennes.

CHAPITRE II: LES EXEMPLES CANADIENS

Au fur et à mesure que les permis négociables commencent à être utilisés et que l'on commence à en connaître davantage le fonctionnement dans la pratique, plusieurs pays envisagent leur application en tant que stratégie complémentaire à la stratégie de réglementation. Ceci est le cas pour le Canada.

Dans la prochaine section, nous examinerons quelques exemples de la version canadienne des permis négociables. Comparativement aux exemples américains que nous venons d'aborder, cette version canadienne est certes plus timide et n'offre que peu d'exemples. Compte tenu de la jeunesse des expériences canadiennes, notre analyse s'est heurtée à un manque de matériel bibliographique ; peu de travaux traitant de l'analyse de la performance de ces expériences ont été réalisés et la quasi-totalité d'entre eux sont le fruit de l'OCDE.

Créé en 1994 à l'initiative du gouvernement fédéral canadien, le «groupe de travail sur les instruments économiques»¹⁶⁰ a publié un document dans lequel est recommandée une plus large utilisation des instruments économiques, notamment les permis négociables, les taxes et les redevances. Ce document constitue une preuve de l'intérêt croissant au Canada pour la mise en place de systèmes mixtes de politique environnementale¹⁶¹.

¹⁶⁰ ENVIRONNEMENT Canada, *Les instruments économiques et les obstacles à des pratiques environnementales saines*, Ministère des Approvisionnements et Services, 1994.

¹⁶¹ Outre les projets pilotes d'échange d'émissions que nous aborderons plus loin il est important de mentionner que le Canada a mis en place depuis 1982, un système de quotas individuels de pêche, système similaire au système transférable de quota de pêche mis en place en Nouvelle Zélande. Ce système consiste à octroyer des quotas de pêche qui limitent le volume de pêche durant une période déterminée. Les quotas sont partagés entre plusieurs entreprises selon un certain nombre de zones de pêche.

Lors de l'introduction du système, les quotas de pêche n'étaient pas transférables. On recense néanmoins certaines exceptions ; par exemple: dans le cas des quotas applicables au hareng, les dispositions permettent l'échange de quotas à la condition que le vendeur de quotas se retire totalement du secteur de la pêche. Les documents élaborés pour évaluer le système sont peu nombreux. Citant les travaux de R. W. Crowley, un document de l'OCDE fait ressortir que l'introduction de ce système «s'est traduite par une répartition plus uniforme des activités de pêche au cours de l'année et, probablement, par une diminution du capital utilisé (le nombre de bâtiments engagés dans ce type de pêche est passé de 142 en 1979 à 114 en 1989)». On y souligne également

Section 1. Le programme pilote de réduction d'émissions des gaz à effet de serre

Dans le but de réduire les émissions de gaz à effet de serre, le Canada a décidé de mettre en place un programme pilote d'échange d'émissions de gaz à effet de serre (GERT)¹⁶². Le gouvernement canadien cherche ainsi à compléter sa politique environnementale avec d'autres outils que les instruments réglementaires, ceci en réponse aux engagements pris dans le Protocole de Kyoto. Le Canada entend réaliser entre 2008 et 2012, une réduction des émissions des gaz à effet de serre d'environ 6% au-dessous des niveaux atteints en 1990. Le programme d'une durée de deux ans a été défini pour débiter le 1^{er} Janvier 1997 ; ses coûts d'administration et de gestion sont estimés entre 300.000\$ et 400.000\$.

Grâce à ce programme pilote, reposant sur une participation volontaire, le gouvernement, les entreprises et les organismes participants entendent acquérir une expérience pratique quant au fonctionnement de ces instruments économiques, ce en préambule à de futures applications à grande échelle.

Bien que ressemblant sous certains aspects au système «Offset» américain, le fonctionnement du programme diffère des exemples américains sous de nombreux points.

Dans le cadre du programme, une entreprise (acheteur) cherchant une réduction de ses émissions mais ayant des coûts de dépollution élevés a la possibilité d'acheter à une autre entreprise (vendeur) une option de réduction s'avérant moins coûteuse¹⁶³.

que certaines difficultés se sont parfois présentées pour contrôler et faire respecter les quotas assignés à chaque entreprise. OCDE, *op. cit.*, note 109, pp. 85-86.

¹⁶² Un autre programme pilote avait déjà été mis en place : le Projet pilote pour l'échange de réductions d'émissions. Celui-ci a entraîné un certain nombre d'échanges. Dans tous les cas d'échanges, l'entreprise Ontario Power Generation a été l'acheteur ou le vendeur.

¹⁶³ Le gouvernement de la Colombie Britannique a créé une page web qui résume les principales caractéristiques du programme. Voir: <http://www.gert.org/background/index.htm>

Acheteurs et vendeurs ne sont pas obligatoirement des entreprises ; des municipalités, des organismes gouvernementaux ou d'autres organisations peuvent être partie prenante dans une négociation et peuvent vendre ou acheter une option de réduction des émissions.

Une fois vendeurs et acheteurs potentiels identifiés, ils doivent soumettre leurs demandes respectives et la documentation requise au comité administrant le programme¹⁶⁴. La négociation ne sera approuvée que si ce dernier considère que le projet présenté remplit l'ensemble des conditions exigées. Seules les entreprises, organismes gouvernementaux, municipalités et organisations situés au Canada peuvent participer au programme. Si le projet de réduction est situé hors du Canada, seules les réductions dans le territoire canadien seront considérées. La mesure et le contrôle de réduction des émissions incombe aux parties impliquées dans la négociation. Ces réductions doivent être rapportées chaque année au comité administrant le programme.

Le programme d'échange d'émissions ne constitue pas un substitut à la régulation environnementale, les compagnies restant soumises aux normes environnementales en vigueur. La participation au programme est donc strictement volontaire. Néanmoins, dans le but d'encourager la participation des entreprises, le gouvernement s'est engagé à ce que les réductions réalisées dans le cadre du programme pilote soient reconnues dans le futur si un programme de réduction à grande échelle devait être mis en place.

À la différence du programme concernant les pluies acides, le gouvernement n'octroie pas de permis de pollution selon une limite d'émissions qui aurait été préalablement fixée. De plus, aucune bourse d'échange ne vient supporter un «marché de permis». Le programme permet aux parties la recherche d'une option moins onéreuse de réduction des émissions. Compte tenu que l'idée

¹⁶⁴ Le Comité est composé par des représentants du gouvernement, du secteur privé et des organisations civiles.

est de réduire le volume global des émissions à l'échelon canadien, le lieu précis des réductions importe peu.

Avec ce type de programme, le Canada démontre sa volonté de combiner plusieurs méthodes pour assurer une meilleure gestion des ressources d'environnement et de lutter efficacement contre les graves problèmes de pollution. Comme dans la plupart des pays, il ne s'agit donc pas d'un abandon des méthodes traditionnelles, mais réellement d'une combinaison de différentes options.

Il est certes trop tôt pour produire une évaluation du programme, évaluation qui nécessiterait des informations détaillées sur son fonctionnement, ce tant du point de vue technique que juridique ou administratif.

Le peu de documents faisant état des résultats du projet¹⁶⁵ révèlent que l'incertitude vis-à-vis la reconnaissance future des réductions et l'absence de signes clairs d'appui gouvernemental ont contribué à ce que la portée du programme soit assez limitée. Sur les douze requêtes présentées dans le cadre du programme, cinq ont abouti à des échanges bilatéraux régis par des contrats privés. Par de raisons de confidentialité, il est difficile d'obtenir des informations sur les prix et sur les conditions d'exercice des options¹⁶⁶.

Pour ce qui est des réductions des émissions, au 1^{er} octobre 1999, le GERT avait reçu des offres de vendre 4 327 996 tonnes d'équivalents CO₂, et les requêtes ayant abouti à des échanges totalisaient 4 732 999 tonnes de CO₂¹⁶⁷.

¹⁶⁵ Voir PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *Rapport de la table des crédits pour mesures hâtives. L'échange volontaire d'émissions de GES*, 1^{er} Décembre 1999. Disponible à l'adresse : <http://www.nccp.ca>

¹⁶⁶ Id.

¹⁶⁷ Id.

On observe cependant que le programme n'a qu'une portée relativement restreinte et qu'il existe une importante différence d'échelle avec les programmes de permis négociables mis en place aux États-Unis. Il faut toutefois espérer que l'expérience acquise ailleurs viendra aider les acteurs impliqués dans la politique environnementale canadienne à contourner les difficultés et profiter pleinement des avantages de ce type d'instrument économique.

Section 2. Le Protocole de Kyoto.

En décembre 1997, les pays industrialisés et pays dits en « économie de transition » ont fait un pas, certes insuffisant, mais tout de même important dans la lutte contre le changement climatique, problème environnemental majeur qui avait déjà fait l'objet d'une Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques en 1992¹⁶⁸. Le 11 décembre 1997, 160 États ont convenu du Protocole de Kyoto à la Convention-Cadre des Nations Unies sur le changement climatique. Dans ce Protocole, un certain nombre de pays se sont engagés à prendre des mesures visant une réduction totale des émissions des gaz à effet de serre de 5,2% par rapport au niveau de 1990 au cours de la période d'engagement allant de 2008 à 2012¹⁶⁹.

Le Protocole de Kyoto a été ouvert aux signatures le 16 mars 1998, et, au 13 janvier 2000 un total de 84 pays (dont le Canada)¹⁷⁰ avaient signé le Protocole, mais seuls 23 l'avaient ratifié¹⁷¹. L'entrée en vigueur du Protocole reste encore en

¹⁶⁸ United Nations Conference on Environment and Development: Framework Convention on Climate Change., May, 1992. Le texte complet de la Convention est disponible sur le site web des Nations Unies: <http://www.unfccc.int>.

¹⁶⁹ Précité, note 16, art. 3.1

¹⁷⁰ Le Canada a en effet signé le Protocole de Kyoto le 29 avril 1998.

¹⁷¹ Les chiffres officiels concernant les signatures et ratification du Protocole de Kyoto peuvent être obtenus sur le site web de Nations Unies sur les Changements Climatiques à l'adresse : www.unfccc.de

suspens¹⁷², d'autant plus que des grands acteurs tels que les États-Unis ont déjà mis sur la table certaines conditions pour assurer la ratification de l'accord au niveau du Sénat Américain¹⁷³.

Le Protocole de Kyoto s'avère d'une grande pertinence pour notre mémoire puisque certains de ses mécanismes font appel à cette nouvelle approche basée sur le marché et dont il a été question dans notre étude. En effet, les permis négociables sont envisagés comme l'un des instruments pouvant être utilisés par les Parties de l'Annexe I (partie ayant fait des engagements de réduction de leurs émissions)¹⁷⁴ afin de remplir leurs engagements dans le cadre du Protocole.

Le Canada, tout comme la plupart des pays Parties à Convention, a lancé au niveau national plusieurs initiatives dans le but d'ouvrir le débat sur les mécanismes de Kyoto et de fixer aussi la position qui sera défendue lors des négociations internationales. Plusieurs groupes de travail ont été organisés, ayant comme mandat celui de conseiller les ministres et agents gouvernementaux canadiens quant aux mécanismes de Kyoto¹⁷⁵ ainsi que d'examiner la possibilité d'un futur recours aux permis échangeables comme moyen d'atteindre une réduction des émissions des gaz à effet de serre dans le pays¹⁷⁶.

¹⁷² En effet l'article 25 du Protocole de Kyoto établit que celui-ci n'entrera en vigueur que lorsque 55 Parties à la Convention l'auront ratifiée.

¹⁷³ Les autorités américaines ont souligné à plusieurs reprises que des engagements et des mesures devraient aussi être prises par les pays en développement et la Chine.

¹⁷⁴ Dans le cadre du Protocole de Kyoto, on entend par « Partie visés à l'Annexe I » toute Partie figurant à l'Annexe I de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, adoptée à New York le 9 mai 1992. Cette liste est composée par tous les pays membres de l'OCDE et les pays avec une économie en transition.

¹⁷⁵ Voir à cet égard PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *Table sur les Mécanismes de Kyoto*, Rapport rédigé par la Table de concertation sur les mécanismes de Kyoto, 22 octobre 1999. Disponible sur l'adresse Internet : [http:// www.nccp.ca](http://www.nccp.ca). La Table de concertation sur les mécanismes de Kyoto était composée d'environ 45 experts représentant les gouvernements fédéral et provinciaux, l'industrie, le secteur des affaires et des groupes environnementaux ainsi que d'autres experts.

¹⁷⁶ Voir à ce propos *Le recours aux permis échangeables comme moyen d'atteindre les objectifs nationaux de réduction des émissions de gaz à effet de serre*. Document rédigé pour le Groupe de travail sur les permis échangeables, décembre 1998. Disponible à l'adresse Internet : [http:// www.nccp.ca](http://www.nccp.ca). Voir également : PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *L'échange volontaire d'émissions de GES, Une option à considérer dans la stratégie nationale de mise en œuvre*. Rapport de la Table des crédits pour les mesures hâtives, 1^{er} décembre 1999. Disponible à l'adresse Internet : [http:// www.nccp.ca](http://www.nccp.ca).

Tout laisse croire que le Canada envisage sérieusement le recours à cet instrument. En effet, les mécanismes de Kyoto peuvent, selon la vision de certains experts canadiens, aider le Canada et d'autres pays à « atteindre les objectifs de réduction des émissions de gaz à effet de serre du Protocole, tout en contribuant au développement durable, et ce, en réduisant les perturbations économiques »¹⁷⁷.

C'est la raison pour laquelle nous avons décidé d'inclure l'examen des principales dispositions du Protocole de Kyoto dans notre mémoire. Ceci nous donnera également l'opportunité d'examiner les conclusions de différentes tables de discussions réalisées au niveau canadien ce qui nous permettra de nous faire une idée de ce qui pourrait être la position canadienne vis-à-vis les mécanismes de Kyoto dans les négociations internationales portant sur le sujet.

2.1 Principales dispositions du Protocole de Kyoto

L'ensemble des pays qui ont fait des engagements de réduction de leurs émissions totalisaient en 1990 au moins 55% du total des émissions de CO₂ de la planète¹⁷⁸. L'Annexe B du Protocole¹⁷⁹ contient une liste des engagements individuels concernant la réduction de ces émissions, engagements qui devraient se traduire par une réduction totale d'au moins 5,2% du total des gaz à effet de serre rejeté sur la planète par rapport aux niveaux des émissions de 1990¹⁸⁰.

¹⁷⁷ PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *loc. cit.*, note 175, 6.

¹⁷⁸ INSTITUT INTERNATIONAL DU DEVELOPPEMENT DURABLE (1998) Vol. 12, No. 97, *Bulletin des Négociations de la Terre*, 2.

¹⁷⁹ La liste des « Parties visées à l'Annexe I » et les Parties mentionnées à l'Annexe B du protocole de Kyoto est similaire. Néanmoins, des nouveaux pays voulant prendre des engagements volontaires de réduction des émissions doivent s'inscrire dans l'Annexe B du Protocole de Kyoto. Ainsi par exemple, l'Argentine a annoncé durant la COP-4 qu'elle était disposée à prendre des engagements concernant la réduction de ses émissions.

¹⁸⁰ L'article 3 (5) du Protocole prévoit une exception lorsqu'il s'agit de pays ayant une économie en transition. Ceux-ci peuvent retenir une année ou une période de référence historique autre que 1990 pour remplir ses engagements, précité, note 16.

Un total de six gaz ont été visés par le Protocole¹⁸¹ : le dioxyde de carbone, le méthane, l'oxyde nitreux, les hydrofluorocarbones, les hydrocarbures perfluorés et l'hexafluorure de soufre. Aux fins des engagements, la réduction des émissions correspondant à chaque gaz est toutefois exprimée en équivalent-dioxyde de carbone¹⁸².

Outre la réduction des émissions, les Parties peuvent, pour remplir leurs engagements, faire valoir leurs efforts internes réalisés au niveau d'affectation de terres, de la foresterie et des limites au boisement, au reboisement et au déboisement depuis 1990 et qui ont eu comme conséquence des variations nettes des émissions de gaz à effet de serre¹⁸³ dans une période d'engagement déterminée. De telles variations doivent être « transparentes et vérifiables ».

De plus, le Protocole de Kyoto prévoit les « mécanismes de flexibilité » très proches des instruments de marché mis en place dans les programmes américains d'échange d'émissions que nous avons décrit dans des antérieures sections. Voici leurs principales caractéristiques.

2.1.1 La Bulle. (Bubbles)

Le concept de la « bulle » utilisé dans le programme américain d'échange des droits d'émission a été aussi introduit dans le Protocole. On se rappellera que dans le contexte américain, le terme « bulle » constituait une comparaison imaginaire d'une entreprise avec une bulle (*bubble en anglais*) dans laquelle une certaine quantité d'émission était autorisée. Les entreprises avaient donc une totale liberté de choix quant aux stratégies à suivre pour réduire leurs émissions de manière interne ainsi que quant aux sources sur lesquelles concentrer les efforts de réduction, ceci en fonction des coûts de dépollution.

¹⁸¹ Annexe A du Protocole de Kyoto à la Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques, précité, note 16.

¹⁸² Id., art. 3 (1).

¹⁸³ Id., art. 3 (3). Voir aussi l'art. 3 (7).

La notion de « bulle » est utilisée dans le cadre du Protocole de Kyoto dans la mesure où les Parties peuvent se mettre d'accord pour remplir conjointement leurs engagements pour autant que le total cumulé de leurs émissions de gaz à effet de serre (exprimées en équivalent-dioxyde de carbone) ne dépasse pas les quantités qui leurs sont attribuées¹⁸⁴. Ce type d'accord doit être notifié au moment de la ratification du Protocole.

Ce mécanisme a été très bien accueilli par des organisations régionales d'intégration économique telle que l'Union Européenne¹⁸⁵. « La bulle » n'est pas cependant réservée aux seules unions régionales; le Canada a déjà conclu des pré-accords avec les États-Unis, l'Australie, le Japon, la Nouvelle Zélande, la Russie et l'Ukraine pour constituer entre eux une bulle dans le cadre des échanges de droits d'émission¹⁸⁶.

Selon certains auteurs, le principal avantage est que si, un accord portant sur les lignes directrices concernant l'échange de droits d'émission s'avérait impossible à atteindre au niveau de toutes les Parties au Protocole, l'instrument de la « bulle » pourrait faciliter l'échange de droits d'émission au moins entre les Parties qui y participent.¹⁸⁷

2.1.2 Le mécanisme d'application conjointe

L'article 6 du Protocole de Kyoto prévoit également la possibilité pour les Parties visées à l'Annexe I de céder ou d'acquérir auprès de toute autre Partie à l'Annexe I des unités de réduction des émissions « découlant de projets visant à réduire les émissions anthropiques par les sources ou à renforcer les absorptions anthropiques par les puits de gaz à effet de serre dans tout secteur de l'économie ».

¹⁸⁴ Id., art. 4 (1).

¹⁸⁵ On parle d'ores et déjà de la « bulle européenne ».

¹⁸⁶ UNITED NATIONS CONFERENCE ON TRADE AND DEVELOPMENT, *International rules for greenhouse gas emissions trading*, Geneva, 1999, p. 23.

Cela signifie que les pays participant au Protocole peuvent, afin de remplir leurs engagements, mettre en œuvre des projets dans le territoire d'un autre pays Partie à l'Annexe I (pays d'accueil), projets qui sont destinés à réduire les émissions dans le pays d'accueil.

L'obtention des « unités de réduction des émissions » (URE ci-après) est toutefois sujette à certaines conditions : le projet en question doit être agréé par les Parties concernées¹⁸⁸; la Partie acquérant les URE doit elle aussi se conformer aux obligations prévues dans les articles 5 et 7 du Protocole¹⁸⁹. Finalement, et ceci dans le but d'éviter que certains pays utilisent de manière systématique cet instrument sans faire d'effort de réduction des émissions dans leur propre territoire, le Protocole prévoit que l'acquisition des URE est un « complément » aux mesures prises au niveau national conformément aux engagements contenus dans l'article 3 du Protocole de Kyoto¹⁹⁰.

Une prévision importante est celle contenue dans l'article 6 (3) du Protocole qui permet la participation des personnes morales à la mise en place de mesures débouchant sur la production, la cessation ou l'acquisition des URE¹⁹¹.

2.1.3 Le mécanisme pour un développement propre

Ce mécanisme constitue une manière originale de favoriser la participation des pays en développement, signataires du Protocole mais qui ne sont pas des Parties visées à l'Annexe I¹⁹². Ainsi, le mécanisme pour un développement propre se traduit par la possibilité offerte aux Parties de l'Annexe I de mettre en place des

¹⁸⁷ Id.

¹⁸⁸ *Protocole de Kyoto*, précité, note 16, art. 6 (1) (a).

¹⁸⁹ C'est -à- dire, elle doit mettre en place un système national lui permettant de mesurer ses propres émissions ainsi qu'établir un inventaire annuel conformément à l'article 7. Voir Alex HANAFI, « Joint implementation: legal and institutional issues for an effective international program to combat climate change », (1998) *Harvard Environmental Law Review*, 441, 462.

¹⁹⁰ *Protocole de Kyoto*, précité, note 16, art. 6 (1)(d).

¹⁹¹ Les personnes morales, n'étant pas Parties au Protocole il incombe à chaque Partie d'autoriser une telle participation et ceci, sous sa responsabilité. (Art. 6 (3)).

¹⁹² *Protocole de Kyoto*, précité, note 16, art. 12.

projets débouchant en des « réductions des émissions certifiées » (REC ci-après) dans le territoire d'un pays en développement. Les Parties à l'Annexe I peuvent ensuite utiliser les « REC » obtenus grâce aux projets pour remplir « une partie » de leurs engagements¹⁹³.

On notera que l'idée qui est à la base du Protocole de Kyoto, est qu'il doit y avoir une réduction effective des émissions, peu importe l'endroit où ces réductions ont lieu. Les Parties auront la possibilité d'identifier les coûts d'opportunité et d'agir dans ce sens.

La vertu de ce mécanisme est de faciliter la réduction des émissions au niveau de la planète et de contribuer au développement durable dans les pays moins industrialisés. Cependant, pour ceux qui s'inquiètent du caractère trop orienté vers les résultats (*results oriented*) des politiques environnementales modernes, il est vrai que le mécanisme peut être perçu comme l'achat, par les pays riches, de la « paix environnementale », dans la mesure où ils pourront remplir leurs engagements internationaux sans faire trop d'efforts au niveau interne et évitant ainsi les conséquences économiques qui seraient entraînées par une diminution significative des émissions polluantes.

Dans le cadre de ce mécanisme, les réductions des émissions devront être certifiées par des « entités opérationnelles » dont la constitution et modalités de fonctionnement restent à être déterminées par la Conférence des Parties¹⁹⁴. Il a été également prévu qu'une partie des fonds provenant des projets certifiés sera utilisée pour couvrir les dépenses administratives et pour financer les coûts d'adaptation des pays en développement qui sont Parties au Protocole et « qui sont particulièrement vulnérables aux effets défavorables des changements

¹⁹³ Id., art. 12 (3)(b).

¹⁹⁴ Id., art. 12 (5).

climatiques... »¹⁹⁵. Les entités privées peuvent aussi participer au mécanisme pour un développement propre¹⁹⁶.

2.1.4 Les échanges des droits d'émission

Prévues dans l'article 17 du Protocole de Kyoto, le mécanisme d'échange de droits d'émission constituera une utilisation au niveau planétaire des permis négociables. L'article 17 du Protocole se lit comme suit :

« La Conférence des Parties définit les principes, les modalités, les règles et les lignes directrices à appliquer en ce qui concerne notamment la vérification, l'établissement des rapports et l'obligation redditionnelle en matière d'échange d'émission. Les Parties visées à l'annexe B peuvent participer à des échanges de droits d'émission aux fins de remplir leurs engagements au titre de l'article 3. Tout échange de ce type vient en complément des mesures prises au niveau national pour remplir les engagements chiffrés de limitation et de réduction des émissions prévus dans cet article».

On notera que peu de précisions sont données dans cet article quant aux modalités de fonctionnement du mécanisme. En fait, les détails les plus épineux et les plus controversés doivent encore être déterminés par les prochaines Conférences de Parties¹⁹⁷. L'article 17 et les autres provisions du Protocole permettent cependant d'avoir une idée de ce qui pourrait être le système international d'échange de droits d'émissions.

¹⁹⁵ Id., art. 12 (8).

¹⁹⁶ Id., art. 12 (9).

¹⁹⁷ Jusqu'à cette date deux Conférences des Parties ont eu lieu. La COP-4 en Buenos Aires en 1998 et la COP-5 en Bonn 1999. La dernière Conférence des Parties a eu lieu à La Haye du 13 au 24 novembre 2000, les négociations se sont soldés par un échec. Les désaccords ont porté notamment sur la prise en compte des efforts faits dans le domaine des forêts et des sols agricoles qui selon le Groupe Parapluie (EEUU, Canada et Japon) sont susceptibles de stocker sous certaines conditions du carbone, permettant ainsi de diminuer les rejets de gaz à effet de serre. Cette certitude n'est pas partagée par certains ministres européens notamment du gouvernement français. Après les négociations de La Haye une réunion informelle a eu lieu à Ottawa en décembre 2000, et on attend une nouvelle réunion des Parties au mois de mai 2001, possiblement en Bonn. Pour une information plus détaillée concernant les dernières discussions de La Haye consulter notamment les adresses: <http://www.unfccc.int> et <http://www.ieta.org>.

Tout comme dans le Programme contre les Pluies Acides implanté aux États-Unis, chaque Partie participant au programme d'échange se verra assigner un montant initial des permis ou « *allowances*¹⁹⁸ » d'émission, montant qui correspondra aux quantités d'émission permise à chaque Partie dans l'annexe B. Ce montant « d'*allowances* » devra sûrement être ajusté afin de prendre en considération les efforts réalisés par chaque partie au niveau de l'affectation des terres conformément à l'article 3.3.

L'échange de droits d'émissions n'est pas obligatoire et le principe reste le même : afin de remplir ses engagements, le niveau des émissions de dioxyde de carbone rejetées par une Partie ne devrait pas excéder le nombre de permis ou « *allowances* » qu'elle détient.

À cet égard, l'un des points le plus controversés sur la table de négociations est la dite *supplémentaire* des mécanismes de Kyoto. Plusieurs dispositions du Protocole de Kyoto prévoient que les mécanismes de flexibilité constituent une sorte de « complément » aux mesures de réduction des émissions qui doivent être entreprises au niveau national. Cette *supplémentarité* a été prévue afin d'éviter que les Parties visées à l'Annexe I puissent remplir leurs engagements en recourant seulement aux mécanismes de Kyoto (par exemple en achetant des droits d'émissions aux autres Parties) sans faire aucun effort de réduction à l'échelle domestique.

La question qui se pose alors est de savoir s'il faut imposer une limite quantitative pour l'utilisation des mécanismes de Kyoto par les Parties visées à l'Annexe I. La question est d'importance car, par exemple dans le cas des droits d'émissions, des pays tels que la Russie recevront une quantité de droits

¹⁹⁸ L'article 17 ne dit pas si tous les gaz inclus dans l'annexe A seront éligibles pour participer au système d'échange.

d'émissions supérieure à la quantité prévue de leur émissions de gaz à effet de serre pour la période 2008- 2012¹⁹⁹.

L'enjeu est aussi de taille parce qu'une telle limitation pourrait faire diminuer l'intérêt pour l'échange des droits d'émission en éliminant l'un de ses principaux atouts : celui de permettre aux pollueurs d'identifier et par la suite d'opter pour la méthode de réduction des émissions la moins coûteuse.

De la lecture des conclusions apportées par la Table de discussion canadienne constituée afin d'examiner le sujet, il semblerait que le Canada défende la position selon laquelle il est préférable de ne pas imposer de limites quantitatives ayant force obligatoire à l'utilisation des mécanismes de Kyoto. On craint en effet que, « le principe fondamental voulant que le Canada soit libre de déterminer son plan d'intervention optimal en vue de respecter ses engagements soit remis en question ».²⁰⁰ On craint également que les coûts de réduction des émissions pour les entreprises canadiennes s'avèrent trop élevés si celles-ci étaient obligées de procéder à des réductions plus coûteuses que celles qui auraient pu être réalisées ailleurs.

Des conclusions produites par la Table de concertation, on retiendra aussi que la proposition de l'Union Européenne allant dans le sens de l'imposition d'une limite quantitative tant aux « acheteurs » qu'au « vendeurs » n'est pas acceptée²⁰¹.

¹⁹⁹ Cet écart excédentaire est souvent appelé « vent ». Il est prévu qu'en 2010 les pays de l'Europe Centrale et de l'Ouest, la Russie et l'Ukraine rejeteront 574 millions de tonnes de CO₂ en moins par rapport au niveau de leur émissions en 1990. R.BARON, M. BOSI, A. LANZA et J. PERSING., *A preliminary analysis of the EU proposals on the Kyoto mechanisms*, International Energy Agency, 1999, p.3. Disponible à l'adresse Internet : [http:// www.iea.org](http://www.iea.org). Voir aussi David DRIESEN, « Free lunch or cheap fix?: the emissions trading idea and climate change convention », (1998) *Environmental Affairs*, 1, notamment pp. 35 et suiv. Cette question de *supplémentarité* a été un autre point de désaccord entre le Groupe de l'Union Européenne et le Groupe Parapluie lors de la dernière conférence des parties à la Haye.

²⁰⁰ PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *loc. cit.*, note 175, p. 16. À noter que cette position n'est pas unanime au niveau de la table de concertation. Certains membres estiment qu'il existe des arguments environnementaux qui plaident en faveur de l'imposition de limites quantitatives à l'utilisation des mécanismes de flexibilité.

²⁰¹ Pour un exposé plus complet de la proposition fait en mai 1997 par le Conseil de l'Union Européenne voir R. BARON, M. BOSI, A. LANZA et J. PERSING, *loc. cit.*, note 199.

Un examen approfondi de ce que pourraient être les conséquences d'une non limitation à l'utilisation des mécanismes de Kyoto, dépasse le cadre de notre étude. Nous nous contenterons de souligner qu'à notre avis le Protocole de Kyoto pourrait perdre une grande partie de son efficacité si des limites quantitatives à l'utilisation de leurs mécanismes n'étaient pas imposées. Il existe en effet la possibilité que les permis négociables soient perçus par les pays les plus riches comme un moyen de conserver leur niveaux élevés d'émissions tout en respectant leurs engagements internationaux moyennant le paiement d'une certaine somme d'argent, et par les pays les moins riches comme une source supplémentaire de revenus grâce à la détention de droits d'émission que de toute façon ils n'avaient pas l'intention d'utiliser.

Ce scénario viendrait ainsi confirmer les critiques selon lesquelles les instruments économiques constituent une légitimation de la pollution. Le message véhiculé serait donc que la quantité de pollution produite serait sans importance du moment où les pollueurs paient pour le faire. Il y a là matière à discussion, discussion complexe qui pourrait constituer à elle seule un sujet de mémoire.

Quant à la possibilité du *banking* c'est-à-dire la thésaurisation ou mise en réserve des permis, il semblerait que le protocole n'impose aucune restriction aux parties quant à l'allocation de leurs émissions durant la période d'engagement²⁰². La question qui se pose est de savoir si les Parties peuvent mettre à la réserve les permis non utilisés pendant une période d'engagement afin de remplir leurs engagements dans des périodes futures. En ce qui concerne le Mécanisme pour un « Développement Propre », l'article 12 (10) permet, effectivement, que les Réductions d'Émissions Certifiées (REC) obtenues entre l'an 2000 et le début de la première période d'engagement puissent être utilisées pour aider à respecter les engagements prévus pour cette période (2008-2012). Pour ce qui est des autres

²⁰² C'est un point qui reste encore à définir.

mécanismes la possibilité du *banking* reste à être déterminée par la Conférence des Parties.

En ce qui concerne les entités pouvant participer aux échanges de droits d'émissions, l'article 17 ne fait aucune référence à une éventuelle participation des entreprises ou autres groupes non gouvernementaux au système, cette possibilité n'est donc pas exclue.

La position des experts canadiens sur ce sujet, qui vient rejoindre celle de l'OCDE²⁰³, va dans le sens de permettre la participation des entités non gouvernementales à tous les mécanismes de Kyoto²⁰⁴, étant entendu que seules les Parties (États) visées au Protocole restent responsables de leurs engagements internationaux dans le cadre du Protocole. Le secteur privé devrait donc jouer un rôle important non seulement dans la mise en œuvre du système mais aussi dans l'élaboration des normes régissant celui-ci.

Cette position nous semble aller dans le bon sens dans la mesure où la participation du secteur privé (principale source des émissions de gaz à effet de serre) favorisera la création d'un véritable marché de droits d'émission ce qui se traduira par un plus grand nombre de transactions. On a vu dans les expériences réalisées aux États-Unis qu'une plus grande participation du secteur privé encourage les échanges et est susceptible d'améliorer l'efficacité du système.

Du point de vue du contrôle de la quantité des émissions rejetées et dans le but d'assurer un suivi et une vérification adéquates, le Protocole contient certaines prévisions allant dans ce sens mais qui restent également à approfondir. Pour le moment, le Protocole établit que chaque Partie doit, au plus tard un an avant le début de la première période d'engagement, mettre en place un système national

²⁰³ Voir OECD, *International Emissions Trading Under the Kyoto Protocol*, (1999) OECD Information paper ENV/EPOC (99)18 FINAL, Mai., 14 et suiv.

²⁰⁴ PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *loc. cit.*, note 175, 8.

lui permettant d'estimer les émissions rejetées par les sources ainsi que l'absorption par les puits de tous les gaz à effet de serre non réglementés par le Protocole de Montréal²⁰⁵.

Une dernière prévision qui mérite d'être mentionnée est l'article 7 qui prévoit toute une panoplie de règles visant à assurer un contrôle adéquat du niveau d'émissions des Parties. L'article établit que chaque Partie a l'obligation d'établir un inventaire annuel dans lequel doit figurer le niveau des émissions produites. Des telles données doivent être communiquées annuellement à partir de l'année 2008²⁰⁶ afin d'être par la suite examinées par une équipe d'experts et conformément aux lignes directrices devant être définies par la Conférence des Parties²⁰⁷. L'équipe d'experts évalue également tous les aspects relatifs à la mise en œuvre du Protocole par une Partie et élabore sur cette base un rapport concernant le respect par cette Partie de ses engagements et les problèmes éventuels que celle-ci a rencontré pour remplir ses engagements²⁰⁸.

Concernant l'admissibilité aux échanges, c'est-à-dire la possibilité offerte aux Parties visées à l'Annexe I de procéder aux transferts des « crédits » qu'elles détiennent, il semblerait que le Canada soit de l'avis que les Parties voulant procéder à de tels échanges doivent d'abord satisfaire aux exigences prévues dans les articles 5 et 7 du Protocole de Kyoto. Cette position est partagée par les trois principaux groupes de négociation²⁰⁹. Le Groupe de l'Union Européenne a cependant proposé un renforcement des conditions d'admissibilité aux échanges en ajoutant que les Parties concernées doivent également adopter et ratifier les dispositions relatives au non-respect des engagements conformément à l'article 18

²⁰⁵ *Protocole de Kyoto*, précité, note 16, art. 5 (1).

²⁰⁶ *Id.*, art. 7 (1-3).

²⁰⁷ *Id.*, art. 8 (1).

²⁰⁸ *Id.*, art. 8 (3).

²⁰⁹ Ces groupes sont : a) Le « *Groupe Parapluie* » intégré par le Canada, les États-Unis, la Russie, l'Ukraine, la Norvège, le Japon, l'Australie, la Nouvelle Zélande et l'Islande. b) Le groupe de « *L'Union Européenne* » formé par les pays membre de l'Union Européenne en plus d'autres pays dont l'économie est en transition. c) Le « *G77/Chine* » intégré par la plupart de pays en développement non visés par l'Annexe I et la Chine.

du Protocole en plus de devoir démontrer leur conformité aux règles du système²¹⁰. Pour ce qui est du registre des émissions et des transactions, l'UE propose également la création de deux systèmes de registres : l'un au niveau national qui serait lié à un autre registre au niveau international²¹¹.

Le Canada semble pour sa part se montrer un peu réticent à la création d'un système unique et à l'imposition de conditions d'admissibilité allant au-delà des exigences prévues dans les articles 5 et 7 du Protocole²¹².

Pour ce qui est des mécanismes de flexibilité en général, de la lecture des différentes dispositions du Protocole se dégage que les Parties participant au programme d'échange peuvent augmenter le nombre de permis qu'elles détiennent soit en acquérant des permis auprès d'une autre Partie ou bien en acquérant des Réductions d'Émissions Certifiées (REC) obtenues conformément à l'article 12²¹³.

Cette coexistence entre les différents mécanismes pose le problème de la *fongibilité* entre eux. Celui-ci constitue un autre point délicat qui reste à définir. Le terme *fongibilité* fait référence à la possibilité d'interchanger les unités de réduction des émissions qui ont été obtenues grâce aux trois mécanismes. Ainsi, si la notion de fongibilité est adoptée par la Conférence des Parties les « crédits » ou unités de réduction provenant soit du mécanisme de l'*Application conjointe*, soit de celui du *Développement propre* ou soit des *Échanges des droits d'émissions* auront la même valeur indépendamment de leur nature, du pays où les réductions se sont produites et de l'identité du vendeur et de l'acheteur engagés dans la transaction.

²¹⁰ OECD, *loc. cit.*, note 203, 21.

²¹¹ INTERNATIONAL INSTITUTE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT, (1999) Summary of the fifth conference of the parties to the framework convention on climate change. Earth Negotiations Bulletin. Vol 12, No. 123, novembre. Disponible sur l'Internet à l'adresse : <http://www.iisd.ca>.

²¹² OECD, *loc. cit.*, note 203, 21.

²¹³ Voir articles 3.(10); 3 (11); 3 (12); du Protocole de Kyoto, précité, note 16.

Il semblerait que le Canada soit plutôt favorable à la prise de mesures encourageant la fongibilité des trois mécanismes dans la mesure où ceci contribuera à la formation d'un marché plus efficace, à l'établissement d'un prix mondial unique pour les unités de gaz à effet de serre et réduira, également, l'incertitude quant à la capacité d'utiliser les unités acquises pour se conformer aux règles de réduction des émissions²¹⁴.

En résumé, les avis positifs des différents acteurs canadiens vis-à-vis l'utilisation des permis négociables tant au niveau national qu'au niveau international laissent prévoir que dans les années à venir nous retrouverons au niveau canadien des exemples concrets de mise en place de cet instrument et que nous posséderons ainsi plus de données pour réaliser une analyse approfondie de la question.

Nous nous pencherons dans la prochaine partie de notre mémoire sur le deuxième instrument économique ayant éveillé notre intérêt : les taxes écologiques.

²¹⁴ PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *loc. cit.*, note 175, p. 9.

PARTIE II. LES ÉCOTAXES DANS LA PRATIQUE

Bien que l'utilisation de la taxe comme instrument de la politique environnementale ait été évoquée depuis fort longtemps, ce n'est que lors des deux dernières décennies que l'utilisation de cet instrument s'est accentuée. La taxe a été l'un des premiers instruments économiques à être utilisé pour traiter de la question environnementale (des taxes sur les émissions sont apparues dès 1970). En 1989, une étude réalisée par l'OCDE portant sur 14 pays²¹⁵, a estimé à environ 150 le nombre d'instruments économiques mis en place, nombre dont les taxes et redevances occupent une proportion importante. Depuis, le nombre de taxes et redevances environnementales a continué d'augmenter.

Cette partie se divise en deux chapitres. Le premier se consacre à l'examen des écotaxes dans la pratique, en se basant sur l'expérience européenne. Dans un premier temps, nous examinerons les exemples d'utilisation d'écotaxes à notre avis les plus significatifs. Nous sélectionnerons plusieurs exemples, correspondant aux différents types d'écotaxes : taxes et redevances d'émission, taxes et redevance sur l'énergie et sur d'autres produits. Par la suite nous ferons une évaluation général de cette expérience tout en relevant certains inconvénients qui ont été observés lors de sa mise en œuvre.

Le deuxième chapitre sera consacré à l'étude de l'expérience canadienne dans l'utilisation des écotaxes.

²¹⁵ B. OPSHOOR et H.B. VOS, *op. cit.*, note 5, p. 125.

CHAPITRE I: LES EXEMPLES EUROPÉENS

Comme nous l'avons déjà souligné, la tendance générale est celle d'une augmentation constante du nombre d'instruments économiques au sein de la politique environnementale. Ainsi, on estime que, entre 1987 et 1993, le nombre d'instruments économiques utilisés dans les pays membres de l'OCDE a augmenté d'un pourcentage variant de 25 à 50% selon les cas²¹⁶. Dans cet éventail de nouveaux instruments on observe une augmentation du nombre de taxes et redevances sur l'énergie et sur le transport, ainsi qu'une forte augmentation des systèmes de dépôt-consignation visant à encourager le retour de bouteilles et emballages (l'augmentation de l'utilisation de ce type d'instrument varie de 35 à 100% selon les pays)²¹⁷. Les taxes et redevances sur les émissions polluantes n'ont toutefois pas enregistré la même croissance durant cette dernière décennie²¹⁸.

La plus forte augmentation relative à l'utilisation d'écotaxes a concerné le domaine des taxes sur l'énergie. Le champ d'application des taxes et redevances sur les produits énergétiques est très vaste ; bien que leurs caractéristiques puissent varier considérablement d'un pays à l'autre, elles sont appliquées dans tous les pays de l'OCDE. Parmi les produits énergétiques soumis aux taxes et redevances on trouve : l'essence (soumise à une taxe différente selon il s'agisse d'une essence contenant du plomb ou d'une essence sans plomb), les combustibles et carburants tels le fuel léger destiné à l'utilisation ménagère ou industrielle (Allemagne, Autriche, Finlande, France, Suisse, Pays-Bas), le fuel lourd (Allemagne, Australie, Espagne, Finlande, Grèce, Italie, Norvège, etc.), le gaz utilisé en tant que carburant, le charbon, le gazole, le kérosène et l'électricité²¹⁹.

²¹⁶ Jean-Philippe BARDE et Johanes Baptist OPSCHOOR, «Environnement : du bâton à la carotte», (1994) No. 186 *l'Observateur de l'OCDE*, février-mars, 23.

²¹⁷ Id., pp. 23-24.

²¹⁸ Id.

²¹⁹ OCDE, *op. cit.*, note 40, p. 36.

On observe également ces dernières années la mise en place de plusieurs types de taxes et redevances sur le transport. Certains de ces instruments fiscaux ne peuvent pas être qualifiés de véritables écotaxes, puisque leur introduction répond à des raisons autres que la question environnementale. Des considérations environnementales sont toutefois actuellement prises en compte au moment de la détermination de taux et caractéristiques de ces instruments²²⁰. Citons quelques-unes des taxes sur le transport répondant à de stricts critères environnementaux: par exemple le système de taxes sur les véhicules introduit en Allemagne permet d'appliquer des taux plus élevés aux véhicules les plus polluants, qui utilisent de l'essence ou du gazole. En Autriche, les taxes imposées aux véhicules électriques ont été considérablement réduites et les voitures non équipées d'un convertisseur catalytique sont soumises à une surtaxe de 20 %²²¹.

En Grèce, le gouvernement a également pris des initiatives fiscales visant l'amélioration de la qualité de l'air (notamment à Athènes) ainsi que le renouvellement du parc automobile. On estime que quelques 332 000 (dont 150 000 seulement en Athènes) vieilles voitures ont été mises hors de circulation grâce à une loi prévoyant une exonération de la surtaxe routière et de la taxe forfaitaire initiale pour une période de 5 ans aux acheteurs de voitures neuves équipées de convertisseur catalytique (une obligation préalable précisée par cette loi est de mettre l'ancienne voiture au rebut)²²².

Voici un examen plus détaillé des ces exemples pratiques.

²²⁰ Id.

²²¹ OCDE, *Les écotaxes dans les pays de l'OCDE*, Paris, Publications Officielles, 1996, pp. 24-25.

²²² Frank CONVERY et Sheenagh ROONEY, «Making markets work for the economy and the environment : lessons from experience in Greece, Ireland, Portugal and Spain» dans EUROPEAN FOUNDATION FOR THE IMPROVEMENT OF LIVING AND WORKING CONDITIONS, *Environmental Taxes and charges : national experiences and plans*, Papers from the Dublin Workshop, Dublin, 1996, p. 15, à la page 21.

Section 1. Les exemples pratiques.

1.1 Les taxes et redevances sur les émissions

Il existe plusieurs options quant aux écotaxes, chacune répondant à des besoins et objectifs différents en fonction notamment des caractéristiques du pollueur ou bien de la substance polluante. Chaque catégorie est également assortie de coûts administratifs différents, coûts pouvant parfois compromettre l'efficacité.

En raison de tous les facteurs (géographiques, scientifiques, économiques, administratifs, humains) devant être pris en compte, on observe aujourd'hui une vaste variété d'écotaxes. Pour notre analyse, nous distinguerons deux grandes catégories: les taxes et les redevances sur les émissions et les taxes et redevances sur les produits.

La première catégorie (taxes et redevances sur les émissions) présente l'avantage de refléter fidèlement la relation entre la pollution produite et le prix payé pour cette nuisance sur l'environnement. Son pouvoir incitatif est considérable dans la mesure où, moins on pollue, moins on paye. Malgré cela, ce type de taxe peut s'avérer parfois l'option la moins efficace ou la moins appropriée. En effet, les écotaxes sur les émissions se heurtent souvent à des coûts administratifs très élevés : la mesure des émissions varie selon les caractéristiques du polluant (fluidité, concentration, stabilité) ou encore selon les caractéristiques du pollueur, par exemple, lorsque les sources ne sont pas identifiées. D'autre part, la possibilité de la mise en pratique d'une telle taxe dépend largement de la technologie disponible : à l'heure actuelle, le volume des émissions de certaines substances demeure impossible à mesurer.

On recense néanmoins plusieurs taxes sur les émissions :

1.1.1 La redevance sur les émissions d'oxyde d'azote en Suède

La Suède est l'un des rares pays ayant procédé à une véritable réforme du système fiscal existant ; son système a fait l'objet en 1991 de changements radicaux où les taxes environnementales ont pris une place très importante. Ainsi, le Parlement suédois a introduit une diminution considérable du taux d'impôt sur le revenu des personnes physiques et instauré en contrepartie un système de taxation indirecte comprenant notamment une augmentation de la TVA sur la consommation de l'énergie et de nombreuses taxes sur les activités préjudiciables à l'environnement²²³. Parmi les écotaxes sur les produits, on recense entre autres : les taxes sur les engrais et les pesticides, les redevances sur les piles et accumulateurs, la taxe sur les graviers, la taxe sur le trafic aérien intérieur, les taxes sur l'essence au plomb, l'essence sans plomb et les véhicules à moteur.

Ces taxes n'ont pas été introduites pour remplacer le traditionnel régime de régulation et réglementation environnementale, mais en tant que complément visant à faciliter l'atteinte des objectifs environnementaux fixés.

Dans le cadre d'une nouvelle politique environnementale visant la réduction des émissions d'oxyde d'azote (NOx) d'environ 30% par rapport aux niveaux de 1980 (de l'ordre de 425 000 tonnes), le gouvernement suédois a introduit une redevance sur les émissions de NOx²²⁴.

En raison des coûts de mesure des émissions considérablement élevés, les autorités suédoises ont décidé en 1990, année d'instauration de la redevance, de restreindre la portée de la taxe aux seules grandes installations de combustion

²²³ Cet avantage offert par les écotaxes est connu sous le nom de « double dividende » c'est-à-dire les effets que l'augmentation des écotaxes pourrait avoir sur l'emploi grâce à un transfert fiscal ou un allègement des impôts sur le salaire. Voir à cet égard OCDE, *Ecotaxes et réforme fiscale verte*, Paris, Publications Officielles, 1997, p. 10.

²²⁴ Il est important de souligner que le gouvernement souhaite réduire les émissions de NOx, non seulement grâce aux taxes, mais également via la réglementation, notamment en ce qui concerne la technologie et les standards d'émissions des sources visées par le programme. Les taxes visent donc à accélérer le processus de mise en conformité avec les standards.

industrielle et centrales électriques dont la capacité de production excède 10MW et dont la production dépasse 50GWh²²⁵. En 1992, année de son entrée en vigueur, l'assiette de la redevance a été élargie pour inclure toutes les installations produisant plus de 25GWh par an²²⁶.

Compte tenu de l'impossibilité d'estimer les coûts des dommages causés par les émissions de NOx le taux de la taxe a été fixé sur la base des estimations des coûts marginaux de réduction des émissions, coûts qui varient considérablement entre les différentes entreprises. Les coûts des réductions oscillaient entre 20 et 80 couronnes suédoises par Kg de NOx²²⁷. Finalement le taux a été fixé en 40 couronnes suédoises (environ 4,4 \$ US) par Kg de NOx, ce qui laisse à penser que la redevance possède effectivement des effets incitatifs importants.

D'autre part, on a conçu un système de redistribution des recettes de la redevance aux sources affectées par le programme ; cette redistribution est fonction de la production d'énergie réalisée. Ainsi, les industriels qui, proportionnellement à leur production d'énergie, émettent beaucoup de NOx payeront davantage que les sources moins polluantes qui seront récompensées pour leur performance.

Ce système de redistribution a été instauré afin de prévenir de possibles distorsions dans le système de concurrence des entreprises affectées, pour éviter

²²⁵ Néanmoins, la taxe ne concerne pas les principaux émetteurs de NOx. En effet, les secteurs de la production d'électricité et les installations de combustion industrielle constituent moins de 38% des sources responsables des émissions de NOx en Suède ; celles-ci sont principalement imputables aux transports routiers.. D'autre part, d'importantes sources internationales sont responsables d'environ 80% des dépôts azotés en Suède. Asbjörn ERIKSSON, « Environmental Taxes in Sweden », dans Sanford E. GAINES et Richard A. WESTIN, *Taxation for environmental protection : a multinational legal study*, Quorum Books, Westport, 1991, p.121.

²²⁶ Stefan NYSTRÖM et Agneta BERQVIST, « Reforme fiscale et écotaxes: élaboration de la politique et expérience acquise en Suède », dans OCDE, *Les instruments économiques des politiques d'environnement en Chine et dans les pays de l'OCDE*, Paris, Publication Officielles, 1997, p. 155.

²²⁷ OCDE, *op. cit.*, note 109, p. 48

que celles-ci cherchent à éviter la redevance en optant, par exemple, pour d'inefficaces remplacements par des chaudières plus petites²²⁸.

Quant aux résultats de ces premières années, il s'avère difficile d'attribuer à la redevance tout le crédit de la réduction des émissions observée, ce d'autant plus que le programme combine mesures réglementaires et instruments économiques. Le total des émissions de NOx est passé de 24 000 tonnes en 1990, à 21 000 tonnes en 1992 et à 15 300 tonnes en 1993. Malgré les difficultés d'estimation, selon certaines études, l'essentiel de cette réduction de 9 000 tonnes est attribuable aux redevances²²⁹. Les émissions d'oxyde d'azote par unité d'intrant énergétique ont diminué de 159mg/Mj à environ 103mg/Mj.

Les entreprises visées par le dispositif ont utilisé plusieurs méthodes pour réduire leurs émissions de NOx. Les coûts des différentes méthodes varient considérablement et leur efficacité économique dépend des caractéristiques de chaque installation²³⁰.

En ce qui a trait aux coûts administratifs, le fait que certaines entreprises aient déjà au préalable installé des équipements de mesure des émissions a permis de diminuer le coût de mesure par tonne de NOx. Bien que la redevance ait essentiellement un caractère redistributif, une petite portion des recettes perçues a été destinée à couvrir les frais d'administration²³¹.

En résumé, et bien que le programme des redevances se trouve encore à son premier stade, les évaluations préliminaires dressent un bilan plutôt positif.

²²⁸ Id.

²²⁹ Ministry of the Environment and Natural Resources, cité par EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, «Environmental Taxes: Implementation and environmental effectiveness », Copenhagen, 1996, p. 56. Disponible à l'adresse internet : <http://www.eea.eu>.

²³⁰ Id.

²³¹ Id.

1.1.2 La redevance sur la pollution de l'eau en France

Dans les années 60, les problèmes de pollution causés par la croissance économique et démographique ont amené les autorités françaises à reconsidérer en profondeur la gestion de l'eau. Une nouvelle approche dans la gestion de l'eau a été adoptée, visant, entre autres, un partage des compétences entre les autorités locales et nationales en ce qui concerne la gestion de l'eau ainsi que le partage des charges financières causées par les activités de dépollution et de réduction des rejets.

Ainsi, dans le cadre de cette réforme le territoire français a été divisé en six bassins hydrographiques²³². Dans chaque bassin fonctionnent simultanément un Comité de Bassin et une Agence de l'Eau. Cette dernière a pour objet de faciliter les diverses actions d'intérêt commun aux bassins en vue d'assurer l'atteinte des objectifs d'amélioration de la qualité de l'eau²³³. Pour ce faire, les agences ont le droit d'effectuer toutes études et recherches utiles à son mandat²³⁴, elles peuvent acquérir des biens meubles ou immeubles, attribuer des subventions ou des prêts pour l'exécution des ouvrages considérés comme nécessaires²³⁵ et surtout les agences de l'eau ont le mandat d'établir et percevoir le produit des redevances appliquées aux rejets de polluants dans l'eau²³⁶.

Du point de vue administratif, chaque agence constitue un établissement public, doté de personnalité civile et d'autonomie financière²³⁷. Les taux de redevances sont fixés dans le cadre des programmes quinquennaux d'intervention approuvés par le Premier Ministre.

²³² Les six bassins sont: Artois-Picardie, Seine-Normandie, Rhin-Meuse, Loire-Bretagne, Rhone-Méditerranée -Corse et Adour-Garonne.

²³³ *Décret n° 66-700 du 14 septembre 1966 relatif aux agences financières de bassins, art. 3.* Guide de l'Environnement Industriel, Recueil de textes, Christian HUGLO et Corinne LEPAGE (dir.) Paris, 1995, 786, art.3.

²³⁴ Id. art. 3 (2).

²³⁵ Id.

²³⁶ Id., art. 4 (5).

²³⁷ Id., art.2.

Il est à noter que la manière de fixation du taux des redevances s'éloigne des modèles théoriques conçus par les économistes. Ainsi, l'article 17 du Décret n° 66-700²³⁸ établit que le montant des redevances à percevoir pour chaque agence, est fixé en fonction des dépenses de toutes natures devant incomber à l'agence. On voit donc que la méthode de détermination des redevances ne correspond pas aux critères de détermination d'une taxe optimale. Le taux des redevances n'est pas déterminé en fonction de l'estimation des coûts sociaux causés par la pollution des eaux mais simplement en fonction des dépenses de d'une agence dans une période déterminée.

Pour ce qui est du fonctionnement du système des redevances, voici les principales caractéristiques :

Tout d'abord, le système de redevance vise tout aussi bien les rejets produits par les usages domestiques que les rejets causés par les usages non domestiques (industriels)²³⁹.

Pour les *rejets non domestiques*, un système de permis complète le système de redevance : chaque entreprise doit posséder un permis avant de pouvoir rejeter des effluents. Les redevances sont appliquées quant à elles aux sources privées et publiques déversant une quantité de polluants équivalente ou supérieure à celle d'une population de 200 personnes.

En principe, les redevances sont assises sur la quantité de pollution produite un jour normal du mois de rejet maximal²⁴⁰, néanmoins la détermination de l'assiette de la redevance se fait généralement par l'application d'un forfait général. Il existe également la possibilité de demander la mesure de la pollution réelle.

²³⁸ Précité, note 233.

²³⁹ Décret n° 75-996 du 28 octobre 1975 portant application des dispositions de l'article 14-1 de la loi modifiée du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre la pollution, Guide de l'Environnement Industriel, *op. cit.*, note 233, 790, Titres I et II.

Des arrêtés ministérielles définissent les éléments physiques, chimiques biologiques et microbiologiques qui doivent être pris en considération pour évaluer la quantité de pollution ainsi que leur mode de détermination²⁴¹. Pour ce qui concerne les rejets non domestiques les éléments ayant été retenus sont : les matières en suspension, les matières oxydables, les matières inhibitrices et les sels solubles²⁴². A cette liste ont été ajoutés l'azote organique et ammoniacal et le phosphore²⁴³.

Dans le cas de la détermination forfaitaire de l'assiette des redevances, les autorités établissent préalablement les valeurs applicables aux différentes activités industrielles, ces valeurs étant fonctions des grandeurs caractéristiques de l'activité du redevable²⁴⁴. Aux quantités de polluant ainsi calculées sont alors appliqués les taux fixés par le programme d'intervention en vigueur.

Les différentes agences possèdent donc un tableau d'estimation forfaitaire, cependant, si une activité déterminée ne figure pas dans les tableaux, l'agence en question doit procéder à la définition des grandeurs caractéristiques et des coefficients spécifiques propres à cette activité, notamment à l'aide des mesures²⁴⁵.

Pour ce qui a trait au deuxième moyen de détermination de l'assiette des redevances, soit la mesure de la pollution réelle, celle-ci peut être demandée soit par l'agence de l'eau soit par l'entreprise elle-même²⁴⁶ et les coûts sont supportés par la partie qui sollicite la mesure des rejets. Celle-ci n'est pas effectuée de

²⁴⁰ Id., art. 3.

²⁴¹ Id., art 3 al. 2.

²⁴² Id.

²⁴³ Michel PRIEUR, *Droit de l'environnement*, Dalloz, 2^e édition, Paris, 1991, p. 471.

²⁴⁴ *Décret n° 75-996 du 28 octobre 1975*, précité, note 239, art. 5. Ces grandeurs caractéristiques peuvent être par exemple le volume d'un apport de matière spécifique ou bien le nombre de salariés de l'entreprise. Ainsi pour une brasserie, la production d'un hectolitre de bière brassée engendre la pollution suivante: 400g de matières en suspension, 1700g de matières oxydables, 20g de matières azotées et 5g de matières phosphorées. Bernard KACZMARECK, «L'utilisation d'instruments économiques dans la gestion de l'eau en France», dans OCDE, *op. cit.*, note 226, p. 242.

²⁴⁵ *Décret n° 75-996 du 28 octobre 1975*, précité, note 239, art. 5.

²⁴⁶ Id., art.7.

manière périodique ; aussi, les coefficients de rejets mesurés restent valables jusqu'à ce que l'une des parties sollicite une nouvelle mesure²⁴⁷.

En ce qui concerne les *usages domestiques* l'assiette de la redevance est déterminée sur la base d'un barème forfaitaire ; on attribue à chacun des habitants d'une commune le rejet d'une quantité forfaitaire des polluants visés par la redevance²⁴⁸. L'assiette est calculée chaque année par commune en « multipliant cette quantité de pollution individuelle par la somme du nombre des habitants agglomérés permanents et du nombre pondéré des habitants agglomérés saisonniers. Cette somme est affectée d'un coefficient d'agglomération, tenant compte de l'importance des agglomérations »²⁴⁹.

Les usagers domestiques paient la redevance au travers d'un supplément de prix de l'eau distribué dans la commune. Les agences notifient aux exploitants du service de distribution d'eau le montant des redevances à percevoir sur les abonnés du service public de distribution d'eau²⁵⁰. La redevance n'est pas perçue dans les communes de moins de 400 habitants agglomérés et saisonniers pondérés²⁵¹.

Que cela soit pour la pollution non domestique ou pour la pollution domestique, le système de redevances est accompagné de « primes » à la dépollution, visant à inciter à la diminution du volume des rejets.

Pour ce qui est de la pollution non domestique, l'assiette de la prime est constituée par la quantité journalière de la pollution qui est supprimée ou évitée. En cas d'estimation forfaitaire de la prime et afin de déterminer son assiette, les agences doivent prendre en compte la capacité et le rendement du dispositif d'épuration ayant été installé par le redevable²⁵². La détermination de l'assiette de

²⁴⁷ Bernard KACZMARECK, *loc. cit.*, note 244, p. 242.

²⁴⁸ Décret n° 75-996 du 28 octobre 1975, précité, note 239, art. 10.

²⁴⁹ Id., art. 10 al. 2.

²⁵⁰ Id., art. 11.

²⁵¹ Id., art. 12.

²⁵² Id., art. 6.

la taxe peut également être fondée sur la quantité de pollution supprimée obtenu grâce à la mesure réelle des rejets.

Dans le cas de la pollution domestique, si la commune dispose d'une station d'épuration, l'agence de l'eau octroie à la commune une prime équivalente au volume de pollution éliminée.

Depuis la mise en place des premières redevances en 1969, 6 programmes quinquennaux d'intervention ont été adoptés. Les changements les plus importants ont été observés dans le sixième programme (1992-1996) prévoyant des augmentations de taux des redevances parfois supérieures à 100%.

Pour ce qui est de l'efficacité du système des redevances, certains auteurs soulignent le fait qu'on ne dispose pas des éléments statistiques nécessaires au suivi de la qualité des ressources en eau²⁵³.

En 1989, le rapport de l'OCDE sur les instruments économiques avait en effet considéré que les taux des redevances étaient trop bas et que par conséquent leur pouvoir incitatif était trop faible²⁵⁴. Pour les rejets industriels, seuls peu de changements peuvent être attribués aux redevances. Selon un rapport plus récent publié également par l'OCDE, «l'expérience a montré que ce sont la réglementation, qui ne dépend pas de l'agence, et l'aide financière que l'agence peut apporter, qui pèsent le plus sur les décisions des industriels»²⁵⁵.

D'autre part, durant la période 1982-1991, on a observé de faibles taux d'épuration dans les stations d'épuration ainsi qu'une aggravation de l'état de

²⁵³ François BONNIEUX et Brigitte DESAIGUES, *Économie et politiques de l'environnement*, Paris, Dalloz, 1998, p. 163.

²⁵⁴ J.B. OPSHOOR et H.B. VOS, *op. cit.*, note 5, p. 44.

²⁵⁵ OCDE, *La fiscalité et l'environnement: le cas de la France*, Paris, Publications Officielles, 1990, p. 25.

certaines rivières sur tout le territoire français²⁵⁶. Ce constat, combiné à plusieurs engagements européens relatifs au traitement et à la qualité des eaux, a conduit les autorités françaises à décider d'une augmentation considérable des moyens financiers dont les agences disposaient pour accomplir leurs tâches.

On critique également la répartition inégale des redevances selon les catégories d'agents. La part des collectivités représente 81% du total des redevances de pollution, celles des industriels 18% tandis que celle des agriculteurs comprend seulement 1% du total et ceci malgré le fait que l'agriculture représente plus de 40% de la consommation totale d'eau²⁵⁷. Selon les estimations d'un auteur, les agriculteurs ont, dans le cadre du système de redevance, récupéré plus de quatre fois leur mise²⁵⁸.

Du point de vue financier, les redevances ont permis de financer directement des activités visant la réduction des rejets, l'épuration et le traitement des eaux et d'apporter une aide financière aux entreprises et communes désireuses d'entreprendre de telles activités. Ces recettes ont triplé au cours des deux dernières décennies²⁵⁹. Avec l'augmentation des taux prévue au sixième Programme, on attend des recettes annuelles de 7.8 milliards de francs pour 1992-1996 (en comparaison aux 3.6 milliards de francs annuels sur la période 1987-1991)²⁶⁰. On espère également que cette hausse des taux permettra d'augmenter le pouvoir incitatif des redevances.

Les redevances et taxes ne sont pas utilisées dans le seul domaine de la lutte contre la pollution des eaux ; elles ont trouvé en France plusieurs champs d'application : la pollution atmosphérique, où une taxe est imposée aux émissions

²⁵⁶ Les travaux de l'OCDE font état de plusieurs problèmes observés : présence fréquente de substances toxiques dans certaines rivières, concentration très élevée de nitrates dans l'eau potable ainsi que d'autres effets aggravés par les eaux pluviales qui transportent directement les polluants vers les rivières. Id., 26.

²⁵⁷ F. BONNIEUX et B. DESAIGUES, *op. cit.*, note 253, p. 165.

²⁵⁸ Id.

²⁵⁹ Le montant de recettes totales des six agences, estimé en 1975 à 2.2 milliards de francs, est passé à 9 milliards de francs en 1995.

de dioxyde de soufre et d'oxyde d'azote, la pollution sonore, où il existe une taxe sur le bruit généré par les avions, le ramassage des ordures ménagères, etc. Parmi les écotaxes sur les produits, citons : les droits d'accise sur les carburants, les taxes sur l'essence au plomb et les taxes différentielles sur l'essence sans plomb ainsi que les différentes taxes sur le transport routier.

1.1.3 La taxe suédoise sur le soufre

La politique environnementale suédoise concernant les émissions de SO₂ a reposé traditionnellement à la fois sur un système de délivrance de permis pour les principales sources fixes et sur l'établissement de limites en teneur de soufre pour certains combustibles tels que le charbon. La taxe sur le soufre introduite par le Parlement suédois en 1991 est venue compléter la législation environnementale existante et faciliter ainsi la réduction des émissions décidée par le gouvernement (80% entre 1980 et 2000).

La taxe est appliquée en fonction de la teneur en soufre du charbon, de la tourbe, du gazole et des fiouls domestiques. Conçue en principe comme une taxe sur les émissions, la taxe frappe en réalité les «émissions estimées» de la combustion de combustibles à l'origine des émissions de soufre²⁶¹. Ainsi, la taxe est de 30 KrS (environ 3,1 \$US) par kg de soufre contenu dans le charbon et dans la tourbe ; les combustibles liquides tels les gazoles et fiouls domestiques sont taxés à un taux inférieur. Les produits pétroliers dont la teneur en soufre est inférieure à 0.1% du poids sont exonérés²⁶². Les sources visées par la taxe peuvent obtenir un remboursement de celle-ci si elles démontrent la diminution de leurs émissions.

²⁶⁰ OCDE, *op. cit.*, note 109, p. 42.

²⁶¹ *Id.*, p. 52.

²⁶² Asbjörn ERIKSSON, « Environmental Taxes in Sweden », dans Sanford E. GAINES et Richard A. WESTIN, *op. cit.*, note 225, p.121 à la page 144.

La taxe comprend également un système de taxation différentielle appliqué au fiouls légers. Ainsi les dispositions suédoises font la distinction entre trois catégories de diesel: le diesel Classe III avec un seuil maximal quant au contenu de soufre fixé à 0.2%, et les diesels Classe II et Classe I sujets à des standards plus stricts, 0.005% et 0.001% respectivement. La distinction est établie en fonction de la teneur en soufre mais également en fonction d'autres critères environnementaux. Les autorités suédoises ont décidé d'appliquer une diminution de taxes sur les diesels Classe I et II, catégories ayant des coûts de production plus élevés²⁶³.

Tout comme pour la redevance sur le NOx, il s'avère difficile d'identifier les effets directement attribuables à la taxe sur le soufre. Le système de taxation différentielle, semble avoir eu un effet très positif. Pour l'année 1991, moins de 1% du carburant diesel vendu en Suède appartenait à la Classe II ou à la Classe I; en 1994, près de 60% de l'ensemble des carburant diesel était conforme aux standards Classe II et 15% aux standards Classe I. Le volume des émissions de soufre provenant de véhicules diesel a de plus diminué de 75% à 95% dans certaines régions de Suède²⁶⁴.

La taxe semble avoir également favorisé l'utilisation des charbons à plus faible teneur de soufre et la pratique de l'épuration des gaz de combustion. Les émissions de soufre ont été diminuées d'environ 6.000 tonnes par an²⁶⁵. Néanmoins, compte tenu des réductions des émissions réalisées grâce à la taxe et aux réglementations, le montant des recettes générées par la taxe a été inférieur aux prédictions²⁶⁶.

Un rapport de l'Agence Suédoise pour la Protection de l'Environnement révèle que les coûts administratifs entraînés par l'application de la taxe sont négligeables. Il est également mentionné le fait que, bien que les produits destinés

²⁶³ Stefan NYSTRÖM et Agneta BERQVIST, *op. cit.*, note 226, p. 154.

²⁶⁴ Ministère de l'Environnement et des Ressources Naturelles (1994) cité par le EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, *op. cit.*, note 229, p. 55.

²⁶⁵ OCDE, *op. cit.*, note 108, pp. 53-54.

au marché suédois aient considérablement diminué leur teneur en soufre, ce n'est pas le cas pour les produits destinés à l'exportation vers des pays ayant des standards moins stricts²⁶⁷.

1.1.4 La redevance sur la pollution des eaux en Allemagne

Le système de redevances sur la pollution des eaux en Allemagne a été introduit en 1981, dans le cadre d'un vaste programme ayant une base essentiellement réglementaire, reposant sur l'octroi de permis de rejets et sur l'imposition de limites aux volumes des déversements.

La redevance est appliquée seulement aux rejets directs dans les cours d'eau, la mer ou les nappes d'eaux souterraines, provenant de sources industrielles ou de municipalités²⁶⁸. Les rejets indirects ne sont pas visés par le système, cependant l'exploitant d'une station d'épuration affectée par la redevance a la possibilité de répercuter ces coûts sur les utilisateurs. Les «Länder» sont les organes administratifs chargés de la coordination du système.

Lors de l'introduction du système, cinq substances étaient visées par les redevances: les matières en suspension, les substances oxydantes, le mercure, le cadmium et les substances toxiques pour les poissons²⁶⁹.

La redevance n'est pas basée sur les rejets réels, elle est calculée en fonction des limites de rejets établies par les permis octroyés à chaque pollueur. La fonction incitative du système réside dans le fait qu'une portion de la redevance²⁷⁰

²⁶⁶ Id.

²⁶⁷ Swedish Environmental Protection Agency, cité par EUROPEAN COMMISSION, *Database on environmental taxes in the European Union member states, plus Norway and Switzerland: evaluation on environmental effect of environmental taxes*, final report, August 1998, p. 29.

²⁶⁸ Friedrich von ZEJSCHWITZ, « Environmental taxes in Germany » dans Sanford E. GAINES et Richard A. WESTIN, *op. cit.*, note 225, p. 65 à la page 95.

²⁶⁹ Id.

²⁷⁰ Cette réduction peut représenter entre 50% et 100% de la redevance, selon la quantité de rejets et selon la technologie utilisée. Id.

peut être réduite si le pollueur adopte des mesures de pollution équivalentes à la meilleure technologie disponible (*best available technology*).

Par exemple, le paiement de la redevance est suspendu partiellement, par trois ans si le redevable entreprend la construction d'une installation d'épuration et du traitement des eaux. Ainsi, pendant la période de la construction le redevable est traité comme si l'installation était déjà en fonctionnement et comme s'il avait déjà réduit sa pollution aux niveaux attendus. En plus, une exemption totale pendant trois ans de la redevance est prévue dans les cas où la réduction de la pollution est supérieure aux seuils fixés par les permis ou par les normes gouvernementales²⁷¹.

Des compensations aux investissements dans l'équipement d'épuration et de réduction de la pollution ont été également prévues.

Il n'existe que très peu d'évaluations du système de redevance allemand. Du point de vue environnemental, on observe depuis 1981 une notable diminution des rejets et une amélioration de la qualité des eaux²⁷². Cependant, il s'avère difficile d'attribuer cette amélioration au seul effet des redevances, d'autant plus que celles-ci ont été adoptées dans le cadre d'un système réglementaire.

Plusieurs auteurs soulignent pourtant que l'annonce de l'introduction du système de redevances a conduit plusieurs entreprises et municipalités à adopter des mesures visant la réduction de leurs rejets dans l'eau ou bien l'amélioration de leur système d'épuration. Ainsi, en 1989, le rapport de l'OCDE signalait qu'en 1976-1981, période d'introduction de la taxe:

« 10 pour cent des entreprises ont été incitées à se conformer aux normes minimums en 1981 de manière à bénéficier de la réduction de 50 pour cent de la redevance. Un tiers des municipalités ont mentionné le système de redevance comme l'une de raisons majeures qui les ont incité à intensifier leurs activités

²⁷¹ Id., 96.

²⁷² EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, *op. cit.*, note 229, p. 59.

d'épuration de l'eau, et certaines grandes entreprises sont allées au-delà des obligations de traitement minimal pour des raisons économiques... »²⁷³.

Un rapport plus récent (1997) citant les travaux des auteurs Ewringmann, Kibatt et Schafhausen souligne que, d'après une enquête réalisée auprès de 92 entreprises et 46 municipalités, trois quarts des entreprises et deux tiers des municipalités ont amélioré leur système de rejet pendant cette période²⁷⁴. Le rapport cite également les travaux de Sprenger, ayant réalisé une analyse détaillée du système de redevance allemand, qui observe d'autres effets environnementaux positifs comme par exemple la diminution des rejets de sous-produits des substances visées par la redevance ainsi qu'un changement dans le comportement des entreprises, des municipalités et de leurs employés²⁷⁵. On observe également un développement non négligeable des technologies d'épuration de l'eau²⁷⁶.

Du point de vue de l'efficacité économique, le bilan paraît moins positif. Bien que le taux de redevance ait augmenté progressivement²⁷⁷, les recettes générées par les redevances ont par contre diminué progressivement. Cette diminution est essentiellement due aux réductions et subventions prévues par le système, réductions considérées par certains comme «inutiles» dans la mesure où les pollueurs auraient, même sans elles, appliqué les mesures de dépollution exigées²⁷⁸.

Initialement conçue comme une redevance incitative, il semble qu'en raison des changements introduits (réduction des taux des redevances, subventions, compensations) le pouvoir incitatif du système ait été considérablement affaibli. Les redevances sont actuellement considérées plutôt comme des instruments aux

²⁷³ OCDE, *op. cit.*, note 109, p. 46.

²⁷⁴ *Id.*, p. 44.

²⁷⁵ *Id.*

²⁷⁶ J.B. OPSHOOR et H.B. VOS, *op. cit.*, note 5, p. 47.

²⁷⁷ Le taux de la redevance par unité rejetée est passé de 12 Deutschemarks (5,33 \$US) en 1991 à 60 Deutschemarks (32 \$US) en 1993.

²⁷⁸ OCDE, *op. cit.*, note 198, p. 44.

objectifs financiers dont les recettes ont un caractère pré-affecté²⁷⁹. Le taux de la redevance est jugé considérablement inférieur aux coûts de dépollution et, en outre, plus de la moitié du produit des redevances est absorbé par les coûts administratifs²⁸⁰.

1.2 Les taxes et redevances sur les produits

Les difficultés et coûts entraînés par la mesure correcte des émissions ont amené les gouvernements à se pencher vers l'utilisation des taxes dites «indirectes», c'est-à-dire la taxation, non pas des émissions directes, mais plutôt des produits ou services polluants ou liés étroitement à une activité polluante. Cette taxation peut être réalisée au moment de la fabrication, de la consommation ou bien du dépôt du produit.

Un tel instrument vise à susciter un changement du comportement du pollueur face au bien taxé, via une diminution dans la consommation du bien ou le remplacement de celui-ci par un autre bien ou service moins polluant.

Bien que plusieurs difficultés liées au suivi, au contrôle et à la mesure des rejets sur l'environnement soient évitées dans le cas des taxes indirectes, un autre problème non moins délicat se pose : celui de l'établissement du lien direct entre la taxe et la pollution que celle-ci vise à contrôler. L'efficacité de la taxe ne sera réelle que si celle-ci amène effectivement les pollueurs à réduire la consommation du produit qui est responsable du problème de pollution.

Pour bien saisir l'ampleur de ce problème, mentionnons à titre d'exemple le cas de la Norvège dont le gouvernement avait décidé d'imposer quelques charges supplémentaires aux services de la voirie, via une taxe imposée aux sacs spéciaux que les personnes devaient utiliser pour rejeter leurs déchets. Les autorités norvégiennes avaient estimé qu'il existait une relation étroite entre le

²⁷⁹ EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, *op. cit.*, note 229, p. 59.

²⁸⁰ J.B. OPSHOOR et H.B. VOS, *op. cit.*, note 5, p. 47.

nombre de sacs utilisés et la quantité d'ordures produites par chaque famille. Cependant, la réaction des consommateurs n'a globalement pas été la diminution de la quantité d'ordures ; au contraire, ils ont commencé à surcharger les sacs et à déverser les déchets ailleurs, causant ainsi d'autres problèmes environnementaux²⁸¹.

Dans le cas des taxes sur les produits, l'aspect relatif à l'élasticité de la demande du produit revêt une extrême importance. Si la demande du produit est étroitement liée au prix de celui-ci, une taxe augmentant le prix du produit polluant pourrait effectivement avoir les effets dissuasifs recherchés. L'existence d'autres produits moins polluants qui pourraient jouer le rôle de substituts adéquats constitue également un élément déterminant. Lorsque de tels substituts existent, les gouvernements décident parfois de les subventionner ou d'y appliquer des taxes différentielles dans le but d'encourager leur consommation.

Les exemples les plus courants sont ceux des taxes imposées sur les fertilisants, les pesticides, la teneur de certaines substances (telles le plomb ou le soufre) pour les combustibles, les taxes sur les piles, etc. Elles sont utilisées dans la quasi-totalité des pays membres de l'OCDE.

Examinons à présent plus en détail certains de ces exemples.

1.2.1 Les redevances sur les combustibles aux Pays-Bas

Dés le début des années 70, les Pays-Bas ont eu recours au système de redevances pour le financement des activités liées au domaine de l'environnement et pour le recouvrement des coûts des mesures de traitement et de dépollution, notamment pour l'eau. En 1972, le Principe Pollueur-Payeur a été officiellement adopté dans la politique environnementale hollandaise et l'utilisation de taxes et

²⁸¹ SANDMO A, 'Direct versus indirect Pigouvian taxation' (1976) cité par Stephen SMITH, «Environmental tax design» dans Timothy O'RIORDAN (dir.), *Ecotaxation*, New York, St. Martin's Press, 1997., p. 27.

redevances a commencé à s'étendre à d'autres secteurs tels les déchets chimiques, le bruit, et l'énergie.

En 1988, une redevance a été imposée sur plusieurs combustibles et carburants : essence (sans plomb et au plomb), fuel, gazole, charbon, gaz naturel, coke de pétrole, etc. Cette redevance est perçue lorsque ceux-ci sont utilisés en tant que combustible et non comme matière première ou produit de base²⁸². Dans un premier temps l'assiette fiscale n'était calculée que par rapport à la valeur énergétique du produit ; en 1992, les autorités ont décidé de modifier ce calcul pour y faire intervenir dans une même proportion la teneur en carbone²⁸³.

Initialement conçue comme moyen de financement, il s'agissait d'une redevance aux recettes «pré-affectées». En 1992, le gouvernement a néanmoins décidé de supprimer ce caractère de pré-affectation, les recettes de la taxe seraient désormais intégrées au budget général de l'État²⁸⁴. La possibilité de remboursement pour la désulfuration des gaz de combustion a été également supprimée²⁸⁵.

Les effets de ces mesures sur l'environnement sont plutôt modestes sans toutefois être négligeables. Une étude a estimé que 1% du total de la réduction des émissions en CO2 était imputable à l'impôt. La Commission chargée de cette étude souligne cependant que «les taxes sur l'énergie ont fait la preuve qu'elles avaient des effets sur l'environnement et qu'elles pouvaient générer des recettes importantes»²⁸⁶. Rappelons qu'initialement la taxe avait fondamentalement un objectif financier.

²⁸² EUROPEAN COMMISSION, *op. cit.*, note 267, p.12.

²⁸³ Id.

²⁸⁴ Id.

²⁸⁵ En effet, certaines dispositions prévoyaient que 2,25 florins par tonne de fuel lourd ou de charbon pourraient être remboursés si ceux-ci étaient utilisés dans des centrales dont les gaz de combustion ne contenaient pas plus de 400 milligrammes de SO2 par mètre cube et si l'ont atteignait un taux de désulfuration de 85%. Wilfred ALBLAS, «Énergie et réforme fiscale aux Pays-Bas», dans OCDE, *op. cit.*, note 226, p. 166.

²⁸⁶ Id.

Ces chiffres sont confirmés par une autre étude selon laquelle les émissions des CO₂ aux Pays-Bas auraient été 1.7 millions de tonnes plus élevées sans le système des taxes²⁸⁷.

Grâce à l'importante réforme fiscale verte mise en place aux Pays-Bas, on y recense actuellement un nombre croissant de taxes et redevances environnementales sur les produits, entre autres: des redevances sur les déchets chimiques, des redevances sur les carcasses de voitures et des redevances sur les ordures ménagères. Ces réformes devraient se poursuivre dans les prochaines années et il est attendu que celles-ci entraîneront une diminution plus significative des impôts sur le revenu, diminution qui sera compensée par les produits des écotaxes.

1.2.2 La taxe sur le carbone et sur l'énergie en Suède

Le Parlement suédois a également instauré une taxe sur la présence de carbone dans divers produits polluants. Ainsi, l'essence, le fuel domestique, le charbon, le gaz naturel, le méthane et le coke de pétrole ont été affectés en même temps par la taxe sur l'énergie, par la taxe sur le carbone et par la taxe sur le soufre. Les biocombustibles solides ont été exonérés de la taxe. Une taxe sur la production et la consommation de l'électricité a été également adoptée à cette occasion.

L'introduction des nouvelles taxes a été accompagnée d'une forte opposition de l'industrie, craignant de voir affectée sa position concurrentielle sur la scène internationale. D'autres problèmes liés à l'harmonisation de ces règles avec celles de l'Union Européenne ont obligé le gouvernement suédois à procéder à certaines réformes au sein du système de taxation de l'énergie.

²⁸⁷ Vermeend and van der Vaart, cités par EUROPEAN COMMISSION, *op. cit.*, note 267, p.12.

Ainsi, en vertu de modifications apportées à la loi en 1993, l'industrie manufacturière est exonérée de la taxe sur l'énergie et n'est plus soumise qu'à seulement 25% de la taxe sur le dioxyde de carbone. Pour compenser la diminution des recettes, cette mesure a été accompagnée d'une augmentation du taux général de la taxe sur le carbone de 250 KrS (27,9 \$US) à 320 KrS (35,8 \$US) par tonne, ainsi que d'une augmentation de la taxe sur l'électricité. D'autre part, certaines exonérations qui bénéficiaient aux entreprises à forte consommation d'énergie ont été éliminées²⁸⁸.

L'implantation de la taxe sur l'énergie et sur le carbone a inexorablement entraîné une hausse du prix des combustibles et induit un changement dans le comportement de certaines entreprises. À ce sujet, les auteurs Stefan Nyström et Agneta Berqvist soulignent:

«En raison des différences dans les montants des taxes sur les combustibles utilisés pour le chauffage, les exploitants estiment rentable de brûler n'importe quel combustible, pourvu que ce ne soit pas un combustible fossile. C'est ainsi que les installations suédoises de chauffage urbain utilisent parfois des journaux, des déchets ou même de noyaux d'olives»²⁸⁹.

Néanmoins, il est intéressant de souligner qu'à partir de 1993 on a enregistré une augmentation de la consommation de combustible (environ 30%) de la part de l'industrie (notamment l'industrie de pâte et papier) et ceci du aux exemptions qui ont été accordées en 1993²⁹⁰. On estime que si de telles augmentations concernant la consommation de combustibles n'avaient pas eu lieu, on aurait pu enregistrer environ 500 00 tonnes de CO₂ en moins pour l'année 1995

291

²⁸⁸ En effet, avant 1993, ces entreprises pouvaient obtenir le remboursement de la fraction de la taxe dépassant un certain pourcentage de la valeur des produits qu'elles avaient vendus. Après la réforme, le nombre d'entreprises bénéficiaires de ce système a été réduit de 110 à 6 entreprises. Voir Stefan NYSTRÖM et Agneta BERQVIST, *op. cit.*, note 226, p. 150.

²⁸⁹ *Id.*, p. 151.

²⁹⁰ EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, *op. cit.*, note 229, p. 53.

1.2.3 Les redevances sur certains produits en Belgique

À partir de 1993 le gouvernement belge a décidé d'introduire dans sa législation²⁹², des taxes frappant des produits mis à la consommation en raison des nuisances écologiques qu'ils sont réputés générer.

Actuellement, les produits affectés par l'écotaxe sont les suivantes : les récipients pour boissons, les objets jetables (rasoirs jetables et appareils photos jetables), les piles, les récipients contenant certains produits industriels (récipients contenant des encres, des colles, des huiles, des solvants et de pesticides) et les papiers²⁹³.

Ainsi, tous les récipients de boissons sont soumis à une écotaxe de 15 FB (environ 0,40 \$ U.S) par récipient. Les produits en papier ou en carton (journaux, annuaires téléphoniques, revues, hebdomadaires, etc.) sont taxés à 10 FB (environ 0,30. \$ U.S) par Kg. Les piles sont soumises à une écotaxes de 20 FB (environ 0,60 \$ U.S.) par pièce, les appareils des photos jetables sont taxés à 300 FB (environs 7,6 \$U.S.). Les récipients contenant certains produits industriels sont taxés selon la toxicité de la substance et le volume d'emballage²⁹⁴.

L'écotaxe est due lors de la mise à la consommation des produits²⁹⁵, c'est-à-dire, lorsque toute personne physique ou morale livre des produits soumis à l'écotaxe à des détaillants²⁹⁶. Toute autre personne se situant à un niveau plus en amont de la chaîne commerciale (p. ex. le fabricant, l'importateur, l'introducteur)

²⁹¹ EUROPEAN COMMISSION, *op. cit.*, note 267, p. 9.

²⁹² Loi ordinaire du 16 juillet 1993 visant à achever la structure fédérale de l'État. Bulletin législatif belge, Les Codes Larcier, 1993, Mon. 20 juillet 1993.

²⁹³ Arrêté ministériel du 11 septembre 1999 relatif au régime fiscal des produits soumis à écotaxe, Bulletin législatif belge, Les Codes Larcier, IX 1999, p. 1248.

²⁹⁴ Voir Clifford CHANCE, « Economic and fiscal instruments and the environment : the example of eco-taxes », (1995) *European Environmental Review*, summer, 3, 4.

²⁹⁵ *Id.*, art. 11.

²⁹⁶ *Id.*, art. 3 (1).

peut se substituer au redevable²⁹⁷ et assumer les obligations d'enregistrement des produits.

Le redevable doit déposer une déclaration de mise à la consommation auprès du receveur des douanes et/ou accise, au plus tard le 15 du mois qui suit celui de la mise à la consommation des produits²⁹⁸. L'écotaxe doit être payée immédiatement lors du dépôt de la dite déclaration²⁹⁹.

Lors de leur mise à la consommation les produits soumis à l'écotaxe doivent être revêtus d'un numéro d'enregistrement correspondant³⁰⁰ ainsi que du montant de l'écotaxe.

Certaines exemptions selon le type de produits ont été prévues. En général, les produits sont exemptés si le redevable démontre que les produits qu'il a mis en circulation (papier, appareils photos jetables, piles, etc.) sont soumis à un système de collecte et de consignation et qu'ils sont recyclés à concurrence des pourcentages déterminés³⁰¹.

Compte tenu de la jeunesse du système il est encore trop tôt pour pouvoir évaluer l'efficacité de ces écotaxes.

1.2.4 Les taxes sur l'élimination des déchets au Danemark

Depuis 1986, le gouvernement danois a mis en place un système de taxation applicable à l'élimination et l'incinération de déchets non dangereux. L'objectif principal est de provoquer une réduction du volume de déchets et

²⁹⁷ Id., art. 3 (2). Dans ce cas l'écotaxe serait due lors de la livraison à un opérateur économique se situant à n'importe quel stade de la chaîne de consommation. Id., art. 12.

²⁹⁸ Id., art. 14.

²⁹⁹ Id., art. 17.

³⁰⁰ Id., art. 13 (1).

³⁰¹ Les pourcentages de recyclage varient entre un 40% et un 75% selon les produits.

d'encourager les activités de recyclage et d'incinération. Le système n'a pas un caractère de « pré-affectation » ; les recettes sont destinées au budget général de l'État.

Encore, on observe que les taxes écologiques ne constituent pas la seule méthode utilisée par les autorités publiques pour atteindre les objectifs fixés. En effet, dans cet exemple danois, le système d'éco-taxes a été mis en place dans le cadre d'un vaste « Plan d'Action » dans le domaine de l'environnement qui inclut, outre les écotaxes, de mesures réglementaires, des subventions ainsi que d'accords célébrés entre les autorités et certaines entreprises³⁰².

Les autorités danoises appliquent des taux de taxation différents selon qu'il s'agisse d'une activité d'élimination ou d'une activité d'incinération des déchets (195 couronnes, environ 26 \$ US, par tonne déchargée contre 160 couronnes, environ 21 \$ US, par tonne incinérée)³⁰³. Le montant de la taxe est également déterminé en fonction du poids et du type de déchet.

Ce sont les usines d'incinération et les sites d'élimination des déchets qui sont redevables du paiement de la taxe³⁰⁴.

Le système de taxation a introduit certaines exemptions au paiement de la taxe si les déchets sont recyclés ou réutilisés. Le système prévoit également des exemptions selon le type d'usine : les usines d'incinération de déchets médicaux et déchets chimiques sont exemptées du paiement de la taxe. Il en va de même pour les usines spécialisées en la décontamination des sols³⁰⁵.

³⁰² Hans CHRISTENSEN, « Danish experience with waste charges », dans EUROPEAN FOUNDATION FOR THE IMPROVEMENT OF LIVING AND WORKING CONDITIONS, *op. cit.*, note 222, p.6.

³⁰³ EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, *op. cit.*, note 229, p. 54.

³⁰⁴ Évidemment, dans la pratique ceux-ci imputent la taxe dans le prix payés par les usagers du service. Dans le cas des déchets provenant des ménages, les collectivités mettent en place un impôt municipal équivalent aux coût d'élimination de ce type de déchets.

³⁰⁵ Hans CHRISTENSEN, *loc. cit.*, note 302, 7.

De manière générale, les premières évaluations du programme montrent que celui-ci a généré une augmentation considérable du volume de réutilisation et de recyclage des déchets. Entre 1985 et 1993, les pourcentages de réutilisation et de recyclage des déchets sont passés de 21% à 51%³⁰⁶. Les pourcentages de décharges de déchets ont, pour leur part, chuté de 57% à 26% sur la même période³⁰⁷. Il semblerait que le taux des taxes ait également conduit à un bilan positif sur le plan économique.

Pour ce qui a trait à l'acceptabilité de la taxe, les dispositions ayant été votées par le Parlement danois n'ont pas du faire face à une opposition trop importante que ce soit de la part du secteur industriel, syndicale ou des ménages³⁰⁸. En ce qui concerne la compétitivité des entreprises, le montant de la taxe s'avère insignifiant par rapport aux coûts totaux de production des entreprises soumises à la taxe³⁰⁹.

Au Danemark de nombreuses autres taxes et redevances environnementales ont été mise en pratique dans le cadre de la réforme fiscale verte : droits d'accise sur la vaisselle jetable (gobelets, assiettes et couverts en plastique ou en papier), taxe sur la vente de pesticides au détail, les droits d'accise sur l'utilisation de CFC, redevances sur les batteries nickel-cadmium, les droits d'accise sur les ampoules. Dans le domaine de l'énergie, mentionnons les taxes sur les carburants, les droits d'accise sur l'électricité, le charbon et certains produits pétroliers et la taxe sur le dioxyde de carbone (CO₂).

³⁰⁶ EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, *op. cit.*, note 229, p. 54.

³⁰⁷ *Id.*

³⁰⁸ Hans CHRISTENSEN, *loc. cit.*, note 302, 7.

³⁰⁹ *Id.*, p. 10.

Section 2. Les taxes écologiques dans la politique environnementale communautaire

La notion «d'instrument économique» pour la protection de l'environnement n'est pas une notion tout à fait récente dans le droit de l'environnement communautaire. Le principe *pollueur-payeur* constitue en fait, l'un des principes devant guider l'action communautaire dans le domaine de l'environnement. Le paragraphe 2 de l'article 174 du Traité instituant la Communauté Européenne³¹⁰ se lit comme suit:

«La politique de la Communauté dans le domaine de l'environnement vise un niveau de protection élevé en tenant compte de la diversité des situations dans les différentes régions de la Communauté. Elle est fondée sur les principes de précaution et d'action préventive, sur le principe de la correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement et sur le principe du pollueur-payeur».

Néanmoins, la notion d'instrument économique pour la protection de l'environnement n'a été véritablement développée que dans le Cinquième Programme d'Action pour l'Environnement adopté par la Commission Européenne (ci- après Commission)³¹¹. En effet, la Commission plaide en faveur de l'élargissement de la panoplie des instruments de la politique environnementale. Le Cinquième Programme d'Action pour l'environnement nous apporte même, une énumération des instruments économiques qui devraient être adoptés dans la politique environnementale communautaire: dans une première catégorie la Commission distingue les taxes et les prélèvements; en deuxième lieu sont mentionnées les mesures fiscales d'encouragement telles que les taxes différentielles; la troisième catégorie comprend les aides d'État et les abattements fiscaux; les audits environnementaux constituent une quatrième catégorie

³¹⁰ Traité Constituant la Communauté Européenne, *Droit Constitutionnel de l'Union Européenne*, Rolland BIEBER (ed.), 2^{ème} Édition, Nomos, 1998.

³¹¹ Commission des Communautés Européennes. Cinquième Programme d'action pour l'environnement, reproduit dans, *Vers un développement soutenable. Programme communautaire de politique et d'action pour l'environnement et le développement durable et respectueux de*

d'instruments économiques. Finalement la responsabilité civile en matière d'environnement est mentionnée comme le cinquième instrument économique important. Le Programme laisse également ouverte la possibilité d'une utilisation future des instruments tels que les permis négociables.

Dans les lignes qui suivent, nous nous intéresserons à ce qui pourrait représenter une matérialisation majeure en ce qui concerne l'utilisation des écotaxes dans le domaine de l'environnement : il s'agit de la tellement débattue proposition de taxe sur le carbone au niveau des tous les États membres de la Communauté Européenne.

2.1 La proposition de taxe sur le dioxyde de carbone

Dans le but de réduction des émissions de CO₂ au niveau communautaire, (la Communauté visait à réduire pour l'an 2000 les émissions de CO₂ aux niveaux des émissions atteints en 1990), la Commission Européenne a présenté en 1992 une proposition de taxe sur les émissions de dioxyde de carbone³¹². Cette proposition n'a pas abouti et en 1995, cette proposition a été modifiée³¹³.

En ce qui concerne la première proposition, soulignons tout d'abord que son application a été subordonnée à la condition qu'une taxe similaire ou qu'une autre mesure d'effet financier équivalent soit mise en œuvre par d'autres pays membres de l'OCDE³¹⁴ (principalement le Japon et les États-Unis). Cette disposition démontre les inquiétudes qui existent quant à la compétitivité internationale des entreprises européennes.

l'environnement, , Direction Générale XI, Environnement, sécurité nucléaire et protection civile, 1993 p. 105.

³¹² *Proposition de Directive du Conseil instaurant une taxe sur les émissions de dioxyde de carbone et sur l'énergie*. JOCE C n. 196/01 du 2 juin 1992.

³¹³ *Proposition modifiée de Directive du Conseil instaurant une taxe sur les émissions de dioxyde de carbone et sur l'énergie*. COM (95) 172 final.

³¹⁴ *Proposition de Directive du Conseil instaurant une taxe sur les émissions de dioxyde de carbone et sur l'énergie*, précitée, note 312, art. 1 (2).

Étaient soumises à la taxe toutes les sources d'énergie destinées à être utilisées comme combustible ou comme carburant pour moteurs³¹⁵ (houilles, gaz naturel, huiles); les alcools éthyliques et méthyliques destinés à être utilisés comme combustible, ainsi que l'électricité³¹⁶. Les faits générateurs de la taxe comprenaient l'extraction, la fabrication ou l'importation des produits sujets à la taxe³¹⁷.

Des taux uniques, applicables dans tous les pays membres, ont été fixés au niveau communautaire³¹⁸. Selon les taux fixés par la première proposition, il a été calculé que ceci équivaldrait à environ 3 dollars par baril pour le pétrole. Ces taux devraient augmenter d'un tiers chaque année afin d'atteindre à l'an 2000 un taux équivalent à 10 dollars par baril pour le pétrole³¹⁹.

Cette première proposition s'est heurtée à de farouches oppositions de la part du secteur industriel européen ainsi que de la part de certains États membres, notamment la Grande Bretagne et l'Irlande. Une nouvelle proposition est apparue en 1995, modifiant substantiellement la détermination projetée des taux de la taxe sur le carbone.

Tout d'abord, la clause conditionnant l'application de la taxe à l'application de mesures d'effet équivalentes dans d'autres pays de l'OCDE a été supprimée.

Les faits générateurs de la taxe ainsi que les produits soumis à celle-ci restent essentiellement les mêmes. Cependant, à la liste de produits non soumis à la taxe ont été ajouté «les formes d'énergie d'origine solaire, éolienne,

³¹⁵ Id., article 3 (1).

³¹⁶ Id. article 3 (2).

³¹⁷ Id. article 4 (1).

³¹⁸ Id., article 9.

³¹⁹ André AUTRNAD, «Fiscalité et environnement: les voies de l'avenir», (1992) No. 363, *Revue du Marché Commun et de l'Union Européenne*, 895, 897.

marémotrice et géothermique ou provenant de la transformation de la biomasse»³²⁰.

L'assiette de la taxe reste la même, c'est-à-dire, en ce qui concerne la taxe relative à l'énergie: la valeur énergétique de la source d'énergie considérée. Pour ce qui concerne la taxe relative aux émissions de CO₂, l'assiette est constituée par la teneur de CO₂ des émissions³²¹.

La modification la plus significative se trouve dans la détermination des taux de la taxe. En effet, il n'est pas question des taux uniques, mais plutôt d'une harmonisation des taux de la taxe. Ainsi, l'article 8 établit qu'au cours d'une période de transition de quatre ans «les États membres fixent un seul taux de taxe par produit»³²². Ces taux devraient toutefois être appliqués conformément aux objectifs communautaires de réduction des émissions de CO₂³²³.

Les États membres ne seront donc plus assujettis à des taux communautaires, mais auront uniquement à «s'efforcer» de faire converger leurs taux vers des «taux objectifs» fixés par l'article 8 (3) de la proposition modifiée. Cette flexibilité octroyée aux États membres soulève plusieurs questions quant à l'efficacité de la mesure, compte tenu de divergences existant entre les pays scandinaves et les pays de l'Europe du Sud sur la mise en œuvre d'une telle taxe. Cette marge d'action accordée aux États membres, sera-t-elle suffisante pour faire adopter la proposition?

Une fois la période de transition terminée, le Conseil, devra à l'unanimité, adopter des mesures visant l'harmonisation des taux de la taxe. Une fois de plus, il semble difficile d'aboutir à cette unanimité compte tenu des divergences auxquelles nous avons déjà fait référence. Comme souligné à juste titre par un

³²⁰ Proposition modifiée de Directive du Conseil instaurant une taxe sur les émissions de dioxyde de carbone et sur l'énergie, précitée, note 313, article 3 (3).

³²¹ Id., article 7.

³²² Id., article 8 (1).

auteur: *«In this respect the revised proposal represents no more than an agreement to disagree and a decision to delay, indefinitely until even this proposal is adopted, the task for reaching agreement as regards the rates of tax to be levied»*³²⁴.

Bien que la dite clause de conditionnalité ait été supprimée, les inquiétudes concernant les désavantages compétitifs infligés aux entreprises européennes par cette taxe restent présentes. Aussi, l'article 9 (2) établit:

«Dans le cas d'entreprises ayant des consommations énergétiques élevées, qui sont confrontées à une situation de préjudice sérieux due à un déséquilibre des échanges en provenance d'autres États membres, ou à une augmentation des importations en provenance de pays tiers, les États membres peuvent dans le respect des règles de droit communautaire et des engagements de la Communauté au plan international, accorder à ces entreprises:

- une réduction par tranches du montant de la taxe due ou une restitution équivalente [...]
- une exonération complète et temporaire de la taxe ou une restitution équivalente, à condition que ces entreprises aient engagé des efforts substantiels d'économie d'énergie ou de réduction des émissions de CO2...».

Il est à noter que le terme «efforts substantiels» n'est pas défini par la proposition, son interprétation incombera aux autorités nationales.

Finalement, le caractère de neutralité fiscale de la taxe sur le carbone et sur l'énergie a été maintenu. Les prélèvements devront donc être compensés par la diminution d'autres prélèvements fiscaux afin de ne pas augmenter les charges fiscales³²⁵.

³²³ Id.

³²⁴ Joanne SCOTT, *EC Environmental Law*, Logman, London, 1998, p. 47.

³²⁵ *Proposition modifiée de Directive du Conseil instaurant une taxe sur les émissions de dioxyde de carbone et sur l'énergie*, précitée, note 313, article 12.

Compte tenu du fait que une telle taxe doit être adoptée à l'unanimité par les États membres, tout laisse à croire qu'il sera très difficile qu'une telle taxe voie le jour au niveau communautaire.

2.2 D'autres initiatives communautaires

La Directive 92/82 du 19 octobre 1992³²⁶ a établi un système de taxation différentielle pour, entre autres, l'essence sans plomb et l'essence au plomb. La directive fixe des taux minimaux qui doivent être respectés par les États membres. Les taux minimaux correspondant à l'essence sont les suivantes: en ce qui concerne l'essence au plomb et, à partir de 1993 le taux minimal de l'accise a été fixé à 337 écus par 1000 litres³²⁷ (1 écu= 1 euro; 1 euro environ 1 \$US). Quant au taux minimal de l'accise sur l'essence sans plomb, celui-ci a été fixé à 287 écus par 100 litres³²⁸.

En plus de l'essence, les autres huiles minérales concernés par la directive sont: le gazole utilisé comme carburant, le fuel lourd, le gaz de pétrole liquéfié et le méthane utilisé comme carburant ainsi que le pétrole lampant utilisé comme carburant³²⁹. Tous les deux ans, le Conseil doit procéder à l'examen des taux d'accises et, statuant à l'unanimité, arrête les mesures nécessaires; ceci après consultation de Parlement Européen³³⁰.

Pour ce qui est de la pollution des eaux, le 15 avril 1997 la Commission a présenté une proposition de directive instituant un cadre pour l'action communautaire dans le domaine de l'eau³³¹, cadre d'action visant l'amélioration

³²⁶ Directive 92/82 du Conseil du 19 octobre 1992 concernant le rapprochement des taux d'accises sur les huiles minérales, JOCE No. L 316.

³²⁷ Id., article 3.

³²⁸ Id., article 4.

³²⁹ Id., article 2.

³³⁰ Id., article 10.

³³¹ JOCE no. C 184 du 17 juin 1997.

de la qualité des eaux ainsi qu'une utilisation écologiquement viable de celles-ci dans le territoire de la Communauté³³².

Pour ce qui a trait aux incitations, la proposition de directive prend effectivement la voie privilégiée par les instruments économiques : les coûts liés à l'utilisation des ressources de l'environnement sont reflétés dans les prix payés par les usagers de ces ressources. Ainsi, l'article 7 envisage la réalisation préalable d'une analyse économique sur l'usage de l'eau dans les bassins hydrographiques recensés par les États membres. Cet usage comprend, selon les termes de la proposition : le captage, la distribution, la consommation de l'eau ainsi que la collecte, le rejet, etc. Cette analyse économique permettra de calculer les coûts et de s'assurer que ceux-ci soient reflétés dans le prix de l'eau³³³.

De cette manière et, selon les termes de la proposition, les États membres devront faire en sorte qu'en 2010 «la pleine récupération des coûts des services afférents à l'usage de l'eau soit assurée, globalement et par secteurs économiques, en distinguant au moins les ménages, l'industrie et l'agriculture»³³⁴. Cette récupération des coûts devra se faire moyennant le paiement de redevances acquittées par l'utilisateur³³⁵. L'énumération des coûts récupérables inclut : les coûts d'exploitation et d'entretien, la maintenance des équipements, les investissements ainsi que les réserves pour l'amélioration ou l'extension future³³⁶.

Une fois de plus les préoccupations concernant les effets distributifs sont présentes. Ainsi, afin d'atténuer les impacts possibles sur les ménages ou les secteurs productifs, la proposition prévoit que les États membres auront la possibilité d'octroyer certaines dérogations. Ces dérogations concernent l'usage domestique de l'eau ou la subvention des coûts d'investissements liés à des projets d'infrastructure pour lesquels une aide financière communautaire est octroyée et

³³² Id., article 1.

³³³ Id., article 2, point 32.

³³⁴ Id., article 12 (1).

³³⁵ Id., article 2 point 33.

qui contribuent à la réalisation des objectifs environnementaux prévus dans la proposition de directive.

2.3 Taxes écologiques et libre circulation des marchandises

L'utilisation fréquente des taxes écologiques pose également des problèmes liés à la compatibilité de celles-ci avec les accords de libre échange auxquels certains pays font partie. On observe également que parfois les préoccupations environnementales constituent de simples excuses qui cachent des intentions protectionnistes contraires à des tels accords de libre échange.

Puisque nous avons choisi de circonscrire l'étude des expériences pratiques au continent européen il nous a semblé intéressant d'aborder de manière sommaire ce problème au niveau européen. La plupart des pays dont nous avons obtenu des exemples pratiques, appartiennent à l'Union Européenne³³⁷ et lorsqu'ils projettent l'introduction des écotaxes ils doivent prendre aussi en considération la compatibilité des celles-ci avec les normes du Traité de Rome. La question pose tellement de problèmes pratiques qu'en 1997 la Commission Européenne a publié des lignes directrices concernant l'utilisation des écotaxes par les pays membres pour éviter ainsi que celles-ci soient utilisées comme moyens de protection des produits nationaux³³⁸.

Le problème n'est pas exclusif aux pays européens, il présente aussi un intérêt pour d'autres pays comme le Canada qui sont également liés par des Accords de libre échange tel que l'ALENA (Accord de libre échange Nord

³³⁶ Id.

³³⁷ Mentionnons d'entrée que les Traités constituant l'Union Européenne (UE) et la Communauté Européenne (CE) sont plus que des accords de libre échange du type GATT ou ALENA (Accord de Libre Échange Nord Américain) car ils poursuivent des objectifs qui vont au-delà des simples échanges commerciaux.

³³⁸ *Communication de la Commission, impôts, taxes et redevances environnementaux dans le marché unique (97/C 224/04)*. JOCE No. C 224 du 23 juillet 1997.

Américain) ou le GATT'94. Il s'agit donc d'un problème très complexe dont l'examen approfondie dépasse le cadre de ce mémoire³³⁹.

Nous nous contenterons donc de fournir quelques exemples des problèmes posés par l'imposition des taxes « vertes » au sein de la Communauté Européenne. Pour ce faire, on pourrait commencer par l'affaire opposant la Commission Européenne contre la Grèce³⁴⁰. Cette affaire concernait un système de taxation de voitures instauré par le gouvernement hellénique et dont nous avons antérieurement fait référence. Cette mesure a été contestée par la Commission, considérant qu'elle était contraire à l'article 90 TCE (ex-article 95)³⁴¹.

Le gouvernement hellénique avait en effet instauré, pour les voitures particulières importées ou montées en Grèce, une taxe spéciale de consommation, dont le taux variait en fonction de la cylindrée du moteur. Un système de réduction de la taxe a été ensuite introduit pour les voitures bénéficiant d'une «technologie antipollution» qui répondaient à certains critères fixés par le gouvernement. Cependant, pour pouvoir bénéficier des taux réduits, les voitures particulières importées de technologie classique étaient soumises à certaines conditions qui n'étaient pas applicables aux voitures de technologie classique fabriquées ou assemblées en Grèce.

En 1990, la loi a fait l'objet de certaines modifications. Ainsi, il a été défini une nouvelle diminution des taux applicables aux voitures de technologie antipollution, notamment en ce qui concerne les voitures de technologie classique de fabrication nationale. Par contre, les voitures de technologie classique

³³⁹ Pour une étude plus approfondie du sujet voir Richard WESTIN, *Environmental Tax Initiatives and Multilateral Trade Agreements: Dangerous Collisions*, Kluwer Law International, London, 1997.

³⁴⁰ CJCE, affaire C-105/91, Rec. 1992, p. 5871.

³⁴¹ L'article 90 du TCE se lit comme suit : «Aucun État membre ne frappe directement ou indirectement les produits des autres États membres d'impositions intérieures, de quelque nature qu'elles soient, supérieures à celles qui frappent directement ou indirectement les produits nationaux similaires.

En outre, aucun État membre ne frappe les produits des autres États membres d'impositions intérieures de nature à protéger indirectement d'autres productions».

importées ont été soumises à des taux moins favorables que ceux prévus par l'ancienne loi, mais ce à la condition qu'elles aient été introduites dans le pays avant le 27 février 1990 et dédouanées avant le 30 avril 1990.

Malgré les arguments soulevés par le gouvernement hellénique, entre autres, celui de donner à l'industrie automobile hellénique la possibilité de s'adapter aux nouvelles normes communautaires à objectif écologique, la Cour a considéré que l'effet discriminatoire de la loi hellénique était évident³⁴².

Par contre dans l'affaire C-132/88³⁴³ opposant de nouveau la Commission et la Grèce, la décision a été différente. Dans cette affaire la Commission contestait également une taxe spéciale de consommation ainsi qu'une taxe spéciale additionnelle unique appliquées aux voitures, et dont le pourcentage augmentait avec la cylindrée des voitures. L'un des objectifs de la taxe était de décourager l'achat de voitures de forte cylindrée afin de réduire les problèmes de pollution existant en Grèce³⁴⁴.

Au-delà de 1801 cm³ le taux de la taxe augmentait sensiblement. Puisque aucune voiture de cylindrée supérieure à 1 800 cm³ n'était produite en Grèce, la Commission affirmait qu'il s'agissait d'une mesure discriminatoire et protectrice. De plus, aucun critère objectif ne pouvait, selon la Commission, justifier la taxation excessive frappant les voitures d'une cylindrée supérieure à 1 800 cm³ «étant donné que toutes les voitures seraient des produits similaires, quelle que soit leur cylindrée»³⁴⁵.

La Cour a retenu les arguments avancés par la République Hellénique. Pour examiner le caractère discriminatoire ou protecteur de la mesure contestée, il fallait, selon la Cour, vérifier si les taxes sont de nature à détourner les

³⁴² Id., p.5895-5896.

³⁴³ CJCE, affaire C-132/88, Rec. 1990, p. 1567.

³⁴⁴ Id., 1591.

³⁴⁵ Id.

consommateurs des voitures d'une cylindrée supérieure à 1 800 cm³ qui étaient toutes de fabrication étrangère, vers des voitures de fabrication hellénique. Or, en admettant que les taxes détournent effectivement certains consommateurs, ceux-ci choisiront soit un modèle dans la gamme des voitures d'une cylindrée comprise entre 1 600 et 1800 cm³, qui sont toutes de fabrication étrangère; soit un modèle d'une cylindrée inférieure à 1 600 cm³, qui comprend à la fois des voitures de fabrication étrangère et nationale. La Cour conclut donc que l'effet discriminatoire ou protecteur de la loi hellénique n'a pas été démontré.

Le système de consigne des récipients de boissons a aussi fait l'objet d'une plainte. En effet, l'affaire³⁴⁶ opposait le Danemark et la Commission (soutenue par le Royaume-Uni). Le gouvernement danois avait instauré en 1981 un système obligatoire de reprise des emballages de bières et de boissons rafraîchissantes. Le système imposait aux producteurs l'obligation de ne commercialiser la bière et les boissons rafraîchissantes que dans des emballages susceptibles d'être réutilisés. Il incombait à l'Agence nationale pour la protection de l'environnement d'agréer les emballages en vérifiant si ceux-ci étaient techniquement adaptés à un système de reprise. L'Agence devait également vérifier si le système prévu par les intéressés garantissait le réemploi effectif d'une proportion suffisante d'emballages et de vérifier si un emballage d'égal volume, adapté à la même utilisation avait déjà été agréé.

En 1984 le système a été modifié pour permettre l'utilisation d'emballages non agréés, à l'exclusion de tout emballage métallique, dans la limite de 3000 hl par producteur et par an, ainsi que dans le cadre d'opérations effectuées par des producteurs étrangers, en vue de tester le marché. Les producteurs devaient, cependant, mettre en place un système de consigne et de reprise.

La Commission a contesté la compatibilité d'un tel système avec le droit communautaire. Elle considérait cette mesure contraire à l'article 28 TCE (ex-

³⁴⁶ CJCE, affaire 302/86, Commission c. Danemark, Rec. 1988, 4607.

article 30)³⁴⁷. Selon la Commission, le système de reprise et de consigne, et le système d'agrément, infligeaient en pratique des désavantages aux producteurs étrangers dans la mesure où ils devaient mettre en place une infrastructure adéquate et accomplir davantage de formalités administratives. La Commission a également soulevé le fait que dès le nombre optimal de types d'emballages atteint, le producteur étranger serait obligé de fabriquer ou acheter des emballages d'un type déjà agréé.

Dans son arrêt, la Cour a examiné séparément le système de consigne et de reprise des emballages, et le système d'agrément des emballages. En ce qui concerne le système de consigne, la Cour a considéré cette mesure nécessaire à l'atteinte des objectifs environnementaux, soit la réutilisation des emballages. Par contre, en ce qui concerne la quantité limite de 3 000 hl de bière et boissons rafraîchissantes pouvant être commercialisée par producteur et par an dans des emballage non agréés, la Cour a émis une opinion différente. La Cour a en effet considéré que cette limitation était disproportionnée par rapport aux objectifs poursuivis, ce car le système de consigne et de reprise de emballages garantissait «un taux minimal de réutilisation, et donc une protection très sensible de l'environnement».³⁴⁸

Soulignons également que la loi sur les écotaxes en Belgique a également fait l'objet d'un recours devant la Cour de Justice (affaire *Bic Benelux*³⁴⁹), car une mesure imposant l'obligation d'apposer des signes distinctifs déterminés sur des produits soumis à une écotaxe, constitue une norme technique susceptible d'entraver la libre circulation des marchandises à l'intérieur du marché commun européen.

³⁴⁷ L'article 28 TCE se lit comme suit: «Les restrictions quantitatives à l'importation ainsi que toutes mesures d'effet équivalent, sont interdites entre les États membres».

³⁴⁸ CJCE, affaire 302/86, op. cit., note 140, p. 4632.

³⁴⁹ CJCE, affaire C-13/96, Rec. 1997, p. 1753.

Mais au-delà des problèmes liés aux échanges commerciaux, la mise en place de taxes écologiques pose d'autres problèmes plus importants et surtout plus difficiles à surmonter. Dans la prochaine section nous nous pencherons sur ces difficultés.

Section 3. La mise en place des écotaxes : quelques inconvénients

Comme nous l'avons mentionné maintes fois dans ce mémoire la littérature scientifique concernant les taxes écologiques et surtout leurs avantages par rapport aux réglementations est abondante. Cependant, nous constaterons dans les prochains paragraphes que la mise en place des éco-taxes a fait ressortir certains inconvénients qui ont été ignorés ou peut être sous-estimés par la plupart des auteurs. Nous nous intéresserons tout d'abord aux problèmes de détermination des taux de la taxe, ensuite nous aborderons un problème d'actualité, notamment dans le continent européen : il s'agit de celui de l'acceptabilité des écotaxes tant de la part du public en général que de la part des industriels.

3.1 L'idéal de la taxe pigouvienne

La « taxe pigouvienne »³⁵⁰ a fait son entrée dans la littérature scientifique en tant qu'instrument capable d'internaliser les coûts externes causés par la pollution. Il s'agissait d'une idée relativement simple : Face à cette défaillance du marché qu'est l'externalité, l'État doit intervenir en imposant aux pollueurs une taxe. Le taux de celle-ci est ainsi calculé en fonction du dommage marginal imposé à la société comme conséquence de l'activité polluante.

Les taux des taxes et redevances environnementales doivent être calculés correctement si l'on veut qu'elles constituent de véritables incitatifs sur le comportement des pollueurs et qu'elles aient par conséquent une incidence sur le

³⁵⁰ Pour une définition de la « taxe pigouvienne » le lecteur peut se référer à notre chapitre préliminaire. Voir supra p. 17 et suiv.

niveau de pollution. Une taxe trop faible peut n'avoir aucun effet sur les pollueurs, mais un taux très élevé peut parfois produire des effets non désirés.

Or, tant des études scientifiques poussées réalisées dans les années '80³⁵¹ que l'expérience pratique ont montré rapidement que la *taxe pigouvienne* s'avèrait dans certains cas un « idéal » difficile à atteindre. En effet, la fixation du taux optimal de la taxe s'avère parfois impossible car celle-ci exige une connaissance précise à la fois des coûts des dommages sociaux et des coûts de dépollution.

Ainsi, un gouvernement désireux d'implanter une taxe écologique « optimale »³⁵² par exemple dans le domaine de la pollution atmosphérique ou contre le bruit doit se procurer des informations concernant : tout d'abord les coûts des dommages subis par les pollués (dommages physiques, patrimoniaux, moraux, ainsi que les dommages causés directement à l'environnement³⁵³), des informations concernant les coûts des mesures contre ce type de pollution (par exemple l'insonorisation des maisons dans le cas du bruit) et finalement l'État doit également posséder des informations précises sur les coûts de dépollution afférents aux pollueurs.

Cet écart entre la théorie des taxes écologiques et la réalité de leur estimation correcte sur le terrain a été rapidement constatée par certains auteurs qui ont donc développé la notion de la « *taxe incitative* »³⁵⁴. Plutôt que fixer le taux de la taxe en fonction des dommages et des coûts on procède tout d'abord par l'estimation

³⁵¹ Voir à cet égard W.J. BAUMOL et W.E. OATES, *The theory of environmental policy*, Cambridge, Cambridge University Press, 1988, p. 161 et suiv.

³⁵² Une taxe est « optimale » lorsqu'elle permet d'obtenir le niveau de pollution qui maximise l'avantage social net; ce niveau optimum correspond au point d'égalisation du coût marginal des dommages et du coût marginal de la lutte contre la pollution. J.-P. BARDE, *op. cit.*, note 9, p. 251.

³⁵³ Malgré les progrès réalisés quant aux méthodes d'évaluation monétaire des dommages à l'environnement certains dommages écologiques ont tout simplement impossibles à évaluer économiquement. Concernant les méthodes d'évaluation monétaire des ressources environnementales voir Martine REMOND-GOUILLOUD, *Du droit de détruire: Essai sur le droit de l'environnement*, Paris, Presses Universitaires de France, 1989, pp. 219-234.

³⁵⁴ Voir W.J. BAUMOL et W.E. OATES, *op. cit.*, note 351, p. 159.

des niveaux de pollution « raisonnables »³⁵⁵ à atteindre et ensuite l'on impose une taxe sur les activités ou produits polluants qui permettra de diminuer la pollution au niveau choisi. Si l'effet n'est pas celui qui est désiré, il suffit de faire varier graduellement les taux jusqu'à l'obtention des résultats escomptés³⁵⁶.

Il s'agit selon certains auteurs non pas d'une taxe « optimale » mais simplement « efficace »³⁵⁷ qui incite les pollueurs à adopter des comportements moins polluants permettant de ramener la pollution aux niveaux jugés acceptables. Face à la pénurie de données à laquelle les gouvernements sont confrontés, ils adoptent des taxes incitatives faute de mieux.

Cette approche a été largement utilisée dans le cas des taxes sur les produits polluants. Beaucoup des exemples que nous avons mentionné constituent donc des exemples de taxes qui cherchent simplement à être « efficaces » sans atteindre l'idéal pigouvien. Tel est le cas des taxes sur les sacs en plastique, les rasoirs et notamment les combustibles, qui sont taxés par rapport à leur teneur en soufre ou la présence de plomb pour l'essence³⁵⁸.

Bien que les problèmes d'estimation des niveaux de la taxe puissent être surmontés, il convient de noter que beaucoup des taxes examinées, sont des taxes aux objectifs purement financiers. Le taux de la taxe étant généralement beaucoup trop bas pour parvenir à modifier le comportement des pollueurs, les revenus générés par celle-ci sont destinés au financement et recouvrement de coûts pour des services de traitement des eaux, de traitement des déchets, de décontamination des sols, ou d'autres activités liées à l'environnement.

Notre étude nous a permis d'identifier un autre problème décidément non négligeable concernant cette fois la mise en place des taxes écologiques. Il s'agit

³⁵⁵ La notion de « pollution raisonnable » n'est pas définie. Il s'agit donc d'un choix fait par le gouvernement compte tenu des informations disponibles.

³⁵⁶ On voit tout de même la difficulté de cette méthode d'essai-erreur.

³⁵⁷ J.-P. BARDE, *op. cit.*, note 9, p. 251.

de l'acceptabilité des écotaxes. Comme nous le verrons nous sortons du cadre des discussions scientifiques portant sur les avantages ou désavantages des taxes par rapport aux réglementations pour rentrer sur le terrain politico-social. Ce terrain, est caractérisé par la présence des différents groupes de pression qui sont affectés par ces mesures et qui peuvent dans certains cas être déterminants dans les choix de la politique environnementale d'un pays.

3.2 L'acceptabilité des taxes environnementales

Sur la base de nos observations sur le terrain pratique, nous pouvons affirmer que le « pari intellectuel » concernant les avantages des écotaxes est en train d'être gagné. En effet bien qu'elles ne fassent pas l'unanimité nous avons observé que de plus en plus d'économistes, politologues et même d'écologistes reconnaissent les avantages potentiels de ce type de taxes³⁵⁹. Néanmoins, nous observons également que sur le plan politique, il reste encore beaucoup de chemin à parcourir.

Le problème d'acceptabilité des taxes de la part de la population en général (ménages, industriels, etc.) peut avoir différentes sources. Tout d'abord la mise en place des taxes écologiques se heurte avec le refus de ceux qui s'opposent à l'utilisation d'un tel instrument par de raisons philosophiques. Les critiques formulées par les opposants des écotaxes sont en étroite relation avec les critiques à la théorie économique de l'environnement que nous avons mentionné dans notre chapitre préliminaire.

L'opposition au recours aux taxes écologiques est liée également à une conception du rôle de l'État (libéral ou plus interventionniste), discussion idéologique qui dépasse le cadre de notre mémoire. On se contentera de faire ressortir qu'effectivement, la méthode de la réglementation implique (du moins du point du vue psychologique) une présence plus « visible » de la puissance

³⁵⁸ Id., p. 270.

³⁵⁹ Notamment les taxes sur les carburants.

publique. Avec la méthode de la réglementation directe le comportement des pollueurs est établi et prescrit d'avance (parfois même dans les plus petits détails techniques), la protection de l'environnement n'est donc pas laissée au jeu du hasard (ou du marché). En conséquence le système est entouré de moins d'incertitude que dans le cas de taxes.

Les difficultés quant à l'acceptabilité sont liées également à l'aversion naturelle des citoyens envers les impôts. Malgré le label « écologique », les écotaxes n'arrivent pas à être perçues comme des impôts différents des autres. De manière générale, des nombreux citoyens considèrent souvent l'État comme trop dépensier, les impôts étant l'une des sources principales du financement de l'État les citoyens refusent une augmentation des ressources financières dont celui-ci dispose par des mesures fiscales.

La crise politico-social vécue dans plusieurs pays européens (notamment la France, la Grande Bretagne et la Belgique) au début de l'automne 2000 est un excellent exemple. Suite à la montée historique des prix du pétrole qui a eu comme conséquence une augmentation des prix des carburants, le secteur industriel, notamment le secteur du transport, a aussitôt réagi³⁶⁰ et demandé une baisse dans les taxes sur les carburants, De telles demandes avaient par première cible les taxes dites « vertes ». Cette situation a relancé le débat sur la politique de la lutte contre la pollution³⁶¹ et les résultats d'une enquête réalisée par le journal français *Libération* nous illustrent sur le sujet. Selon ce sondage, 76% des français de « sensibilité écologiste » se déclarent hostiles à une politique fiscale active en matière de lutte contre la pollution, et soutiennent l'idée selon laquelle l'essence et la voiture sont des produits de première nécessité qu'on ne saurait pénaliser!!!³⁶².

³⁶⁰ Des nombreux barrages ont paralysé plusieurs villes européennes au cours du mois de septembre 2000.

³⁶¹ Soulignons qu'au sein des gouvernements européens, les ministres « vertes » sont les principaux promoteurs et défenseurs des taxes écologiques.

³⁶² Hervé NATHAN, « Près de 9 français sur 10 estiment qu'il faut baisser les taxes sur l'essence », *Journal Libération*, lundi 18 septembre 2000.

Le reportage ajoute : « Plus généralement, les Français pensent que ce n'est pas aux particuliers de payer en totalité une politique de lutte contre la pollution »³⁶³.

Les résultats négatifs des votations suisses concernant l'implémentation de plusieurs taxes écologiques, sont certainement plus illustratifs³⁶⁴ car, compte tenu de la spécificité du système démocratique suisse tous les citoyens sont appelés à exprimer leur avis. En effet le 24 septembre 2000, le peuple suisse a refusé à 68,1% l'instauration d'une redevance de 0,5ct/kWh sur les énergies non renouvelables est qui était destinée à encourager l'utilisation de l'énergie solaire et l'usage d'autres ressources propres (initiative solaire). Une autre redevance dite « redevance incitative » de 2ct. sur les carburants et dont les recettes auraient été destinées à financer une diminution des cotisations des assurances sociales a également été refusée par 55,4%³⁶⁵ des votants.

La même situation a été observée à l'occasion de la future «taxe communautaire » sur le CO2 proposée par la Commission Européenne et dont l'approbation par les États membres semble très peu probable.

Les problèmes d'acceptabilité politique justifient une caractéristique que nous avons pu observer dans les exemples pratiques mentionnés : il s'agit de la « pré-affectation » des taxes, c'est-à-dire que le produit de la taxe n'est pas destiné au budget général de l'État mais est affecté à des fins environnementales établies à l'avance ou encore à une agence ou organisme environnemental chargé de la gestion de ces ressources. Comme le souligne judicieusement J.-P. Barde, les recettes « pré-affectées » sont politiquement plus acceptables dans la mesure où la taxe imposée aux contribuables leur est d'une certaine façon retournée sous la forme de services collectifs tels le traitement des eaux ou des déchets, mais aussi

³⁶³ Id.

³⁶⁴ Il s'agit en effet d'un système de démocratie directe

³⁶⁵ Bernard WUTHRICH, « Le triple non aux taxes vertes ne ferme pas la porte aux réformes », *Journal Le Temps*, lundi 25 septembre 2000, p. 2.

parce que la destination des revenus de la taxe devient transparente pour les contribuables et pour le public en général³⁶⁶.

On observe également des nombreux systèmes de primes et de retour dans les redevances ayant été recensés. Plusieurs études³⁶⁷ ont montré comment la méthode de redistribution et d'utilisation des recettes des taxes choisie par un gouvernement pouvait éviter ou du moins réduire les problèmes d'acceptabilité des écotaxes tant de la part de ménages que de celles des entreprises.

Pour ce qui est des industriels, et contrairement à ce que nous avons pu observer dans le cas des permis négociables, les entreprises ne sont pas très attirées par les écotaxes, et il semblerait que malgré toutes les critiques faites à la méthode réglementaire quant à son inflexibilité, les producteurs préfèrent la réglementation par rapport aux taxes écologiques³⁶⁸. Cette préférence trouve sa source dans les raisons de coût. En effet, les taxes impliquent des coûts supplémentaires pour les entreprises qui doivent payer également par la pollution résiduelle. De plus, contrairement au système de permis négociables (lorsque l'allocation initiale des permis est faite de manière gratuite), les taxes n'empêchent pas l'entrée de nouvelles entreprises sur le marché³⁶⁹.

D'autre part, les entreprises, qui constituent un groupe de pression important, ont souvent le pouvoir d'influencer l'élaboration de la réglementation afin d'obtenir des aménagements spéciaux, alors que dans le cas de la taxe une

³⁶⁶ J.-P. BARDE., «Environmental taxation: experience in OECD countries», dans Timothy O'RIORDAN (dir.), *Ecotaxation*, *op. cit.*, note 281 p. 238. Certains auteurs font toutefois ressortir les inconvénients de la pré-affectation des taxes : en premier lieu, cette pratique peut conduire à une allocation peu efficiente des ressources ou bien engendrer un «verrouillage» des priorités en matière de dépenses publiques, limitant ainsi les possibilités de réorientation des politiques. D'autre part, les programmes auxquelles les recettes sont destinées risquent de se poursuivre inutilement au-delà de leur durée optimale. Voir OCDE, *op. cit.*, note 223, p. 9.

³⁶⁷ Voir notamment N. WALLART, *Les taxes, instrument de politique de l'environnement : vers une réforme fiscale écologique*, thèse de doctorat, Genève, Université de Genève, 1996, pp. 143-149.

³⁶⁸ J.-P.- BARDE, *Quel instrument choisir, face à un problème d'environnement*, Actes du colloque Environnement Économie, cité par N. WALLART, Id.

telle option est beaucoup plus difficile, ceci peut également expliquer leur préférence pour la réglementation³⁷⁰.

Tout comme dans le cas des ménages, la position des entreprises par rapport aux écotaxes varie considérablement selon la méthode de redistribution du produit de la taxe choisie par le gouvernement. Ceci est confirmé par une enquête réalisée auprès des plus grandes entreprises suisses interrogées sur ce sujet³⁷¹. Les résultats de l'enquête révèlent que l'efficacité de la taxe n'est pas mise en doute par les entreprises, qui apprécient l'utilisation d'un mécanisme du marché³⁷². Cependant, un bon nombre des entreprises considèrent qu'en pratique, l'efficacité de la taxe reste incertaine car, selon les entreprises sondées, le taux de la taxe va être sûrement fixé de manière incorrecte car l'État n'a pas suffisamment d'information et parce que les coûts administratifs compromettront l'efficacité de la taxe³⁷³. Soulignons pour conclure, qu'un pourcentage relativement important des entreprises participantes au sondage (36.3%, contre 27.5% d'opinion contraire) est de l'avis que le fait de payer la taxe légitime la pollution.

3.3 *Les effets redistributifs*

Hormis les objections de caractère philosophique, il peut paraître surprenant que les écotaxes soient actuellement confrontées à tant de problèmes d'acceptabilité. En effet, si celles-ci visent à éliminer l'écart entre les coûts privés de production de biens polluants et les coûts sociaux de la pollution, cela veut dire que, en principe, les écotaxes entraînent un gain du bien-être collectif car toute la société gagne avec la réduction de la pollution. Cependant, malgré l'augmentation

³⁶⁹ N. WALLART et B. BUERGENMEIER, « L'acceptabilité des taxes incitatives en Suisse », (1996) Vol 132 (1) *Revue Suisse d'Économie Politique et de Statistique*, 3.

³⁷⁰ Id.

³⁷¹ Id.

³⁷² Id. p. 23. Un 63.9% des sondés considèrent que les réglementations coûtent plus cher à l'ensemble de l'économie.

³⁷³ Id., p.11. À noter que les préoccupations concernant la perte de compétitivité internationale et d'autres aspects redistributifs ont été largement soulevés par une majorité des entreprises ayant répondu au questionnaire.

du bien-être social, l'utilisation des écotaxes entraîne dans la pratique, des gagnants et des perdants.

Face à la réalité « gagnants et perdants » entraînée par l'application d'une mesure politique, la mise en place d'une écotaxe s'avère, dans une société démocratique, un choix politique délicat si la majorité de la population est perdante, même si la société dans son ensemble y gagne³⁷⁴. Cela est par exemple le cas des taxes appliquées sur les carburants.

La raison de l'impopularité des taxes qui frappent des produits de première nécessité tels que les carburants, l'énergie, l'eau, se trouve très sûrement dans les *effets distributifs*³⁷⁵ des telles taxes. Les taxes écologiques sont effectivement susceptibles d'affecter de manière assez « perceptible » les revenus des ménages. Inexorablement, les groupes les plus pauvres supporteront la taxe soit via la consommation directe du bien, par exemple l'énergie (chauffage, éclairage), soit de manière indirecte, via la consommation de produits utilisant ces biens polluants pour leur fabrication, leur transport, etc. Malgré le fait que la population devient de plus en plus sensible aux problèmes écologiques mondiaux, les effets distributifs peuvent être tellement prononcés que cela ne suffit pas pour rendre les écotaxes plus « populaires ».

De nombreuses études³⁷⁶ ont été réalisées pour mesurer l'impact d'une mesure telle que la taxe sur le carbone. À titre d'exemple au Royaume-Uni, une étude a révélé qu'une taxe sur le carbone de 10 dollars par baril entraînerait une baisse globale de 6,5% de la consommation intérieure, alors que pour la consommation des 20% des ménages les plus pauvres serait réduite d'environ

³⁷⁴ N. WALLART, *op. cit.*, note 367, p. 138.

³⁷⁵ Le terme effets distributifs désigne l'impact d'une mesure politique sur les différentes classes de revenu ainsi que sur la distribution des revenus entre la population concernée. OCDE, *The distributive effects of economic instruments for environmental policy*, Paris Publications Officielles, 1994, p. 103.

³⁷⁶ Voir David PEARCE, *Economics and environment*, Cheltenham, 1999, p. 342.

10%³⁷⁷. D'ailleurs, lorsqu'en 1994 le gouvernement britannique a voulu introduire une augmentation de la TVA sur le fuel domestique (dont le taux serait passé de 8% à 17,5%), la proposition a été rejetée en partie en vertu de craintes quant aux effets qu'une telle augmentation pourrait avoir sur les ménages les plus pauvres³⁷⁸.

Une autre simulation, réalisée cette fois aux États-Unis, montre qu'une taxe de 100\$ par tonne de carbone représenterait 10% du revenu du groupe au revenu le plus faible et seulement 1,5% du revenu du groupe le plus aisé. Cependant, ajoute le document, «si l'on calcule l'effet redistributif par rapport aux dépenses des ménages, le caractère régressif paraît plutôt faible: la charge fiscale supplémentaire équivaut alors à 3,7% pour les ménages les plus pauvres et à 2,3% pour les plus fortunés»³⁷⁹.

Au Danemark, suite à l'introduction des taxes sur l'eau, l'électricité et l'essence, les autorités ont effectivement observé certains effets régressifs. Par exemple, dans le cas de la taxe sur l'eau, on estime que les groupes aux revenus plus faibles paieront un supplément correspondant à 0,38% de leur revenu, alors que ce chiffre se transforme en 0,14% pour les groupes aux revenus plus élevés³⁸⁰.

Pour ce qui est du secteur industriel l'application d'une écotaxe est sans doute susceptible d'augmenter les coûts de production des entreprises et d'affecter ainsi sa compétitivité internationale. Bien que la plupart des taxes écologiques implantées de par le passé n'aient apparemment pas eu d'incidences graves sur les échanges et la compétitivité³⁸¹, certains reconnaissent, cependant que les effets de

³⁷⁷ Pearson et Smith (1991) cité par J.-P. BARDE «Environmental taxation: experience in OECD countries», dans Timothy O'RIORDAN (dir.), *Ecotaxation*, op. cit., note 281, p. 239.

³⁷⁸ EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, op. cit., note 229 p. 36.

³⁷⁹ OCDE, *Écotaxes et réforme fiscale verte*, op. cite, note 143, p. 45.

³⁸⁰ Id.

³⁸¹ Jean- Philippe BARDE et Jeffrey OWENS, «L'évolution des écotaxes», (1998), *l'Observateur de l'OCDE*, no. 198, 11, 16. Le taux de la plupart des taxes est trop faible pour être susceptible d'affecter significativement la compétitivité internationale des entreprises.

nouvelles taxes, telles la taxe sur le carbone, seraient beaucoup plus ressentis par les entreprises³⁸².

Cette crainte de la part des producteurs est tout à fait logique, car dans le système économique mondial, basé sur les avantages comparatifs si un produit polluant qui s'avère important dans le processus de production d'une entreprise (par exemple le CO₂) est taxé dans un pays mais pas dans un autre la position concurrentielle de l'entreprise taxée plus lourdement se trouve sévèrement affectée. La situation devienne encore plus délicat car grâce à la mondialisation les entreprises sont beaucoup moins hésitantes au moment de délocaliser leur usines vers des pays où les exigences fiscales et environnementales sont moins « lourdes ».

Le problème d'acceptabilité des taxes est donc d'actualité et il faudra se pencher sur des mesures tendant à diminuer les impacts négatifs si l'on veut étendre le champ d'application de cet instrument économique.

Notre prochain chapitre sera consacré à l'examen des écotaxes canadiennes.

³⁸² Id.

CHAPITRE III: LES EXEMPLES CANADIENS

Globalement, les instruments économiques ne sont que rarement utilisés dans les politiques environnementales des provinces canadiennes. On peut cependant recenser quelques instruments fiscaux ayant un certain caractère environnemental. Parmi ceux-ci, certains ont un objectif environnemental clair, d'autres répondent peut être à des raisons non environnementales mais sont tout de même susceptibles d'avoir une incidence sur la qualité de l'environnement.

L'utilisation des taxes ou redevances reste encore très timide. On observe plutôt le recours à un système de paiement de frais pour l'utilisation de certains services, notamment dans le domaine de l'eau. Néanmoins en raison de la faiblesse des tarifs, ce mécanisme ne peut que difficilement être considéré comme une «écotaxe».

Les prochaines sections se limiteront donc à une énumération des taxes et redevances environnementales mises en pratique dans les provinces canadiennes, sans pouvoir apporter d'information supplémentaire quant à la performance de ces instruments ou encore aux effets causés par la mise en place de ceux-ci (effets sur le comportement des pollueurs, effets sur l'environnement).

Ainsi, dans la première section de ce chapitre, nous examinerons de manière très sommaire un système de paiement de frais pour l'élimination des déchets en Colombie Britannique, système issu de considérations environnementales et qui intègre en parallèle instruments réglementaires et instruments économiques. La seconde section propose une énumération des taxes et redevances environnementales plus importantes utilisées sur le territoire canadien.

Section 1. Les frais sur l'élimination de déchets. Colombie Britannique

Dans le but d'intégrer certains instruments économiques dans la politique environnementale de la province, le gouvernement de Colombie Britannique procède depuis plusieurs années à une révision profonde des mécanismes de gestion de l'environnement. Le système de frais d'élimination des déchets constitue l'un des meilleurs exemples de ce changement.

Depuis 1987, le gouvernement de cette province impose aux entreprises et municipalités le paiement de frais de décharge de déchets. À l'époque, le calcul des frais était fonction de facteurs tels : le type de décharge, la classification industrielle de l'entreprise et sa capacité de production³⁸³. Peu de considérations environnementales étaient prises en compte dans le calcul des frais.

Dans le cadre d'une réforme visant à utiliser de manière complémentaire instruments réglementaires et instruments économiques, le gouvernement de Colombie Britannique introduit en 1992 un nouveau système de gestion des déchets. En premier lieu, l'octroi de permis de mise en décharge est fonction des limites établies et des objectifs environnementaux que le gouvernement a fixé préalablement pour chaque type de décharge (déchets solides, rejets dans l'eau, déchets municipaux). Ainsi, la quantité de décharges établie dans le permis ne peut excéder les limites fixées par le gouvernement.

Dans le nouveau système, le calcul des frais de décharge tient compte de différents aspects environnementaux (impact des décharges sur l'environnement, zones sensibles, etc.) tout en veillant au recouvrement des coûts d'administration et de gestion du système.

³⁸³ Jon O'RIORDAN, «The British Columbia sustainability fund », dans Timothy O'RIORDAN (dir.) *Ecotaxation, op. cit.*, note 281, p. 321.

D'après les nouvelles dispositions, le calcul des frais doit se faire en fonction du volume mais également en fonction de la qualité des décharges³⁸⁴. Par exemple, les frais imposés aux entreprises de pâte et papier sont calculés en fonction de la quantité des décharges et de la qualité de l'effluent.

Bien que, en raison d'une bibliographie très restreinte, l'on ne connaisse que très peu de détails sur ce système, il semblerait que du point de vue économique l'effet incitatif des frais de décharge soit faible et ne suffise qu'au recouvrement de ses coûts d'administration. Face à des frais d'élimination des déchets plus élevés, certaines entreprises et municipalités ont réduit leur quantité de décharges ; cependant, il semble que l'effet sur le comportement de l'ensemble des pollueurs soit plutôt mitigé.

Selon l'auteur Jon O'Riordan il y a eu effectivement une diminution dans la quantité de déchets mais celle-ci doit être surtout attribuée aux dispositions réglementaires introduites cinq ans auparavant par le gouvernement, dispositions qui limitaient considérablement la quantité de déchets autorisée tant pour les entreprises que pour les municipalités³⁸⁵.

Il s'agit cependant selon nous d'une bonne initiative visant à profiter des avantages tant des instruments réglementaires que des instruments économiques. Ces mesures sont totalement cohérentes avec la volonté d'inclure dans les coûts de production des pollueurs les coûts environnementaux de leurs activités. Les effets réels de ces mesures peuvent être difficilement attribués à un seul facteur et, même si les effets observés en Colombie Britannique ont été mitigés, il ne fait aucun doute que ces instruments, combinés à d'autres, permettront de générer des comportements plus respectueux envers l'environnement et à assurer une meilleure gestion des ressources environnementales.

³⁸⁴ Id., p. 322.

³⁸⁵ Id., p. 323.

Section 2. Les taxes et redevances sur les produits

Bien qu'utilisées plus rarement que dans d'autres pays, certaines taxes et redevances existent au Canada sur quelques produits néfastes pour l'environnement. La plupart d'entre eux concernent l'énergie et le transport, mais on trouve également quelques exemples de redevances appliquées aux contenants de boissons, aux piles, etc. Plutôt qu'un examen détaillé de chacun d'entre eux, nous nous limiterons à une énumération des instruments fiscaux mis en pratique au Canada. Tout comme dans la section précédente, notre examen se heurte à un manque de données et d'études préalables quant à la performance des instruments. Notre principale source d'information est constituée des études menées par l'OCDE sur l'utilisation des instruments économiques dans ses pays membres.

Dans toutes les provinces canadiennes, il existe des instruments comparables aux instruments économiques (notamment le système de consignation appliqué aux récipients de boisson) cependant la portée de ces instruments demeure très inférieure à celle des écotaxes examinées dans le chapitre précédent. Bien que n'ayant pas eu accès à des travaux concernant l'évaluation de la performance de ces instruments dans les provinces canadiennes, les expériences effectuées ailleurs nous laissent penser que leur pouvoir incitatif demeure assez faible.

Parmi les redevances sur les transports susceptibles de bénéficier à l'environnement, citons la taxe sur les climatiseurs automobiles fixée à 100 \$/climatiseur. Les recettes engendrées par cette taxe sont estimées à 80 millions de dollars (1991-1992)³⁸⁶. Une taxe est également appliquée aux véhicules poids lourds ; le gouvernement impose un droit d'accise aux véhicules dont le poids excède 2.007 Kg. Pour la période 1991-1992, ses recettes ont été estimées à 1.5 millions de dollars.

On prélève dans certaines provinces canadiennes une taxe sur l'achat de voitures. La province de l'Ontario octroie une aide financière pour les voitures dont la consommation sur autoroute est inférieure à 6 litres/100 Km³⁸⁷. Toujours en Ontario, on applique une taxe progressive sur les véhicules neufs dont la consommation dépasse 6 litres/100 Km, taxe qui peut varier entre 75 et 4 400 dollars. Dans certaines provinces, les droits annuels de circulation de véhicules à moteur sont calculés en fonction du type et du poids du véhicule.

En Colombie Britannique, en Alberta, au Manitoba et sur l'Île du Prince-Édouard, on applique sur les pneumatiques une taxe dont les taux oscillent entre 2 et 4 dollars par pneu.

Outre les produits liés à l'énergie, la Colombie Britannique applique depuis plusieurs années une taxe sur les batteries plomb-acide (5\$/batterie) ainsi qu'une taxe non remboursable sur les récipients de boisson³⁸⁸.

Le système de consignation de récipients de boisson en métal, verre ou plastique existe dans toutes les provinces canadiennes, à l'exception du Manitoba et de Terre-Neuve. Dans certaines provinces, le système de consigne s'étend aux contenants de pesticides³⁸⁹.

En ce qui concerne la gestion des déchets, certaines municipalités ontariennes ont décidé d'augmenter les taux des taxes de mise en décharge. Cette mesure semble avoir généré une augmentation du volume de déchets exportés vers les États-Unis³⁹⁰.

³⁸⁶ OCDE, *op. cit.*, note 221, p. 78.

³⁸⁷ *Id.*, p. 64.

³⁸⁸ OCDE, *Examens des performances environnementales : Canada*, Publications Officielles, Paris, 1995, p. 87.

³⁸⁹ *Id.*, p. 133.

³⁹⁰ *Id.*, p. 87.

Dans le domaine des taxes et redevances sur l'énergie à fins environnementales, il est important de mentionner qu'au Canada l'essence au plomb a été retirée du marché. L'Autriche, le Danemark et la Finlande en ont fait autant. On applique au Canada une taxe sur l'essence représentant environ 47% du prix à la consommation, taux néanmoins parmi les plus bas parmi les pays de l'OCDE³⁹¹.

Le gouvernement fédéral applique également une taxe sur certains carburants. Les taxes fédérales sur le carburant ne s'appliquent ni au propane ni au gaz naturel lorsqu'il est utilisé comme carburant. Les taux des taxes provinciales sur les carburants varient entre 0.09\$ et 0.157\$ par litre.

Ces chiffres nous permettent donc d'avoir une idée de la place de cet instrument économique dans la politique environnementale canadienne. On s'aperçoit que de tels instruments sont utilisés de nos jours d'une manière plutôt timide dans le territoire national, bien que certaines provinces envisagent d'accroître leur utilisation.

Ce regard sommaire portant sur l'expérience canadienne nous permet de conclure notre travail de recherche. Les prochaines pages seront consacrées à nos constatations finales.

³⁹¹ Id., p. 157.

CONCLUSION

La complexité des problèmes environnementaux auxquels la société moderne doit faire face est une grande motivation pour solliciter la créativité de ceux qui cherchent des solutions à ces problèmes. Il est inutile de faire ici un plaidoyer sur l'importance de la protection de l'environnement, même s'il reste encore beaucoup de chemin à parcourir, la population mondiale devient de plus en plus consciente des enjeux environnementaux. Néanmoins, il est difficile pour la société moderne de concilier la croissance économique avec la protection de l'environnement. À cet égard, le concept de développement durable est venu concilier ces deux intérêts, à première vue irréconciliables.

L'analyse économique des problèmes environnementaux a tenté également de rapprocher l'économie et l'environnement en cherchant à utiliser les pouvoirs incitatifs du marché pour inciter les agents économiques à adopter des comportements plus favorables à l'environnement. Force est de reconnaître que l'exposé des fondements théoriques de cette analyse tend à choquer nos conceptions les plus profondes et anciennes. Que l'on puisse remettre en question le caractère gratuit des ressources environnementales ainsi que le libre accès à celles-ci, que l'on cherche à monnayer le droit d'accéder à de telles ressources, que l'on octroie des « droits » de pollution à ceux qui ont les moyens de les payer, en résumé, que l'on mercantilise ce qui, pour certains, est sacré, soit la nature, a de quoi scandaliser.

Cette analyse économique repose sur des affirmations qui ont une certaine part de vérité : la gratuité et le libre accès enverraient de mauvais signaux à ceux qui utilisent les ressources naturelles. Si l'on se remet aux hypothèses de la théorie économique, dans un monde où les agents raisonnaient seulement en fonction des critères de maximisation des profits, des mécanismes comme les instruments économiques s'avéreraient la solution idéale.

Au cours de notre chapitre préliminaire nous avons tout de même eu l'opportunité de constater que face à de nombreux problèmes environnementaux cette approche montrait certaines limites et lacunes. Une vision purement économique des problèmes environnementaux, est une vision incomplète, qui s'avérera incapable de déboucher sur des solutions satisfaisantes.

Malgré les limites de cette approche, nous avons voulu porter un regard sur le terrain et évaluer l'expérience acquise en ce qui concerne l'utilisation de deux instruments économiques : les taxes écologiques et les permis négociables. Bien qu'il existe encore des réticences, les avantages offerts du moins en théorie, par les instruments économiques, que ce soit du point de vue de l'efficacité économique, de leur pouvoir incitatif et de leur flexibilité, nous semblent avoir été largement reconnus. Certains pays font preuve d'un énorme enthousiasme concernant l'introduction de ces instruments dans leur politique environnementale, notamment en ce qui concerne les taxes écologiques, qui constituent de loin, l'instrument économique le plus utilisé. Le système de permis négociables prévu dans le Protocole de Kyoto constitue une autre preuve de cet enthousiasme.

Face à la quantité d'instruments économiques ayant été mis en place, l'objet de cette étude a été de tenter de trouver des réponses à nos interrogations initiales : Les instruments économiques fonctionnent-ils tels que précisé dans les textes? Constituent-ils des substituts à la réglementation directe? Comment les pollueurs réagissent-ils face à de tels instruments?

Il serait prétentieux de notre part de penser que notre étude puisse fournir des réponses définitives à ces questions, notamment compte tenu des difficultés d'accès aux informations officielles concernant la performance des différents instruments. Notre première constatation a été que si en fait il existe de nombreux instruments économiques (notamment écotaxes) mis en place, peu d'études ont été consacrées à l'évaluation de la véritable efficacité de ces instruments. De plus, puisqu'ils sont généralement utilisés conjointement à d'autres instruments il est

difficile d'évaluer les effets pouvant être attribués aux seuls instruments économiques. Néanmoins, sur la base des cas que nous avons recensé tout au long de ce mémoire nous pouvons tout de même émettre plusieurs conclusions.

Pour ce qui est de notre première question, nous devons conclure qu'il existe certainement un écart entre les instruments économiques, et plus précisément les taxes écologiques et les permis négociables qui sont décrits dans les modèles théoriques et ceux qui sont implantés dans la pratique.

En effet, dans un premier temps nous avons pu constater que dans le cas des premières expériences concernant les permis négociables utilisés dans le cadre des programmes du *netting*, *offset*, *bubbles* et du *banking*, les résultats du point de vue de l'efficacité, des coûts administratifs et de l'amélioration de la qualité de l'environnement, ont été plutôt mitigés. Les explications de ces résultats au-dessous des attentes sont variées : expectatives exagérées, nombreuses contraintes administratives, méconnaissance de l'instrument par les agents économiques, réductions des émissions polluantes n'ayant pas été suffisamment significatives pour entraîner une amélioration environnementale perceptible.

Nous avons pu observer que les efforts d'utilisation des permis négociables ont tout de même été poursuivis et que le tout nouveau Programme de réduction des émissions de dioxyde de soufre, semble donner des résultats plus prometteurs. Il est à espérer que les résultats du Programme ne seront pas positifs que du simple point de vue de l'efficacité économique, mais que celui-ci se traduira par une amélioration significative de la qualité de l'environnement.

Le Canada quant à lui, ne dispose pas d'une expérience aussi importante sur le sujet, mais la conduite des projets pilotes tels le programme pilote d'échange d'émissions de gaz à effet de serre (GERT) laisse prédire que l'on pourrait voir dans l'avenir la mise en place d'un système des permis négociables dans le pays.

Les engagements canadiens dans le cadre du Protocole de Kyoto, appuient cette prédiction.

Pour ce qui est des taxes écologiques, l'écart entre la théorie et la pratique paraît plus évident. En effet, les exemples pratiques que nous avons recensé, nous ont montré que l'on restait éloigné de l'instrument d'internalisation idée par Pigou. La difficulté pour déterminer le taux optimal de la taxe, qui a souvent été constatée compte tenu de la pénurie d'information auxquels les gouvernements doivent faire face, semble dans certains cas insurmontable.

Nous avons souligné, en effet, que beaucoup de taxes écologiques ne constituaient que de simples moyens de financement des différentes dépenses de type environnemental, et ne possédaient alors qu'un très faible pouvoir incitatif. Inutile donc d'espérer qu'elles soient capables d'influencer les comportements des agents économiques, dans une direction favorable à l'environnement.

D'autre part, lorsque comme c'est le cas de plusieurs pays, les taux des écotaxes sont fixés à des niveaux capables d'avoir un certain pouvoir incitatif, le système est entouré d'innombrables exemptions et de méthodes complexes de redistribution, qui soulèvent des doutes quant à la véritable efficacité de l'instrument. Cependant, l'expérience positive des certains pays scandinaves est encourageante. Bien qu'une étude plus approfondie du sujet soit encore nécessaire pour pouvoir affirmer qu'il s'agit d'un succès, l'initiative prise par des pays tels la Suède, le Danemark, la Norvège, pour mener une véritable «Reforme Fiscale Verte», qui tend à financer une diminution des impôts sur le travail par les produits des taxes écologiques, nous semble constituer une approche méritant d'être prise en considération.

Le regard que nous avons porté sur le terrain pratique nous a permis aussi de comprendre pourquoi, les gouvernements sont actuellement tellement hésitants quant à l'introduction des taxes écologiques frappant des produits hautement

polluants mais qui constituent des produits de première nécessité (carburants, électricité, eau, transport). Les effets négatifs sur les revenus des ménages ainsi que sur la compétitivité internationale des entreprises, effets qui génèrent par la suite de graves problèmes d'acceptabilité, constituent actuellement, à notre avis, l'un des principaux obstacles à la mise en place d'écotaxes réellement efficaces. Il semblerait que nous, les pollueurs, soyons tout à fait disposés à réaliser des efforts pour l'amélioration la qualité de l'environnement mais sans modifier notre train de vie. Cela est susceptible de nous faire réfléchir... Cet examen des problèmes d'acceptabilité des écotaxes nous a donné également une illustration des réactions des agents économiques vis-à-vis des instruments économiques.

Nous avons pu également constater qu'il n'existait que peu d'exemples d'écotaxes au Canada et que très peu de choses pouvaient être affirmées quant à leur performance. Il faudrait également dédier au Canada plusieurs études pour évaluer la performance d'un tel instrument. Seul ce type de démarche pourrait justifier l'instauration de nouvelles écotaxes ou – pourquoi pas - un abandon de cette approche. Quelle que soit la direction prise par la politique environnementale, celle ci doit être fondée sur un examen sérieux des expériences acquises sur le sujet.

Nous nous sommes également questionnés pour savoir si les instruments économiques constituent des substituts à la méthode réglementaire. Nous croyons qu'une réponse négative s'impose.

Parmi les multiples avantages de la méthode réglementaire par rapport aux instruments économiques, il y a à notre avis, un avantage incontournable : la certitude. En effet, le risque de disparition des espèces, l'irréversibilité des dommages écologiques, les effets encore méconnus des phénomènes tels que le réchauffement de la planète pour ne nommer que quelques-uns des enjeux, font que l'on ne peut pas laisser aux lois du marché l'importante tâche d'assurer la protection et l'amélioration de la qualité des ressources de l'environnement. Le

pari serait à notre avis, irresponsable et risqué. Nous avons pu observer que les réponses des agents économiques vis-à-vis des signaux envoyés par les instruments économiques ne sont pas toujours celles escomptées.

Notre étude a confirmé que, en effet, les instruments économiques sont utilisés de nos jours, non pas comme «substituts» aux régimes réglementaires mais en tant que compléments à ceux-ci. Ils prennent non seulement la forme de taxes et permis négociables mais aussi celle de systèmes de consigne, de régimes de responsabilité civile qui, en complément des instruments réglementaires et sociétaux (participation du public, moyens d'accès à l'information environnementale et à la justice environnementale) sont venu compléter la panoplie d'instruments utilisés dans la politique environnementale des différents pays. En fait, le débat - nourri par le phénomène de déréglementation très populaire à une époque - tendant à opposer les instruments réglementaires et les instruments économiques et qui plaidait par une substitution totale de ces premiers par des instruments de marché, a été à notre avis dépassé.

Les écotaxes et permis négociables décrits par les textes, ne correspondent pas exactement aux instruments mis en place sur le terrain pratique. Mais, pouvons-nous être vraiment surpris? Ne s'agit-il pas d'un reproche souvent fait aux économistes, que d'arriver à des solutions difficilement applicables dans le monde réel? Et, plus important encore, cet écart est-il si important, au point de faire perdre aux instruments économiques tout leur potentiel?

À la dernière question nous répondrons par la négative : l'énorme potentiel des instruments économiques existe et à notre avis, une politique environnementale capable de faire face aux problèmes environnementaux doit savoir d'abord identifier et ensuite profiter de tous les avantages offerts par les différentes approches. Les problèmes de pollution sont trop variés et complexes pour que l'on puisse chercher des solutions uniques.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Monographies, articles de revue, rapports

ALBLAS, W., «Énergie et réforme fiscale aux Pays-Bas», dans OCDE, *Les instruments économiques des politiques d'environnement en Chine et dans les pays de l'OCDE*, Paris, Publication Officielles, 1997.

ANDERSON, T. et D. LEAL, *Free Market environmentalism*, San Francisco, Pacific Research Institute for public policy, 1991.

ANDERSON, T. et D. LEAL, « Free market versus political environmentalism », (1992) *15 Harvard journal of law & public policy*, n. 2, 297.

AUTRAND, A., «Fiscalité et environnement: les voies de l'avenir», (1992) No. 363, *Revue du Marché Commun et de l'Union Européenne*, 897.

BAILEY, E., Allowance trading activity and state regulatory rulings: evidence from the U.S. Acid Rain Program, (1998) *Massachusetts Institute of Technology*. Disponible à l'adresse: <http://www.rrf.org>

BARDE, J.-P., *Économie et politique de l'environnement*, 2^e. édition, Paris, Presses Universitaires de France, 1992.

BARDE J.-P. et J. B. OPSCHOOR, «Environnement : du bâton à la carotte», (1994), No. 186, *l'Observateur de l'OCDE*, 23.

BARDE, J.-P. et OWENS, J., «L'évolution des écotaxes», (1998) No. 198, *l'Observateur de l'OCDE*, 11.

BARON R., M. BOSI, A. LANZA et J. PERSING., (1999) *A preliminary analysis of the EU proposals on the Kyoto mechanisms*, International Energy Agency, Genève. Disponible à l'adresse : <http://www.iea.org>

BAUMOL W. et OATES, W., *The theory of environmental policy*, Cambridge, Cambridge University Press, 1988.

BLUMM, M., «The fallacies of free market environmentalism», (1992) *15 Harvard journal of law & public policy*, 371.

BOHI D. et D. BURTRAW, (1997) « *SO2 allowances trading : how experience and expectations measure up* », Resources for the Future, Washington DC. Disponible à l'adresse : <http://www.rff.org>

BONNIEUX, F. et B. DESAIGUES, *Économie et politiques de l'environnement*, Dalloz, Paris, 1998.

BRUNET, E., «Debunking wholesale private enforcement of environmental rights», (1992) *15 Harvard journal of law & public policy*, 311.

BURGENMEIER, B., *Economics and the environment : the revival of ethics*, Université de Genève, 1992.

BURGENMEIER, B., *Plaidoyer pour une économie sociale*, Paris, Economica, 1990.

BÜRGENMEIER, B., Y. HARAYAMA et N. WALLART, *Théorie et pratique des taxes environnementales*, Paris, Economica, 1997.

BURTRAW, D. et E. MANSUR, (1999) «The effects of trading and banking in SO2 allowance market», *Resources for the Future*, Washington DC. Disponible à l'adresse : <http://www.rff.org>

BURTRAW, D., (1996) «Trading emissions to clean air: exchanges few but savings many», *Resources for the Future*, Washington, D.C. Disponible à l'adresse : <http://www.rff.org>

COMMISSION DES COMUNUATES EUROPEENNES. *Cinquième Programme d'action pour l'environnement*, reproduit dans, *Vers un développement soutenable. Programme communautaire de politique et d'action pour l'environnement et le développement durable et respectueux de l'environnement*, , Direction Générale XI, Environnement, sécurité nucléaire et protection civile, 1993.

DALES, J.H., *Pollution, Property and Prices*, Toronto University of Toronto Press, 1968.

DEL CALVO Y GONZALEZ, J., «Markets in Air: Problems and Prospects of Controlled Trading», (1981) *5 Harvard Environmental Law Review*, 377.

DRIESEN, D., «Free lunch or Cheap fix: the emissions trading idea and the climate change convention», (1998) *26 Environmental Affairs*, 1.

DWYER, J., « The use of market incentives in controlling air pollution: California's marketable permits program », (1993) *20 Ecology Law Quarterly*, 103.

GAINES, .E. et R. A., WESTIN, *Taxation for environmental protection : a multinational legal study*, Quorum Books, Westport, 1991.

GRABITZ, E. et C. ZACKER, «Environmental taxes an subsidies», *Common Market Law Review*, 1989.

ELLERMAN, A., R. SCHMALENSSEE, P. JOSKOW, J.P. MONTERO et E. BAILEY, «Emissions trading under the U.S. acid rain program : evaluation of compliance cost and allowance market performance», (1997) *Center of Energy and Environmental Policy Research*, Massachusetts, Massachusetts Institute of Technology . Disponible à l'adresse : <http://www.epa.gov>.

ENVIRONNEMENT CANADA, *Les instruments économiques et les obstacles à des pratiques environnementales saines*, Ministère des Approvisionnement et Services, 1994.

EPA, *Acid Rain Program. compliance results*. Disponible à l'adresse: <http://www.epa.gov>.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, *Environmental Taxes: Implementation and environmental effectiveness*, Copenhagen, 1996. Disponible à l'adresse : <http://www.eea.eu>.

EUROPEAN COMMISSION, *Database on environmental taxes in the European Union member states, plus Norway and Switzerland: evaluation on environmental effect of environmental taxes*, Final report, August 1998

EUROPEAN FOUNDATION FOR THE IMPROVEMENT OF LIVING AND WORKING CONDITIONS, *Environmental Taxes and charges : national experiences and plans*, Papers from the Dublin Workshop, Dublin, 1996.

FACHEUX, S. et J-F. NOËL, *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Paris, Armand Colin, 1995.

FALQUE, M. «La puissance publique: garante ou destructrice de l'environnement?» (1991), 2 *Journal des Economistes et des Études Humaines*, 103.

GAINES, S. E. et R. A. WESTIN, *Taxation for environmental protection : a multinational legal study*, Quorum Books, Westport, 1991.

GOWDY, J. et P. OLSEN, « Further problems with neoclassical environmental economics », (1994) vol. 16, *Environmental Ethics*, Summer, 161.

GROUPE INTERMINISTERIEL D'ÉVALUATION DE L'ENVIRONNEMENT, *Méthodologie et théorie économique de l'environnement*, Paris, 1985.

HAHN, R. et G. HESTER, «Marketable Permits: lessons for theory and practice», (1989) No. 2., *16 Ecology Law Quarterly*, 361.

HAHN, R. et G. HESTER, « Where did all the markets go? An analysis of EPA's emissions trading program », (1989) *6 Yale Journal on Regulation*, 109.

HANAFLI, A. G., «Joint implementation: legal and institutional issues for an effective international program to combat climate change», (1998) *22 Harvard Environmental Law Review*, 441.

HENRY, C., « Efficacité économique et impératifs éthiques : l'environnement en copropriété » (1990) *2 Revue économique*, 195.

INSTITUT INTERNATIONAL DU DEVELOPPEMENT DURABLE, (1998) Vol. 12, No. 97, *Bulletin des Négociations de la Terre*, novembre. Disponible à l'adresse : <http://www.iisd.ca>.

INTERNATIONAL INSTITUTE FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT, (1999) Vol. 12, No. 123, «Summary of the fifth conference of the parties to the framework convention on climate change». *Earth Negotiations Bulletin*, novembre. Disponible à l'adresse :[http:// www.iisd.ca](http://www.iisd.ca).

JADOT, L., «Environnement et libre circulation», (1990) *Cahiers de Droit Européen*, 408.

KACZMARECK, B., «L'utilisation d'instruments économiques dans la gestion de l'eau en France», dans OCDE, *Les instruments économiques des politiques d'environnement en Chine et dans les pays de l'OCDE*, Paris, Publication Officielles, 1997.

KATZ, A., *Foundations of the Economic Approach to Law*, New York, Oxford University Press, 1998.

KRAMER, L., «L'environnement et le marché unique européen», (1993) *Revue du Marché Unique Européen*, 50.

LANOIE, P., «Le contrôle de la pollution : plaidoyer pour l'utilisation d'instruments économiques » dans Ejan MACKAY et Hélène TRUDEAU (dir.), *L'Environnement à quel prix?*, Actes de colloque de l'Université de Montréal, Montréal, Éditions Thémis, 1994.

LEPAGE, H., « Pollution et environnement : demain de la propriété » (1992) *Journal des Économistes et des Études Humaines*, 560.

LIROFF, *Reforming air pollution regulation: the toil and trouble of EPA's Bubble*, Washington, D.C., The Conservation Foundation, 1986.

MACKAY, E., « Les rapports entre les individus » dans *Théorie économique du droit*, recueil de textes, Montréal, Université de Montréal, 1998.

McLEAN, B., « Evolution of marketable permits: The U.S. experience with sulfur dioxide allowance trading », Washington, D.C., 1996. Disponible à l'adresse <http://www.epa.gov/doc/acidrain/papers/mclean.htm>.

MOSTAGHEL, D., « State reactions to the trading of emissions allowances under title IV of the Clean Air Act Amendments of 1990 », (1995) 22 *Environmental Affairs*, 201.

1996 *National Acid Precipitation Assessment Program* (NAPAP). Disponible à l'adresse: <http://www.nnic.noaa.gov>

NASH, J. R., « Too much market? Conflict between tradable pollution allowances and the 'polluter pays' principle », (2000) 24 *Harvard Environmental Law Review*, 465.

NATHAN, H., « Près de 9 français sur 10 estiment qu'il faut baisser les taxes sur l'essence », *Journal Libération*, lundi 18 septembre 2000.

OCDE, *Écotaxes et réforme fiscale verte*, Paris, Publications Officielles, 1997.

OCDE, *Évaluer les instruments économiques des politiques de l'environnement*, Publications Officielles, Paris, 1997.

OCDE, *Examens des performances environnementales : Canada*, Paris, Publications Officielles, 1995.

OCDE, *Fiscalité et Environnement : de politiques complémentaires*, Paris, Publications Officielles, 1993.

OCDE, *International Emissions Trading Under the Kyoto Protocol*, OECD Information paper ENV/EPOC (99)18 FINAL, Mai, 1999.

OCDE, *La fiscalité et l'environnement: le cas de la France*, Paris, Publications Officielles, 1994.

OCDE, *Le Principe Pollueur-Payeur : définition, analyse, mise en œuvre*, Paris, Publications Officielles, 1975.

OCDE, *Les écotaxe dans le pays de l'OCDE*, Paris, Publications Officielles, 1996.

OCDE, *Les instruments économiques des politiques d'environnement en Chine et dans les pays de l'OCDE*, Paris, Publications Officielles, 1997.

OCDE, *The distributive effects of economic instruments for environmental policy*, Paris Publications Officielles, 1994.

OPSHOOR, J.B et H.B. VOS, *Instruments économiques pour la protection de l'environnement*, OCDE, Paris, Publications Officielles, 1989.

O'RIORDAN, T., (dir.), *Ecotaxation*, New York, St. Martin's Press, 1997.

PIGOU, A.C, *The Economics of Welfare* , Londres, Macmillan, 1920.

PRIEUR, M., *Droit de l'environnement*, 2^e édition, Dalloz, , Paris, 1991.

PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *L'échange volontaire d'émissions de GES, Une option à considérer dans la stratégie nationale de mise en œuvre*. Rapport de la Table des crédits pour les mesures hâtives, 1^{er} décembre 1999. Disponible à l'adresse : <http://www.nccp.ca>.

PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *Le recours aux permis échangeables comme moyen d'atteindre les objectifs nationaux de réduction des émissions de gaz à effet de serre*. Document rédigé pour le Groupe de travail sur les permis échangeables, décembre 1998. Disponible à l'adresse : [http:// www.nccp.ca](http://www.nccp.ca).

PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *Rapport de la table des crédits pour mesures hâtives. L'échange volontaire d'émissions de GES*, 1^{er}. Décembre 1999. Disponible à l'adresse : <http://www.nccp.ca>

PROCESSUS NATIONAL SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE DU CANADA, *Table sur les Mécanismes de Kyoto*, Rapport rédigé par la Table de concertation sur les mécanismes de Kyoto, 22 octobre 1999. Disponible à l'adresse Internet : [http:// www.nccp.ca](http://www.nccp.ca).

REMOND-GOUILLOUD, M., *Du droit de détruire: Essai sur le droit de l'environnement*, Paris, Presses Universitaires de France, 1989.

RICHARDSON, B., «Economic Instruments and sustainable management in New Zeland», (1998) , 10 *Journal of Environmental Law*, 21.

SAGOFF, M., *The economy of the earth*, New York, Cambridge University Press, 1992.

SCHILLER, E., « Private conservation Case study: the Oregon Water Trust » (1998) *Center for Private Conservation*, Disponible à l'adresse: <http://www.cei.org/cpc/Oregon%20Water%20Trust.html>.

SCOTT, J., *EC Environmental Law*, Logman, London, 1998.

TIETENBERG, T., *Economics and Environmental Policy*, Great Britain, Edward Elgar Publishing Limited, 1994.

TIETENBERG, T., «Economics instruments for environmental regulation» (1990) *6 Oxford Review of Economic Policy*, 17.

TIETENBERG, T., *Environmental and natural resource economics*, 2^e édition, Glenview, Scott, Foresman and Company, 1988.

TURNER, K., D. PEARCE et I. BATEMEN, *Environmental economics : an elementary introduction*, Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 1994.

UNITED NATIONS CONFERENCE ON TRADE AND DEVELOPMENT, *International rules for greenhouse gas emissions trading*, Geneva, 1999.

WALLART, N. et B. BUERGENMEIER, « L'acceptabilité des taxes incitatives en Suisse », (1996) Vol 132 (1), *Revue Suisse d'Économie Politique et de Statistique*, 3.

WALLART, N., *Les taxes instrument de la politique de l'environnement : vers une réforme fiscale écologique*, thèse de doctorat, Genève, Université de Genève, 1996.

WESIKEL, T., «Selling pigeons in the temple : the danger of market metaphors in an ecosystem», *Harvard Seminar on Environmental Values*, 1997. Disponible à l'adresse : <http://www.ecoethics.net>

WESTIN, R., *Environmental Tax Initiatives and Multilateral Trade Agreements: Dangerous Collisions*, Kluwer Law International, London, 1997.

WHITERMAN, L., « Trades to remember: The lead phasedown », (1992) No. 2, *18 EPA Journal*, 38.

WUTHRICH, B., « Le triple non aux taxes vertes ne ferme pas la porte aux réformes », *Journal Le Temps*, lundi 25 septembre 2000, p. 2.

ZIEGLER, A., *The Common Market and the Environment: Striking a Balance*, Bamberg, 1995.

Legislation

40 C.F.R. Sect. §80.20 (1988).

44 Fed. Reg. Arts. 3274-3280 (1979).

Clean Air Act, 42 U.S.C.. Arts. § 7401 - 7430. (1988)

Clean Air Act, Amendments of 1990, Title IV. Acid deposition, 42 U.S.C.A Arts. § 7651 - 7661 (f). (1991).

Traité Constituant la Communauté Européenne, *Droit Constitutionnel de l'Union Européenne*, Rolland BIEBER (ed.), 2^{ème} Édition, Nomos, 1998.

Protocole de Kyoto à la Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques.

Décret n° 66-700 du 14 septembre 1966 relatif aux agences financières de bassins. Guide de l'Environnement Industriel, Recueil de textes, HUGLO, C. et C., LEPAGE (dir.) Paris, 1995, p. 786.

Décret n° 75-996 du 28 octobre 1975 portant application des dispositions de l'article 14-1 de la loi modifiée du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre la pollution. Guide de l'Environnement Industriel, Recueil de textes, HUGLO, C. et C., LEPAGE (dir.) Paris, 1995, p. 790.

Arrêté ministériel du 11 septembre 1999 relatif au régime fiscal des produits soumis à écotaxe, Bulletin législatif belge, Les Codes Larcier, IX 1999, p. 1248.

Communication de la Commission, *Impôts, taxes et redevances environnementaux dans le marché unique* (97/C 224/04) JOCE No. C 224 du 23 juillet 1997.

Proposition de Directive du Conseil instaurant une taxe sur les émissions de dioxyde de carbone et sur l'énergie. JOCE C n. 196/01 du 2 juin 1992.

Proposition modifiée de Directive du Conseil instaurant une taxe sur les émissions de dioxyde de carbone et sur l'énergie. COM (95) 172 final.

Directive 92/82 du Conseil du 19 octobre 1992 concernant le rapprochement des taux d'accises sur les huiles minérales, JOCE No. L 316.

Proposition de Directive instituant un cadre pour l'action communautaire dans le domaine de l'eau. JOCE no. C 184 du 17 juin 1997.

Jurisprudence

CJCE, affaire 302/86, Commission c. Danemark, Rec. 1988, 4607

CJCE, affaire C-105/91, Commission c. Grèce, Rec. 1992, p. 5871.

CJCE, affaire C-132/88, Commission c. Grèce, Rec. 1990, p. 1567

CJCE, affaire C-13/96, Bic Benelux, Rec. 1997, , p. 1753.