

► DIRECTION DES ETUDES ECONOMIQUES ET DE L'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE

► DOCUMENT DE TRAVAIL

POLLUTIONS ATMOSPHERIQUES TRANSFRONTIERES : MISE EN ŒUVRE DU PROTOCOLE DE GÖTEBORG ET DE LA DIRECTIVE PLAFONDS

Daniel DELALANDE

**Série Etudes
N° 02-E07**



Site internet : <http://www.environnement.gouv.fr>
20 avenue de Ségur – 75302 Paris 07 SP

► RESUME

Pollutions atmosphériques transfrontières : Mise en œuvre du Protocole de Göteborg et de la Directive Plafonds Daniel DELALANDE

L'acidification, l'ozone troposphérique et l'eutrophisation des sols sont des problèmes corrélés résultant des émissions de dioxyde de soufre (SO₂), d'oxydes d'azote (NO_x), de composés organiques volatils (COV) et d'ammoniaque (NH₃). Les émissions d'oxydes d'azote contribuent à chacun des trois problèmes. Parallèlement, on observe que les émissions de ces polluants, leurs flux transfrontières et l'impact de chaque pays sur l'environnement des autres pays diffèrent de façon considérable. C'est pourquoi le protocole de Göteborg sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance et la Directive dite Plafonds qui demandent à respecter des plafonds nationaux d'émission pour différents polluants atmosphériques, proposent une réduction différenciée des émissions par pays.

La fixation de ces plafonds fait appel à la démarche d'évaluation dite intégrée. Cette dernière se différencie de la modélisation d'évaluation au sens où elle intègre une dimension plus qualitative et plus politique de l'ensemble des mesures proposées. Concrètement, cela signifie que les scénarios qui sont construits incorporent des objectifs environnementaux intermédiaires ou d'autres objectifs, amenant à des résultats politiquement plus acceptables. Atteindre ces plafonds d'émission, même si ils sont moins rigoureux que ceux résultant directement de la modélisation d'évaluation intégrée, a un coût pour chaque pays. Ce coût est à mettre en regard des bénéfices résultant de l'amélioration de la situation environnementale et sanitaire du fait de la baisse des émissions de polluants. L'estimation des bénéfices dépendant fortement des méthodes de valorisation de la vie humaine demeure néanmoins fragile. Toutefois, le solde bénéfice - coût reste globalement positif.

Les instruments de politique environnementale appropriés dans le cadre de la Directive plafonds nationaux d'émission doivent principalement répondre à deux exigences : celle de permettre d'atteindre de manière certaine l'objectif environnemental quantitatif de la Directive et celle d'être la moins coûteuse pour la collectivité et ses agents. Ils doivent également tenir compte du type de source fixe ou dispersée des émissions.

Pour ce qui est d'atteindre l'objectif environnemental quantitatif, dans le cas de sources fixes d'émission, le système d'échange de quotas et les mesures réglementaires apparaissent les plus efficaces, l'impact de la taxation sur le comportement des agents économiques étant incertain. En revanche, le rejet de l'instrument fiscal au motif qu'il gênerait la compétitivité des entreprises n'apparaît pas pertinent. Du point de vue du coût des mesures à mettre en œuvre, le système d'échange de quotas tient compte, contrairement aux mesures réglementaires, de la dispersion du coût marginal de réduction des émissions entre les pollueurs et apparaît l'instrument le plus efficace. Les difficultés de mise en œuvre d'un tel dispositif par comparaison à la simplicité de l'application des mesures réglementaires ne peuvent donc, compte tenu de ces critères économiques et environnementaux et d'exemples d'utilisations réussies d'un tel instrument à l'étranger, constituer un argument pour le rejeter. Enfin, bien que mêler deux instruments à la fois, système d'échange de quotas et dispositif réglementaire, puisse empêcher le système d'échange de quota de fonctionner pleinement et d'apporter les gains en efficacité économique qui justifient son introduction, il demeure, toutefois, compatible avec la réglementation « valeurs limites d'émission ».

Au-delà de la question de l'efficacité des instruments de la politique environnementale, la Directive ainsi que le Protocole soulèvent deux problèmes : d'une part, celui de la modélisation d'évaluation intégrée qui a présidé à la définition des plafonds et, d'autre part, le mode de coordination de la politique environnementale au niveau communautaire.

Ce document n'engage que son auteur et non les institutions auxquelles ils appartiennent. L'objet de cette diffusion est de stimuler le débat et d'appeler des commentaires et des critiques.

RESUME	1
SOMMAIRE	2
INTRODUCTION	5
1. LE PROTOCOLE DE GÖTEBORG ET LA DIRECTIVE PLAFONDS NATIONAUX D'EMISSION : ELEMENTS DE CADRAGE	6
1.1. Cadrage historique.....	6
1.1.1. La Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance	6
1.1.1.1. <i>Les différents protocoles</i>	7
a) Les protocoles de première génération.....	7
b) Les protocoles de deuxième génération : la modélisation intégrée.....	8
1.1.1.2. <i>La France a-t-elle atteint les objectifs fixés par les protocoles ?</i>	9
1.1.2. La Directive européenne, prolongement du protocole de Göteborg.....	10
1.2. La détermination des plafonds à l'aide du modèle RAINS	11
1.2.1. La modélisation intégrée	11
1.2.2. De la modélisation d'évaluation intégrée à l'évaluation intégrée	14
1.3. Coûts et bénéfices du protocole et de la Directive	15
1.3.1. Coût et taux d'effort	16
1.3.2. Les bénéfices attendus.....	18
1.3.3. Le ratio bénéfice/coût	20
2. LA MISE EN ŒUVRE DE LA DIRECTIVE PLAFONDS NATIONAUX D'EMISSION : PRINCIPES GENERAUX	20
2.1. Critères de choix d'une politique environnementale	21
2.1.1. La politique environnementale dans un contexte national	21
2.1.1.1. <i>Coût-avantage et coût-efficacité</i>	21
2.1.1.2. <i>Réglementation, instruments économiques et innovation technologique</i>	22
2.1.1.3. <i>L'acceptabilité politique et sociale</i>	23
2.2. La politique environnementale dans un contexte transfrontière.....	24
2.2. Les projections à l'horizon 2010	26
2.2.1. Les différentes estimations à l'horizon 2010	26
2.2.1.1. <i>Le scénario Optinec</i>	26
2.2.1.2. <i>Le scénario ShAIR</i>	28
2.2.2. Les hypothèses des différents scénarios	29
2.2.2.1. <i>Les hypothèses économiques</i>	29
2.2.2.2. <i>Les hypothèses sur la réglementation</i>	31
2.2.2.3. <i>Les données communiquées par les industriels</i>	33
3. QUEL INSTRUMENT POUR LA POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE DANS LE CADRE DE LA DIRECTIVE PLAFONDS NATIONAUX D'EMISSION ?	34

3.1. Les mesures réglementaires.....	34
3.2. L'instrument fiscal	35
3.2.1. La fixation du taux de TGAP	36
3.2.1.1. <i>Coûts des dommages et coûts des techniques de dépollution</i>	37
a) La TGAP NO _x	37
b) La TGAP SO ₂	38
3.2.1.2. <i>Taxer la pollution marginale</i>	40
3.2.2. La réaction des agents économiques à une variation de la taxe : l'expérience de 1998.	40
3.2.3. Les modalités de mise en œuvre.....	42
3.2.4. Taxation et compétitivité des entreprises	43
3.2.4.1. <i>Les éléments du débat</i>	43
3.2.4.2. <i>Augmentation de la TGAP NO_x et effets sur les industries du verre et du ciment</i> ..	44
a) Cas de l'industrie du verre	44
b) Cas de l'industrie du ciment	44
3.2.4.3. <i>Augmentation de la TGAP SO₂ et effets sur les industries du verre et du ciment</i> ...	45
a) Cas de l'industrie du verre	45
b) Cas de l'industrie du ciment	46
3.3. Les systèmes d'échange de quotas	46
3.3.1. Le fonctionnement d'un système d'échange de quotas	47
3.3.2. La compatibilité de la réglementation « valeurs limites d'émission » et le système d'échange de quotas	47
3.3.3. Les expériences à l'étranger	49
3.3.4. Organisation, contrôles et sanctions.....	50
3.3.5. Eléments pour un système d'échange de quotas en France.....	51
3.3.5.1. <i>La répartition globale</i>	51
3.3.5.2. <i>La répartition sectorielle</i>	53
3.3.6. L'avantage comparatif d'un système d'échange de quotas appliqué aux sources fixes d'émission	57
 CONCLUSION	 61
 ENCADRES	
Encadré n° 1. Les techniques de réduction des émissions retenues dans le modèle RAINS13	
Encadré n° 2. Les réglementations prises en compte dans le scénario OPTINEC.....	31
Encadré n° 3. Le modèle européen COPERT.....	32
Encadré n° 4. Historique de la taxe sur les activités polluantes.....	35
Encadré n° 5. Rappel sur la taxe optimale (pigouvienne)	37
Encadré n° 6. Taxe versus normes.....	39
Encadré n° 7. Directive IPPC et système d'échange de quotas.....	48
 ANNEXES	
Annexe A. La taxation des émissions de soufre et d'azote en Suède	63
Annexe B. L'expérience américaine en matière de système d'échange de quotas de SO₂...	68
Annexe C. L'expérience américaine en matière de système d'échange de quotas de NO_x..	71
 Bibliographie	 73

INTRODUCTION

L'acidification, l'ozone troposphérique et l'eutrophisation des sols sont des problèmes corrélés résultant des émissions de dioxyde de soufre (SO₂), d'oxydes d'azote (NO_x), de composés organiques volatils (COV) et d'ammoniaque (NH₃). Les émissions d'oxydes d'azote contribuent à chacun des trois problèmes. Parallèlement, on observe que les émissions de ces polluants, leurs flux transfrontières et l'impact de chaque pays sur l'environnement des autres pays diffèrent de façon considérable. C'est pourquoi le protocole de Göteborg sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance et la Directive dite Plafonds qui demandent à respecter des plafonds nationaux d'émission pour différents polluants atmosphériques, proposent une réduction différenciée des émissions par pays.

La fixation de ces plafonds fait appel à la démarche d'évaluation dite intégrée¹. Cette dernière se différencie de la modélisation d'évaluation au sens où elle intègre une dimension plus qualitative et plus politique de l'ensemble des mesures proposées. Concrètement, cela signifie que les scénarios qui sont construits incorporent des objectifs environnementaux intermédiaires ou d'autres objectifs, amenant à des résultats politiquement plus acceptables. Atteindre ces plafonds d'émission, même si ils sont moins rigoureux que ceux résultant directement de la modélisation d'évaluation intégrée, a un coût pour chaque pays. Ce coût est à mettre en regard des bénéfices résultant de l'amélioration de la situation environnementale et sanitaire du fait de la baisse des émissions de polluants. L'estimation des bénéfices dépendant fortement des méthodes de valorisation de la vie humaine demeure néanmoins fragile. Toutefois, le solde bénéfique - coût reste globalement positif. Ces éléments sont examinés en première partie.

Le choix du ou des instruments de politique environnementale (mesures réglementaires, instrument fiscal, système d'échange de quotas) auxquels un décideur public pourra recourir pour transposer au plan national la Directive est conditionné par la nature de l'objectif à atteindre en l'occurrence ici un objectif environnemental quantitatif, le type de sources d'émissions des polluants (concentrées comme dans le cas des secteurs industriels et énergétiques ou bien dispersées comme dans le cas des transports) et les différents coûts (coût pour les entreprises dans le cadre d'une économie ouverte, coût de mise en œuvre et de contrôle pour la puissance publique). Le choix sera également fonction de la révision des plafonds d'émission donc de l'objectif environnemental quantitatif, ce qui implique un instrument flexible. La mise en œuvre de ce dernier est également fonction de l'écart entre l'objectif environnemental à atteindre et ce que devrait être la trajectoire des émissions à la même date. Cela suppose d'évaluer l'incertitude des projections à l'horizon de 2010 dans le cas de la Directive et du protocole. Enfin, dans le cadre de la Directive, l'organisation des actions environnementales est spécifique puisqu'elle consiste pour chaque pays à informer la Commission et les autres pays des mesures qu'il envisage de prendre pour atteindre les objectifs qui lui sont assignés. Ces principes seront exposés dans une deuxième partie.

Les instruments de politique environnementale appropriés dans le cadre de la Directive plafonds nationaux d'émission doivent principalement répondre à deux exigences : celle de permettre d'atteindre de manière certaine l'objectif environnemental quantitatif de la Directive et

¹ Le programme CAFE (*Clean Air For Europe*) décidé dans le cadre du sixième programme communautaire d'action pour l'environnement « Environnement 2010 : notre avenir, notre choix » adopte la même démarche.

celle d'être la moins coûteuse pour la collectivité et ses agents. On montrera dans cette troisième partie que pour atteindre l'objectif environnemental quantitatif, le système d'échange de quotas et les mesures réglementaires apparaissent les plus efficaces, l'impact de la taxation sur le comportement des agents économiques étant incertain. Du point de vue du coût des mesures à mettre en œuvre, le système d'échange de quotas tient compte, contrairement aux mesures réglementaires, de la dispersion du coût marginal de réduction des émissions entre les pollueurs et apparaît l'instrument le plus efficient.

1. LE PROTOCOLE DE GÖTEBORG ET LA DIRECTIVE PLAFONDS NATIONAUX D'EMISSION : ELEMENTS DE CADRAGE

La France s'est engagée dans le cadre du protocole de Göteborg et de la Directive à respecter des plafonds nationaux d'émission pour différents polluants atmosphériques. Ces textes constituent la dernière étape en date d'un processus initié historiquement en 1979 par la Commission économique pour l'Europe des Nations unies (ONU-CEE) pour lutter contre la pollution atmosphérique transfrontière (1.1.). Ce processus a fait appel à différents outils dont celui de la modélisation d'évaluation intégrée. Cette modélisation, qui vise à optimiser les coûts en plaçant des contraintes sur la qualité régionale de l'air, a servi pour déterminer les plafonds d'émission des différents pays avec notamment l'utilisation du modèle RAINS (*Regional Air Pollution Information and Simulation*). L'écart entre les résultats de la modélisation et le niveau des plafonds retenus dans le protocole et la Directive s'explique par la prise en compte d'autres objectifs ou d'objectifs environnementaux intermédiaires (1.2.). Atteindre ces plafonds a un coût pour chaque pays. Néanmoins, les bénéfices environnementaux et sanitaires se révèlent être supérieurs aux coûts, même si l'estimation de tels bénéfices demeure fragile (1.3.).

1.1. CADRAGE HISTORIQUE

1.1.1. La Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance

La Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (PATLD), placée sous l'égide de la Commission Economique pour l'Europe des Nations unies, a été adoptée à Genève le 13 novembre 1979 et est entrée en vigueur le 16 mars 1983.

Elle a pour objectif de réduire la pollution atmosphérique qui, selon les termes de la convention, «*désigne l'introduction dans l'atmosphère par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie ayant une action nocive de nature à mettre en danger la santé de l'homme, à endommager les ressources biologiques et les écosystèmes, à détériorer les biens matériels, et à porter atteinte ou nuire aux valeurs d'agrément et aux autres utilisations légitimes de l'environnement*». Les principaux polluants atmosphériques sont le soufre, les oxydes d'azote, les composés organiques volatils, les polluants organiques persistants, les métaux lourds, l'ammoniaque. Le soufre, les oxydes d'azote, les composés organiques volatils et l'ammoniaque sont notamment responsables des phénomènes d'acidification, d'eutrophisation et/ou précurseurs de l'ozone troposphérique.

L'expression pollution atmosphérique transfrontière à longue distance renvoie quant à elle, toujours selon les termes de la convention, au fait que « *la source physique de la pollution atmosphérique est comprise totalement ou en partie dans une zone soumise à la juridiction d'un autre Etat à une distance telle qu'il n'est généralement pas possible de distinguer les apports des sources individuelles ou groupes d'émission* »².

1.1.1.1. Les différents protocoles

Huit protocoles ont été adoptés à la suite de l'entrée en vigueur de la Convention qui se sont appuyés progressivement sur **plusieurs innovations méthodologiques** : introduction des concepts de charges critiques et de niveaux critiques, recours aux meilleures technologies disponibles pour la fixation de plafonds d'émission pour certaines sources fixes, développement des modèles d'évaluation intégrée. La modification des obligations à remplir par les Etats signataires permet de séparer les protocoles de première génération, caractérisés par des modes de respect des obligations uniques et rigides, des protocoles de deuxième génération caractérisés par des objectifs de réduction différenciés et spécifiques par pays.

a) Les protocoles de première génération

Le 29 septembre 1984, à Genève, est signé un protocole relatif au financement à long terme du programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (EMEP). Ce programme, commencé en 1977, a **trois objectifs** : 1°) la collecte des données d'émissions ; 2°) les mesures de l'air et de la qualité des précipitations ; 3°) la modélisation du transport atmosphérique et des dépôts de pollution de l'air.

Le 8 juillet 1985, à Helsinki, est signé le protocole relatif à la réduction des **émissions de dioxyde de soufre (SO₂)** ou de leurs flux transfrontières d'au moins 30 %. L'objectif est une réduction, selon l'article 2, d'au moins 30 % aussitôt que possible et au plus tard d'ici à 1993. La base du calcul est le niveau d'émission en 1980. La France, conformément à l'article 3, s'était engagée dans la voie d'une réduction supplémentaire et avait annoncé un objectif de réduction de 60 %. Le protocole ne contient pas de recommandations techniques sur la façon de procéder pour parvenir à l'objectif.

Le 31 octobre 1988, à Sofia, est signé le protocole relatif à la lutte contre les **émissions d'oxydes d'azote (NO_x)** ou leurs flux transfrontières. L'objectif est de stabiliser les émissions d'oxydes d'azote ou leurs flux transfrontières au niveau de 1987 (ou d'une année antérieure) avant le 31 décembre 1994. La France souscrit un engagement additionnel de réduction de 30 % entre 1980 et 1998. Le protocole est marqué principalement par **deux innovations** :

- la première est **l'application de normes nationales d'émission** pour les grandes sources fixes nouvelles (toute source fixe nouvelle dont l'apport thermique est d'au moins 50 MW) et/ou catégories de sources (qui émettent ou peuvent émettre des polluants atmosphériques sous la forme d'oxyde d'azote et qui contribuent pour au moins 10 % au total annuel des émissions nationales d'oxydes d'azote), les sources mobiles nouvelles (véhicules à moteur), fondées sur les meilleures technologies

² La Convention porte également sur la coopération dans le domaine des eaux transfrontières.

- applicables (BAT, *Best available technology*) et économiquement acceptables. Pour les grandes sources fixes existantes³, des mesures antipollution doivent être adoptées ;
- la seconde concerne **le carburant sans plomb** dont le protocole recommande qu'il soit suffisamment disponible pour faciliter la circulation des véhicules équipés de convertisseurs catalytiques. Le protocole évoque également **la notion de charge critique** défini comme une estimation quantitative de l'exposition à un ou plusieurs polluants (masse/surface) en deçà de laquelle, dans l'état actuel des connaissances, il n'y a pas d'effets nocifs importants sur des éléments sensibles déterminés de l'environnement. Il insiste sur la nécessité de mettre au point une méthode fondée sur cette notion de charges critiques pour déterminer de manière scientifique les réductions nécessaires des émissions d'oxydes d'azote. L'objectif fixé par le protocole l'a été indépendamment de la définition des charges critiques.

Le 18 novembre 1991, à Genève, est signé le protocole relatif à la lutte contre **les émissions des composés organiques volatils** ou leurs flux transfrontières (COV). Cet objectif découle de la reconnaissance par les pays de la contribution des COV et des oxydes d'azote à la formation de l'ozone troposphérique. L'objectif est une réduction des émissions d'au moins 30 % avant 1999 par rapport aux niveaux de 1988 ou bien tout autre niveau annuel de la période 1984-1990. La France prendra comme année de référence le niveau d'émission de 1988. Cet objectif s'applique soit à l'ensemble des territoires, soit aux « zones de gestion de l'ozone troposphérique » (ZGOT)⁴. A l'instar du protocole précédent, l'application des normes nationales ou internationales d'émission aux différentes sources est fondée sur les meilleures technologies disponibles et économiquement viables. **La différence avec le protocole précédent est l'extension aux sources fixes existantes de l'application des BAT.** Le protocole introduit **la notion de « niveaux critiques »** définis comme des concentrations de polluants dans l'atmosphère pour une durée d'exposition spécifiée au dessous desquelles, en l'état actuel des connaissances il ne se produit pas d'effets néfastes directs sur les récepteurs tels que l'homme, les végétaux et les écosystèmes ou les matériaux. Le protocole recommande la mise au point de méthodes permettant d'intégrer les données scientifiques techniques et économiques afin de déterminer des stratégies rationnelles appropriées pour limiter les émissions de COV et assurer la rentabilité d'ensemble nécessaire pour atteindre les objectifs convenus.

b) Les protocoles de deuxième génération : la modélisation intégrée

Le 14 juin 1994 est signé à Oslo le protocole relatif à une nouvelle réduction des **émissions de soufre**. Il ouvre ce que certains appellent la deuxième génération de protocoles. L'objectif est que, sans coût excessif, les dépôts des composés oxydés du soufre ne dépassent pas à long terme les charges critiques pour le soufre exprimés en dépôts critiques⁵. Atteindre immédiatement ces charges critiques étant impossible, les négociateurs ont opté pour une cible intermédiaire à savoir une réduction d'au moins 60 % de l'écart existant entre les dépôts de 1990 et les charges critiques. A cette fin, **les parties signataires doivent respecter des plafonds différenciés d'émission de soufre**. Les plafonds à atteindre pour la France étaient respectivement

³ Toute source fixe existante dont l'apport thermique est d'au moins 100 MW.

⁴ ou TOMA pour *Tropospheric ozone management area*.

⁵ Cela consiste en une estimation quantitative de l'exposition aux composés d'oxydés du soufre, compte tenu des effets de l'absorption et des dépôts de cations basiques en deçà de laquelle il n'y a pas d'effets nocifs appréciables pour des éléments sensibles déterminés de l'environnement.

de 868 000 tonnes en 2000, 770 000 en 2005 et 737 000 en 2010. L'objectif s'applique soit à l'ensemble du territoire, soit aux « zones de gestion des oxydes de soufre » (ZGOS)⁶.

Ces plafonds ont été calculés à l'aide d'un modèle d'évaluation intégrée, **le modèle RAINS** (*Regional Air Pollution Information and Simulation*), conçu par l'*International Institute for Applied Systems Analysis* (IIASA) (voir 1.2.).

En 1998, sont signés à Aarhus **deux protocoles : l'un relatif aux métaux lourds, l'autre aux polluants organiques persistants**. L'objectif est la réduction des émissions de polluants par rapport à l'année 1990 ou toute autre année entre 1985 et 1995. Cela concerne pour les métaux lourds : le cadmium, le plomb, le mercure, pour les polluants organiques persistants : dioxines/furannes, hexachlorobenzène, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)⁷. Les deux protocoles ont recours pour atteindre, les objectifs, aux **meilleures techniques disponibles** ainsi qu'aux **valeurs limites d'émission**.

Enfin, **le 30 novembre 1999**, est signé le protocole de Göteborg relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique, qui combine **une approche "multi-polluants (SO₂, NO_x, COV, NH₃)⁸ et multi-effets"** et qui fait de nouveau appel à la modélisation intégrée. Pour la France, les objectifs sont respectivement pour 2010 de 400 000 tonnes pour les émissions de SO₂, de 860 000 tonnes pour les émissions de NO_x, de 1 100 000 tonnes pour les émissions de COV et de 780 000 pour les émissions de NH₃.

1.1.1.2. La France a-t-elle atteint les objectifs fixés par les protocoles ?

Pour les premiers protocoles, les objectifs assignés étaient formulés en pourcentage de réduction à atteindre par rapport à une année de référence donnée. C'est le cas par exemple du protocole de 1985, où l'engagement était une réduction de 30 % des émissions de SO₂. Par la suite, les protocoles ont fixé des plafonds d'émission à atteindre. Ainsi, dans le cadre du second protocole sur le soufre de 1994, les plafonds à atteindre pour la France étaient respectivement de 868 000 tonnes en 2000, 770 000 en 2005 et 737 000 en 2010.

Pour évaluer si la France avait atteint les objectifs, on a simplement calculé **un indicateur de « performance »** de la forme suivante :

$$\frac{(\text{émission observée} - \text{émission cible})}{\text{émission cible}} \times 100$$

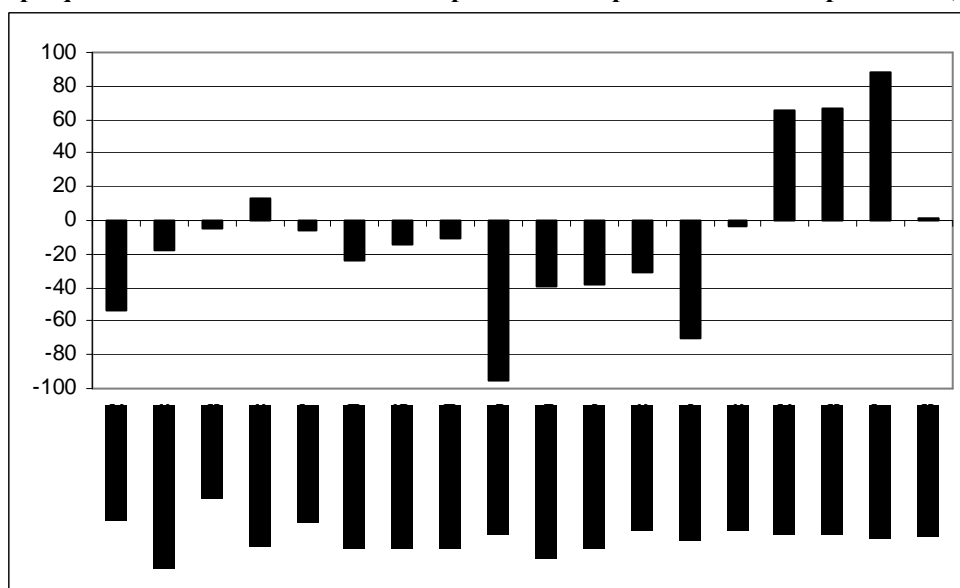
⁶ ou SOMA pour *Sulphur oxides management area*.

⁷ Les POPs font également l'objet d'une Convention internationale, « convention de Stockholm », adoptée à Johannesburg en décembre 2000 et signée par 122 pays le 22 mai 2001 sous l'égide du PNUE à Stockholm. A terme, douze produits doivent être éliminés. Deux produits font exception : le DDT qui permet de combattre la malaria, et le PCB, produit industriel qui est utilisé dans les transformateurs électriques. L'entrée en vigueur de la Convention est conditionné par sa ratification par au moins cinquante Etats.

⁸ Respectivement l'ensemble des composés soufrés, exprimés en dioxyde de soufre (SO₂) ; les oxydes d'azote, à savoir le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote, exprimés en dioxyde d'azote (NO₂) ; les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), c'est-à-dire tous les composés organiques d'origine anthropique autres que le méthane qui peuvent produire des oxydants photochimiques par réaction avec les oxydes d'azote en présence de lumière solaire ; les composés d'azote réduits c'est-à-dire l'ammoniac et les produits de réaction de cette substance (NH₃).

La valeur des émissions observées est celle de l'année cible ou bien celle de l'année 2000. Dans ce dernier cas⁹, cela permet de savoir si la France a déjà atteint l'objectif fixé.

Graphique n° 1. « Performance » atteinte par la France pour les différents protocoles (en %)



Lecture : A Helsinki, la France a souscrit un engagement de – 30 % d'émissions de soufre pour 1993 par rapport à 1980. En 1993, l'objectif est largement dépassé. Les émissions sont 53,2 % inférieures à ce qu'elles auraient pu être.

Helsinki plus : Conformément à l'article 3 du protocole de Helsinki de 1985 qui ouvrait la possibilité d'une réduction supplémentaire pour les Parties qui reconnaissaient la nécessité pour chacune d'entre elles d'étudier au niveau national le besoin de réductions supplémentaires, la France avait opté pour une réduction additionnelles de 60 % par rapport au niveau de 1980.

Sofia plus : S'agissant du protocole de Sofia 1988 relatif aux émissions de NO_x, l'objectif était qu'en 1994 les émissions ne soient pas supérieures à l'année 1987. La France a décidé de s'engager pour une réduction de ces mêmes émissions de 30 % entre 1980 et 1998.

Les émissions ne couvrent que le territoire de l'EMEP sans les DOM-TOM. Les émissions n'incluent pas le trafic aérien au-dessus de 1000 m et le trafic international des bateaux.

Sources : UNECE/EMEP, CITEPA, calculs D4E.

Au final, à l'exception de l'objectif additionnel que la France s'était assigné au moment de la signature du protocole de Sofia sur les émissions d'oxyde d'azote¹⁰, **les objectifs fixés ont été atteints, voire largement dépassés dans certains cas**. Une interprétation pourrait être que compte tenu de l'évolution structurelle, les objectifs à atteindre étaient finalement modestes et qu'il était logique que la France les atteigne. Cette interprétation peut également valoir pour d'autres pays. Pour le protocole de Göteborg, les objectifs concernent l'année 2010.

1.1.2. La Directive européenne, prolongement du protocole de Göteborg

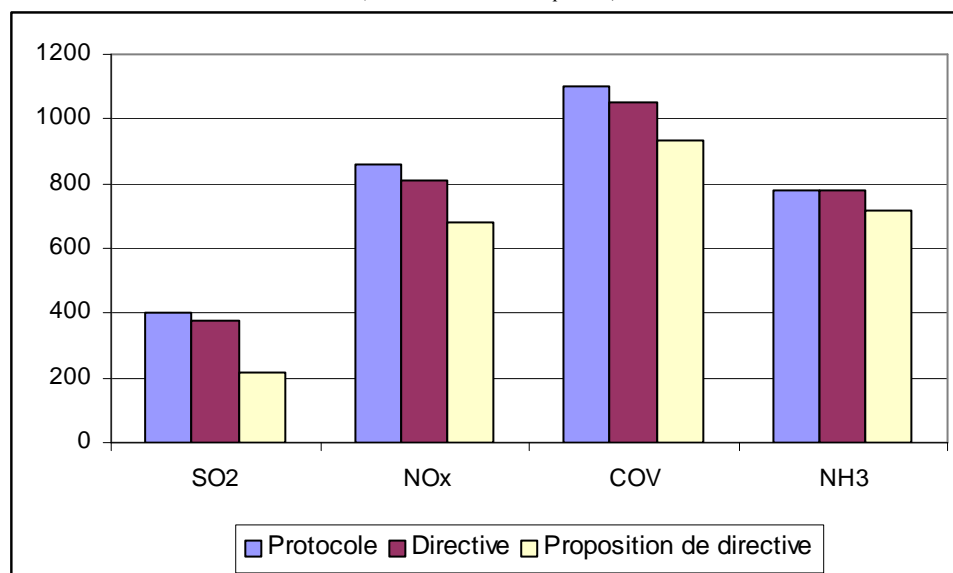
Les innovations des différents protocoles ont été également intégrées dans la démarche qui a présidé à l'élaboration de la directive européenne sur les plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques. Dans un premier temps, la Communauté européenne a refusé de signer le protocole. Les plafonds approuvés au protocole étaient en effet supérieurs à ceux que les études préparatoires au Protocole avaient estimés. En conséquence, la Commission a proposé

⁹ Cela concerne les protocoles d'Oslo (pour les objectifs 2005 et 2010), Aarhus et Göteborg.

¹⁰ Pour le protocole de Genève sur les COVNM, l'objectif est atteint car ne sont comptabilisées que les sources anthropiques. En revanche, si on inclut les sources biogènes, l'objectif de – 30% n'est pas atteint. La diminution des émissions est de 28,3% entre 1988 et 1999.

une **directive prévoyant l'introduction de plafonds d'émission**. Celle-ci a été adoptée par le Conseil et le Parlement européen le 23 octobre 2001¹¹.

Graphique n° 2. Objectifs pour la France du protocole de Göteborg, de la directive européenne en matière de plafonds d'émission nationaux et de la proposition de directive pour le SO₂, NO_x, COV et NH₃
(en milliers de tonnes par an)



Les plafonds finalement retenus sont différents de ceux fixés dans le cadre de la Convention de la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance et ceux de la proposition initiale, comme le montre le graphique 2 pour la France.

1.2. LA DETERMINATION DES PLAFONDS A L'AIDE DU MODELE RAINS

La définition des allocations de réduction des émissions les plus rentables s'est faite à l'aide du modèle RAINS (*Regional Air Pollution Information and Simulation*) conçu par l'*International Institute for Applied Systems Analysis* (IIASA). Les données nécessaires au fonctionnement du modèle sont les suivantes : la carte des charges critiques ; l'inventaire et les prévisions d'émissions ; les matrices de transports atmosphériques et la chimie atmosphérique de l'ozone ; les prévisions économiques et de consommation d'énergie ; les options de réduction des émissions et leurs coûts.

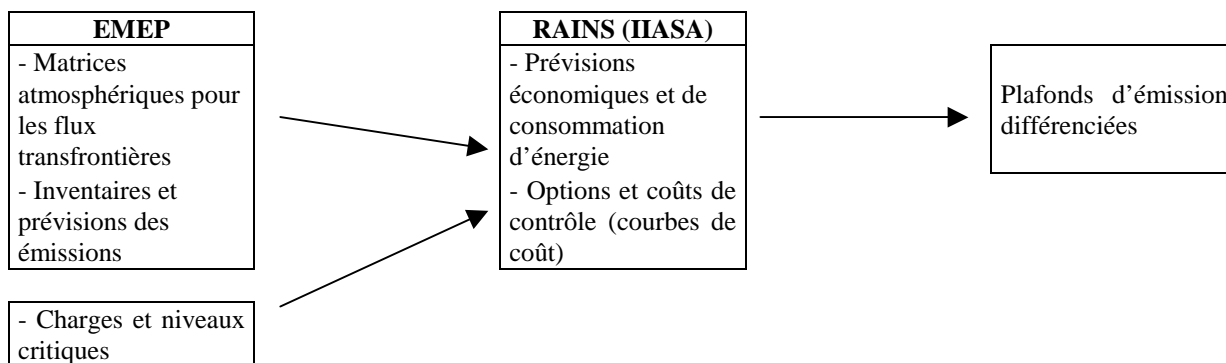
1.2.1. La modélisation intégrée

Le modèle d'évaluation intégrée RAINS peut être utilisé de **deux manières**. La première, qui a servi pour les négociations du protocole, en **mode d'optimisation** définit les réductions d'allocation les plus rentables pour les Etats. Autrement dit, on minimise une fonction objectif tenant compte du coût total des mesures de réduction des émissions et des écarts aux objectifs environnementaux. La seconde, en mode direct ou **mode de simulation**, vise à évaluer le coût économique et le bénéfice environnemental d'une stratégie de réduction des émissions de polluants définie *a priori*.

¹¹ Directive 2001/81/CE, JO du 27 novembre 2001.

Le fonctionnement en mode d'optimisation nécessite d'abord de **définir le jeu des contraintes environnementales et sanitaires**. Il s'agit de parvenir à des dépôts ne dépassant pas **les charges critiques pour l'acidification et l'eutrophisation**. L'acidification résulte à la fois des dépôts de soufre et d'azote. On ne peut donc définir indépendamment des charges critiques pour le soufre et pour l'azote. On a donc recours à une fonction de charge critique qui définit des paires de dépôt de soufre et d'azote pour lesquelles l'écosystème envisagé ne risque pas de subir de dommages.

Schéma n° 1. Résumé de la démarche du modèle d'évaluation intégrée



Trois valeurs vont servir à définir cette fonction qui prendra une forme trapézoïdale : $CL_{\max}(S)$ qui est la charge critique maximale pour le soufre ; $CL_{\max}(N)$ qui est la charge critique maximale d'azote ; $CL_{\min}(N)$ qui est la charge critique minimum d'azote dans le cas où tout le dépôt d'azote est consommé par le puits d'azote et que seul le soufre peut être considéré. $CL_{\max}(N)$ sera donc égal à $CL_{\max}(S)$ plus $CL_{\min}(N)$. La prise en compte simultanée des deux polluants implique que le ratio entre soufre et l'azote peut varier sans variation de la charge d'acidification. Autrement dit, vouloir diminuer l'excès de dépôt peut se faire en diminuant les dépôts d'azote, les dépôts de soufre, ou bien les deux. En pratique, ce sont des facteurs externes tels que **les coûts de réductions des émissions** qui détermineront le sentier à suivre pour atteindre le niveau zéro de la charge critique. Les dépôts d'azote étant aussi nutritifs, il est également défini les charges critiques pour l'azote comme substance nutritive $CL_{\text{nut}}(N)$ pour divers écosystèmes.

Chaque année, chaque pays soumet à révision les charges critiques à l'institut néerlandais de la santé publique. Pour chaque grille du système, on connaît la valeur de dépôt, ce qui permet de déduire le dépôt en excès pour un écosystème donné, le pourcentage des écosystèmes ayant des dépôts en dessous de leurs charges critiques, l'excès de dépôt total accumulé au-dessus des charges critiques pour tous les écosystèmes à l'intérieur d'une maille du réseau.

Pour **l'ozone troposphérique**, qualifié de « mauvais ozone », il s'agit de déterminer des concentrations en ozone ne dépassant pas les **niveaux critiques** pour la santé de l'homme et la végétation. Pour l'exposition à long terme de la végétation à l'ozone, on a recours au concept de seuils critiques AOT 40 qui est la somme des différences entre les concentrations horaires en ozone (ppb- parties par milliard) et 40 ppb pour chaque heure. Pour la santé, le concept est l'AOT 60 qui correspond à un seuil critique de 60 ppb.

Le coût pour atteindre de tels objectifs est tel qu'il a conduit à la **définition d'objectifs environnementaux intermédiaires**. Ainsi, il a été fixé comme objectif pour chaque zone une

réduction relative de l'AOT 60 de deux tiers entre 1990 à 2010 et une réduction de l'AOT 40 d'un tiers de 1990 à 2010. Pour l'acidification, l'objectif a été de réduire la zone d'écosystèmes non protégés d'au moins 50 % et pour l'eutrophisation de réduire l'excès de dépôts d'azote accumulés d'au moins 50 %.

Le **deuxième jeu de contraintes** concerne **les options et les coûts de réduction des émissions**. Les données concernant le coût du contrôle des émissions sont collectées à partir des informations des annexes techniques des protocoles, ce qui permet ensuite de modéliser les fonctions de coût pour chaque pays. Les fonctions de coût pour les quatre polluants ont été élaborées par des experts internationaux de l'IIASA et les parties signataires ont ensuite passé en revue l'ensemble des informations. Les différentes techniques de réduction des émissions retenues sont présentées dans l'encadré ci-dessous. Le coût tient compte des coûts liés à l'investissement et à l'exploitation¹².

Encadré n° 1. Les techniques de réduction des émissions retenues dans le modèle RAINS

Réduction des émissions de SO₂ :

- utilisation de combustibles à faible teneur en soufre ;
- système de désulfuration ;
- modifications dans le processus de combustion : processus par injection de chaux et combustion à lit fluidisé ;
- désulfuration des gaz de cheminée : processus de lavage à la chaux humide.

Réduction des émissions de NO_x provenant de sources fixes :

- mesures primaires : brûleurs à faibles émissions de NO_x, combustion étagée ;
- réduction sélective catalytique ou non catalytique associée à des mesures primaires.

Réduction des émissions de COV provenant de sources fixes :

- modification du processus de production ou des réservoirs de stockage ;
- meilleures pratiques : bonne entendance, surveillance des fuites, programmes de réparation ;
- substitution des solvants ;
- ajout de technologies telle que l'incinération thermique ou catalytique, l'adsorption, l'absorption, la condensation/réfrigération et la bio-oxydation.

Réduction des émissions de NH₃ :

- aliments à faible teneur en azote : modification du régime alimentaire des animaux ;
 - biofiltration : purification de l'air ;
 - adaptation de l'habitat animalier grâce à une conception et une construction améliorées au sol ;
 - nettoyage du sol ;
 - systèmes de fumier humide et sec pour la volaille ;
 - stockage couvert du fumier en extérieur ;
 - techniques d'application à faible teneur en ammoniac ;
 - substitution de l'urée par le nitrate d'ammonium dans les engrais ;
 - techniques de lavage et d'absorption dans l'industrie chimique.
-

Le fonctionnement du modèle requiert également **un inventaire et une projection des émissions à l'horizon 2010**. L'année 1990 a été utilisée comme année de référence pour la réduction des émissions. Pour les projections, un scénario de référence a été construit intégrant les variables économiques¹³ et l'effet de la législation existante.

¹² Le taux d'intérêt réel retenu dans les fonctions de coût du modèle est ainsi fixé à 4 % pour l'ensemble des pays.

¹³ La prévision de croissance économique annuelle moyenne sur la période 1990-2010 est de 2 % pour la France contre 2,3 % pour les scénarios énergétiques élaborés dans le cadre du Commissariat général du Plan.

Il a fallu enfin intégrer les résultats de **la modélisation atmosphérique**. Celle-ci établit des matrices de transferts pour établir le lien entre les sources d'émissions et les dépôts. Ce processus de dispersion atmosphérique est modélisé sous l'égide du programme de coopération en matière de surveillance et d'évaluation de la transmission à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (EMEP). A l'heure actuelle, les travaux de l'EMEP visent à passer d'un modèle lagrangien à un modèle eulérien pour l'établissement de modèles atmosphériques¹⁴.

1.2.2. De la modélisation d'évaluation intégrée à l'évaluation intégrée

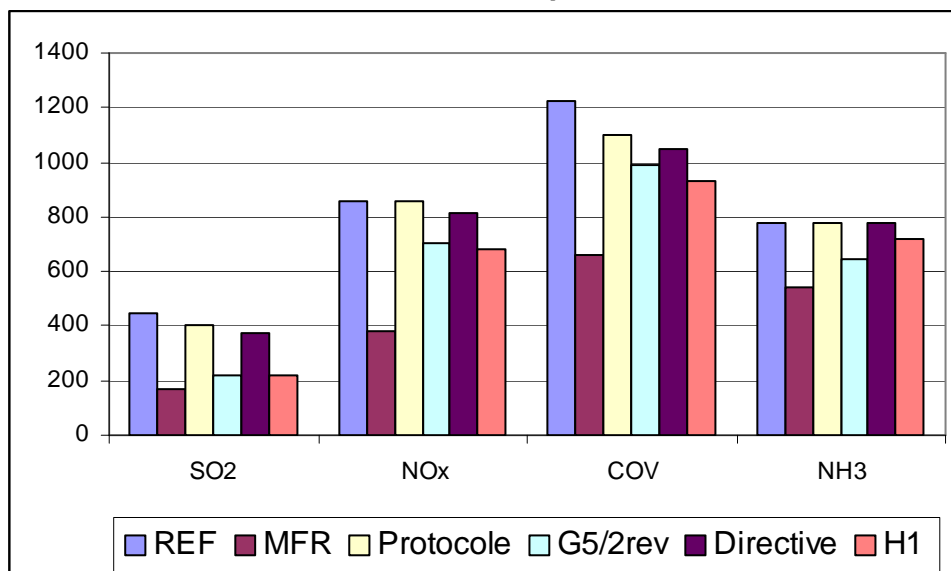
Au cours de la préparation du protocole, **plusieurs scénarios ont été élaborés** à partir du modèle RAINS :

- le premier **scénario dit de référence (REF)**, a été construit pour évaluer l'impact environnemental à l'année 2010 des politiques actuelles de réduction des émissions. Plus précisément, ce scénario tient compte des réglementations nationales des pays et pour les pays de l'UE de la réglementation actuelle et des propositions de la Commission et du Conseil ;
- un deuxième scénario (**MFR**) part de l'hypothèse que l'ensemble des techniques de réduction des émissions sont appliquées et que **ces techniques sont les meilleures disponibles**. Fondé sur le scénario énergétique de référence, ce scénario simule une mise en œuvre totale des techniques de réduction disponibles les plus efficaces à l'ensemble des sources d'émission. Cela suppose que les équipements actuels qui présentent de faibles réduction d'émissions de polluants sont remplacés par des techniques plus efficaces et que cette substitution se fait avant la fin de la durée de vie normale des équipements. Néanmoins, la construction des courbes de coûts dans le modèle RAINS limite la force d'une telle hypothèse puisque, d'une part, RAINS distingue différentes générations de techniques de réduction et, d'autre part, il exclut la mise au rebut rapide des équipements déjà existants ;
- enfin, **un troisième scénario (G5/2rev)** est celui qui a été retenu à la fin de l'année 1998 comme base de la négociation du protocole. **Ce scénario qualifié d'ambition moyenne combine les objectifs environnementaux suivants** : pour l'exposition à l'ozone posant un problème de santé, la cible intermédiaire est une réduction relative de l'AOT 60 de deux tiers de 1990 à 2010 ; pour l'exposition à l'ozone ayant un impact sur la végétation, l'objectif est de réduire la valeur excessive de l'AOT 40 d'un tiers de 1990 à 2010 ; pour l'acidification l'objectif global est de réduire dans tous les pays la zone d'écosystèmes non protégés d'au moins 50 % ; pour l'eutrophisation, l'objectif est de réduire l'excès de dépôts d'azote accumulés d'au moins 60 %.

¹⁴ Le modèle de dépôt acide lagrangien (LADM pour *lagrangian acid deposition model*) est un modèle de trajectoire des masses d'air à couche verticale unique, orienté vers un récepteur. Les réactions chimiques au sein des masses d'air sont décrites à partir d'équations différentielles de premier ordre le long des trajectoires en suivant le mouvement atmosphérique. Le modèle eulérien se distingue du modèle précédent, d'abord, par sa résolution verticale puisque le modèle eulérien considère vingt couches verticales et, ensuite, par sa résolution spatiale plus fine 50 km*50 km² contre 150 km*150 km². Une autre différence est. Dans son rapport 2001 (*Transboundary acidification and eutrophication and ground level ozone in Europe. EMEP Summary Report 2001*), l'EMEP justifie de la mise en œuvre du modèle eulérien par sa capacité à mieux décrire la répartition verticale de la pollution et à simuler les échanges entre la couche mélangée et la libre troposphère. Une des conséquences est que le modèle eulérien capture une plus grande part des émissions que précédemment avec les modèles lagrangiens.

Le même type d'exercice a été fait pour la Directive européenne. Le scénario à objectifs environnementaux intermédiaires est baptisé H1 et débouche sur des plafonds plus rigoureux pour trois polluants sur quatre. Les scénarios REF et MFR restent en revanche identiques dans les deux cadres. Le graphique n° 3 présente pour la France les résultats de cet exercice pour le protocole de Göteborg et la Directive européenne.

Graphique n° 3. Niveaux d'émission prévus pour 2010 en fonction des scénarios pour la France (protocole de Göteborg et directive)
(en milliers de tonnes par an)



Au final, on observe que les plafonds retenus par le protocole de Göteborg et la Directive sont supérieurs à ceux issus des scénarios « meilleurs techniques disponibles » ou à « objectifs environnementaux moyennement ambitieux ».

L'approche par la modélisation RAINS a fait l'objet de critiques. L'incertitude entourant la prévision des niveaux d'activité à l'horizon 2010, celle entourant les modèles de transfert atmosphérique ainsi que la validité du concept de charge critique conduisent certains à recommander l'interdiction de « toute utilisation opérationnelle du modèle RAINS en mode d'optimisation tant qu'on ne sera pas en mesure d'évaluer l'incertitude affectant les résultats » (Landrieu, 1999 :69).

1.3. COÛTS ET BÉNÉFICES DU PROTOCOLE ET DE LA DIRECTIVE

Que cela soit les plafonds retenus par la Directive ou par le protocole, les objectifs environnementaux sont des objectifs intermédiaires, le but final étant de parvenir à des dépôts ne dépassant pas les charges critiques pour ce qui est de l'acidification et de l'eutrophisation ainsi que des concentrations en ozone troposphérique ne dépassant pas les niveaux critiques pour la santé de l'homme et la végétation. Il n'est techniquement et économiquement pas possible, pour un certain nombre de Parties à la Convention d'atteindre immédiatement les objectifs de long terme. Cela conduit à évaluer le coût du protocole et de la Directive et d'en mesurer le taux d'effort consenti par chaque Partie (1.3.1.). L'engagement sur des plafonds moins restrictifs qu'initialement prévu lors des négociations qui ont présidé aux deux textes apporte néanmoins des bénéfices. La mesure de ces derniers est toutefois incertaine, fortement dépendante du mode

de valorisation de la vie humaine retenue (1.3.2.). Cela permet de calculer un ratio coût/bénéfice par pays (1.3.3.).

1.3.1. Coût et taux d'effort

Le coût du protocole de Göteborg selon l'estimation de l'IIASA s'élève à près de 70 milliards d'euros par an (Amann et al., 1999) pour l'ensemble de l'Europe soit à peu près 100 euros par an et par habitant. Le coût est de près de 60 milliards d'euros par an pour l'UE à 15 dont 8,7 milliards pour la France. Ce coût correspond à celui des mesures de contrôle à mettre en œuvre pour atteindre les plafonds d'émission et donc les objectifs environnementaux et sanitaires intermédiaires.

En pourcentage du PIB prévu pour 2010, le coût annuel du protocole varie entre 0,6 et 1,2 % du PIB 2010 pour les pays de l'UE, soit de l'ordre de 1 % du PIB chaque année. Pour la France, **le taux est de 0,69 %**. L'effort est supérieur pour les petits pays de l'UE : Portugal, Grèce, Irlande.

Lors de la préparation de la Directive, différents scénarios ont été élaborés à partir du modèle RAINS. En revanche, contrairement au protocole de Göteborg, les plafonds nationaux d'émission finalement retenus dans la Directive n'ont pas donné lieu à une évaluation. Le scénario retenu par la proposition de la Directive évaluait **le coût supplémentaire par secteur** de la mise en œuvre des plafonds d'émission nationaux par rapport au scénario de référence. Le coût total annuel de la proposition de directive était pour l'UE de 66 milliards d'euros. Le coût supplémentaire de la proposition de directive par rapport au scénario de référence était de 7,5 milliards d'euros ce qui se traduisait par un coût supplémentaire de 3,5 milliards d'euros pour l'industrie, de 2,1 pour l'agriculture, de 1,0 pour les activités domestiques, de 0,4 pour les transports et de 0,4 pour les centrales électriques.

Par ailleurs, lors des travaux préparatoires à la Directive, **un scénario d'élargissement** à l'ensemble des pays concernés par le protocole de Göteborg, actuellement candidats à l'UE, a été construit. Les objectifs étaient les mêmes pour l'ensemble des pays. En raison de l'interaction des émissions, le coût pour l'UE à 15 en serait allégé. Ainsi, le coût supplémentaire de la proposition de directive par rapport au scénario de référence passe de 7,5 milliards d'euros par an à 5,6 milliards.

Tableau n° 1. Coût annuel de la directive par comparaison au protocole
(en millions d'euros par an)

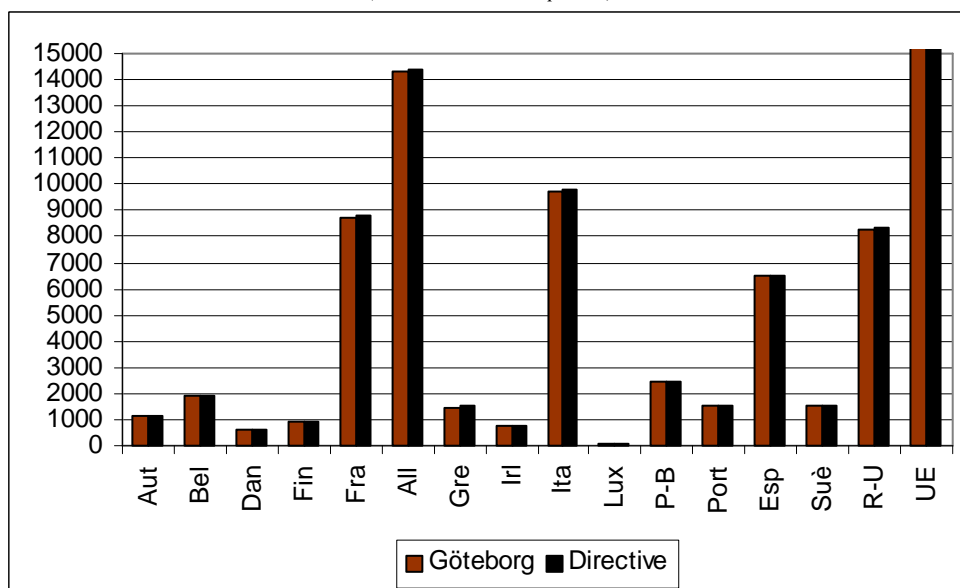
Pays	Göteborg	Directive	Pays	Göteborg	Directive
Autriche	1114	1116	Italie	9718	9765
Belgique	1894	1907	Luxembourg	98	98
Danemark	642	642	Pays-Bas	2430	2441
Finlande	884	903	Portugal	1516	1520
France	8745	8816	Espagne	6495	6506
Allemagne	14328	14402	Suède	1524	1524
Grèce	1484	1504	Royaume-Uni	8277	8308
Irlande	774	774	UE	59925	60474

Source : d'après Amann et al. (1999), « Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe », *Air & Energy*, n° 132, novembre ; calculs D4E.

Une approximation du coût de la Directive est toutefois faite ici par extrapolation à partir des valeurs du scénario de référence (REF) et du protocole de Göteborg. L'approximation ne peut tenir compte du fait que l'évaluation du coût du protocole s'est faite à partir de l'ensemble de l'Europe et pas seulement de l'UE à 15.

Certains pays ont les mêmes obligations en matière de plafonds d'émission pour la directive et pour le protocole. C'est le cas du **Danemark, du Luxembourg, de la Suède et de l'Irlande.**

Graphique n° 4. Coût annuel de la Directive par comparaison au protocole
(en millions d'euros par an)



Source : d'après Amann et al. (1999), « Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe », *Air & Energy*, n° 132, novembre ; calculs D4E.

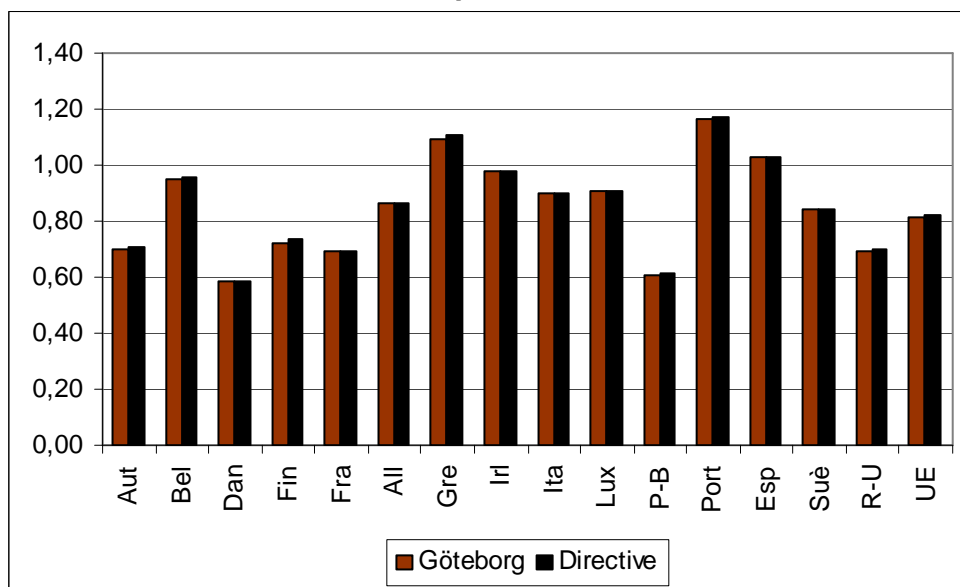
Si on rapporte le coût annuel à la valeur du PIB projeté pour 2010, on observe que **le coût de la mise en œuvre de la Directive est environ de 0,7 % du PIB pour la France**, ce qui est inférieur à la moyenne de l'UE à 15. Une des conséquence est que le risque global de perte de compétitivité est moindre pour la France par rapport à certains de ses partenaires européens. En revanche, cela n'implique pas qu'au niveau sectoriel le problème de compétitivité ou de distorsion de concurrence ne se pose pas.

Tableau n° 2. Taux d'effort de la directive et du protocole
(coût total annuel du protocole en % du PIB 2010)

Pays	Göteborg	NEC	Pays	Göteborg	NEC
Autriche	0,703	0,705	Italie	0,899	0,903
Belgique	0,952	0,959	Luxembourg	0,907	0,907
Danemark	0,584	0,584	Pays-Bas	0,610	0,613
Finlande	0,723	0,739	Portugal	1,167	1,170
France	0,691	0,696	Espagne	1,029	1,031
Allemagne	0,861	0,866	Suède	0,846	0,846
Grèce	1,095	1,110	Royaume-Uni	0,695	0,698
Irlande	0,979	0,979	UE	0,816	0,824

Source : d'après Amann et al. (1999), « Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe », *Air & Energy*, n° 132, novembre ; calculs D4E.

Graphique n° 5. Taux d'effort de la directive et du protocole
(coût total annuel du protocole en % du PIB 2010)



Source : d'après Amann et al. (1999), « Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe », *Air & Energy*, n° 132, novembre ; calculs D4E.

On peut également décomposer le coût de la directive et du protocole de la France par polluant.

Tableau n° 3. Coût par type d'émission pour la France

		NO _x	COV	SO ₂	NH ₃	Total
REF	<i>en milliers de tonnes</i>	858	1223	448	777	
	<i>en millions d'euros</i>	7041	342	1276	0	8659
	<i>en % du total</i>	81,314	3,950	14,736	0	100
Protocole	<i>en milliers de tonnes</i>	860	1100	400	780	
	<i>en millions d'euros</i>	7041	411	1293	0	8745
	<i>en % du total</i>	80,515	4,700	14,786	0	100
NEC	<i>en milliers de tonnes</i>	810	1050	375	780	
	<i>en millions d'euros</i>	7067	442	1307	0	8816
	<i>en % du total</i>	80,161	5,014	14,825	0	100

Source : d'après Amann et al. (1999), « Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe », *Air & Energy*, n° 132, novembre, et coûts d'abattement ; calculs D4E.

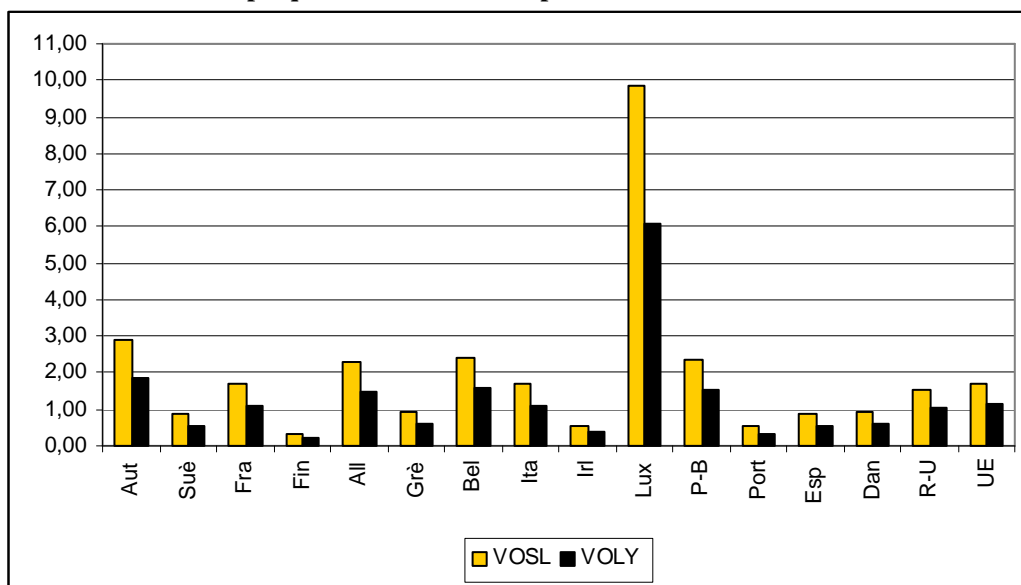
Le coût évalué de la Directive et du protocole par le modèle RAINS peut être considéré comme une limite supérieure, les changements structurels (exemple : réduction de la part de l'agriculture) et les progrès technologiques pouvant en diminuer le coût.

1.3.2. Les bénéfices attendus

Les bénéfices attendus d'une réduction de ces polluants concernent : la morbidité (jours d'activité réduite, bronchites) ; la mortalité liée à l'exposition à court terme à la pollution (mortalité aiguë) et celle à long terme (mortalité chronique) ; l'agriculture ; les dommages matériels sauf ceux sur le patrimoine et les matériaux polymères ; le rendement des forêts ; les pertes d'aménité. Cet exercice d'évaluation a été réalisé à l'aide du modèle Alpha (*Atmospheric Long-range Pollution Health/environment Assessment*) de l'Institut AEA Technology. L'évaluation monétaire des effets sur la mortalité chronique et aiguë peut se faire à partir de **deux approches : la valeur d'une vie statistique (VOSL pour value of statistical life)** qui estime le

prix que les individus sont prêts à payer pour réduire le risque de mortalité et la **valeur d'une année de vie perdue** (VOLY pour *value of a life year*) chaque année en raison d'une mortalité prématurée. De manière générale, l'évaluation des bénéfices est soumise à une grande incertitude en raison du manque de données et de fiabilité de certaines méthodes de valorisation. Toutefois, le modèle Alpha fournit une première approximation des bénéfices engendrés par le protocole de Göteborg.

Graphique n° 6. Bénéfices du protocole en % du PIB 2010



Source : d'après Holland MR et al. (1999), Cost-Benefit Analysis of the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone, Report to the UNECE Task Force on Economic Aspects of Abatement Strategies, *Air & Energy*, n° 133 et Amann et al. (1999), calculs D4E.

Le bénéfice total s'élève à près de 200 milliards d'euros par an si on a retenu l'approche VOSL pour évaluer les effets sur la mortalité et 127 milliards si on privilégie l'approche VOLY. Pour l'UE à 15, les bénéfices sont respectivement de 126 milliards et de 82,5 milliards et pour la France, de 21 milliards et 14 milliards. **La majeure partie des bénéfices chiffrés dans cette étude proviennent des effets sur la mortalité et la morbidité.** Le graphique 6 présente en pourcentage du PIB prévu pour 2010 les bénéfices pour chaque pays selon l'approche VOSL et VOLY.

Tableau n° 4. Comparaison des bénéfices environnementaux en fonction des niveaux de pollution atteints

	Avec les niveaux projetés actuellement	Avec les niveaux de la Directive	Avec les niveaux du protocole de Göteborg	Avec les niveaux de 1990
Acidification (1)				
France	118 (0,4)	114 (0,4)	116 (0,4)	8191 (25,8)
UE-15	5133 (3,4)	5048 (3,4)	5332 (3,6)	36963 (24,7)
Eutrophisation (2)				
France	26228 (82,6)	24566 (77,3)	24920 (78,4)	29320 (92,3)
UE-15	48913 (40,5)	46895 (38,9)	47639 (39,5)	66778 (55,3)
Ozone – végétation (3)				
France	2341 (7,2)	2120 (6,6)	2201 (6,8)	4168 (12,9)
UE-15	6941 (3,7)	6640 (3,6)	6804 (3,6)	12412 (6,6)
Ozone - santé (4)				
France	82 (1,5)	70 (1,2)	75 (1,3)	311 (5,5)
UE-15	407 (1,1)	383 (1,1)	398 (1,1)	1260 (3,5)

(1) Acidification : en milliers d'hectares non protégés et entre parenthèses en % d'écosystèmes non protégés ; (2) Eutrophisation : en milliers d'hectares non protégés et entre parenthèses en % d'écosystèmes non protégés ; (3) Ozone-végétation : en 1000km2.excès.ppm.heures et entre parenthèses indice d'exposition moyen en excès ppm.heures ; (4) Ozone-Santé : millions personnes.ppm.heures et entre parenthèses indice moyen en ppm.heures.
Source : calculs D4E d'après scénarios proposés sur le site de l'IIASA.

Inversement, le non-respect des objectifs du protocole de Göteborg, compte tenu du caractère transfrontière des polluants conduirait à renforcer les phénomènes d'acidification, d'eutrophisation et/ou précurseurs de l'ozone troposphérique évoqués précédemment (tableau n° 1) et à diminuer les bénéfices environnementaux.

1.3.3. Le ratio bénéfice/coût

Le rapprochement des évaluations du coût à partir du modèle RAINS et des bénéfices à partir du modèle Alpha permet d'établir le **ratio bénéfice/coût** généré par le Protocole de Göteborg. Il tient compte des deux approches VOSL et VOLY concernant les bénéfices.

Tableau n° 5. Ratio bénéfice/coût (1)

	Ratio 1	Ratio 2		Ratio 1	Ratio 2
Autriche	4,09	2,62	Italie	1,91	1,24
Belgique	2,55	1,65	Luxembourg	10,83	6,71
Danemark	1,62	1,07	Pays-Bas	3,83	2,52
Finlande	0,49	0,30	Portugal	0,45	0,28
France	2,42	1,58	Espagne	0,84	0,54
Allemagne	2,65	1,72	Suède	1,03	0,65
Grèce	0,83	0,54	Royaume-Uni	2,18	1,47
Irlande	0,56	0,37	UE-15	2,11	1,38

(1) Ratio 1 selon l'approche VOSL, ratio 2 selon l'approche VOLY.

On constate que quelle que soit la méthode utilisée, le Portugal, l'Espagne, la Grèce, l'Irlande, la Finlande se retrouvent « perdants » puisque le ratio est inférieur à 1. Pour la France, les ratios sont respectivement de 2,42 et de 1,58, donc la France est *a priori* bénéficiaire.

Au final, le niveau des plafonds assignés aux différents pays dans le protocole de Göteborg et de la Directive est supérieur à celui qui résulte de la modélisation d'évaluation intégrée. Cela en diminue le coût, qui est de près de 0,7 % du PIB pour la France mais également les bénéfices que les pays peuvent retirer d'une amélioration de la situation environnementale et sanitaire. Toutefois, si on prend le cas de la France, le ratio bénéfices/coûts demeure positif puisqu'il est estimé entre 2,5 et 1,5 en fonction du mode de valorisation de la vie humaine. Cela justifie la mise en place des mesures pour respecter les plafonds de la Directive et les engagements du protocole.

L'approche qui a présidé au protocole et à la Directive n'est toutefois pas exempte de **critiques** et d'**incertitudes** : critiques de la modélisation d'évaluation intégrée (modalités de l'optimisation, construction des fonctions de coûts, base de données technico-économiques des techniques de réduction des émissions) ; incertitudes des inventaires d'émissions, des projections, des bénéfices.

2. LA MISE EN ŒUVRE DE LA DIRECTIVE PLAFONDS NATIONAUX D'EMISSION : PRINCIPES GENERAUX

En application de la Directive, la France, à l'instar des autres Etats-membres, doit élaborer « *d'ici au 1^{er} octobre 2002 au plus tard, un programme de réduction progressive des émissions nationales des polluants* » visés par la Directive, à savoir les émissions de dioxyde de soufre, de

dioxyde d'azote, les composés organiques volatils, et l'ammoniaque. Selon l'article 15, elle mettra « *en vigueur les dispositions législatives, réglementaires et administratives nécessaires pour se conformer à la présente directive avant le 27 novembre 2002* ». Enfin, les Etats membres devront si nécessaire mettre à jour le programme d'ici au 1^{er} octobre 2006.

Afin de déterminer l'instrument le plus efficace pour atteindre l'objectif assigné par la Directive, il convient au préalable d'explicitier les critères présidant à la politique environnementale (2.1.). Celle-ci se place dans un cadre très précis. D'une part, des objectifs quantitatifs précis sont à atteindre à l'horizon 2010. D'autre part, et bien que les polluants aient un caractère transfrontière, les mesures sont prises au plan national indépendamment de leurs effets externes et d'une quelconque harmonisation, voire coordination au plan européen. Il convient également de tenir compte de l'écart entre l'objectif environnemental à atteindre et ce que devrait être la trajectoire des émissions à la même date, ce qui suppose un scénario des projections d'émission (2.2.).

2.1. CRITERES DE CHOIX D'UNE POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE

2.1.1. La politique environnementale dans un contexte national

La décision publique à l'instar des autres domaines a recours à une méthode standard : l'analyse coût – avantage, et à défaut à l'analyse coût-efficacité. Néanmoins, dans une perspective dynamique, et c'est le cas avec la Directive puisque les plafonds d'émission pourraient être abaissés lors de sa révision en 2004, le décideur public doit élargir les critères en appréciant notamment l'impact des différents instruments réglementaires et économiques sur l'innovation technologique. Enfin, la mise en œuvre des mesures de politique environnementale suppose un minimum d'acceptabilité politique et sociale.

2.1.1.1. Coût-avantage et coût-efficacité

La détermination d'un programme de mesures doit tenir compte du souci de **réduire les émissions à moindre coût pour la collectivité**¹⁵. L'idée générale est d'exploiter en priorité les gisements de réduction des émissions dans les secteurs ou auprès des agents où les coûts de dépollution sont les plus faibles, afin d'aboutir à une répartition des efforts telle que les coûts marginaux de dépollution soient égaux entre agents et secteurs (si ce n'est pas le cas, renforcer l'effort sur un agent ou un secteur de coût marginal plus faible réduit le coût collectif). Cela a par exemple été le cas pour la préparation du PNLCC (plan national de lutte contre le changement climatique) où il avait été décidé de mettre en œuvre toutes les mesures qui permettaient de diminuer les émissions de gaz à effet de serre à un coût inférieur à celui de la valeur de la tonne de carbone évitée (500 F).

Deux approches sont schématiquement possibles pour déterminer le programme de mesures nationales :

¹⁵ Cette partie a été rédigée en collaboration avec la Sous-direction des politiques environnementales de la D4E.

- un inventaire des mesures dont le coût marginal est inférieur à la valeur implicite de l'effort demandé à la France dans la directive plafond, tel qu'il a été déterminé dans les travaux d'évaluation de la répartition des effets entre pays ;
- un inventaire et un empilement des mesures de coût marginal croissant jusqu'à ce que la somme des gisements de ces mesures conduise aux réductions d'émissions à réaliser pour atteindre le plafond.

Ces deux approches conduisent respectivement aux exercices suivants :

- **un exercice « coût – avantage »** dès lors que la valeur de la tonne de polluant évitée est connue. Les avantages de la mesure (i.e. la réduction de pollution) étant valorisables, ils peuvent être agrégés aux coûts de celle-ci. Il suffit alors de retenir les mesures dont le bilan avantage - coût est positif ;

- **un exercice « coût – efficacité »** si la valeur de la tonne de polluant évitée n'est pas connue. On mesure le coût marginal de chacune des mesures, rapporté à la quantité de polluant évitée¹⁶.

L'approche coût-avantage a l'intérêt de bien traiter les interactions entre polluants, puisque tous sont valorisés dans le bilan coût-avantage. Une mesure mettant en jeu plusieurs polluants peut être appréciée dès lors que la valeur de la tonne évitée est connue pour chacun d'entre eux.

L'approche coût-efficacité permet de traiter aisément les mesures jouant sur un polluant unique. Elle est par contre d'application plus complexe quand une même mesure joue sur plusieurs polluants : il faut alors implicitement se donner une pondération des polluants. L'approche coût-efficacité présente cependant le mérite essentiel d'être flexible par rapport à la fixation d'une valeur des dommages ou de l'effort quantitatif à réaliser, dont l'évaluation peut être incertaine. En particulier, l'approche coût-efficacité peut être relativement déconnectée de l'exercice d'évaluation du scénario de référence et des besoins de réduction des émissions. Ces effets multi-polluants et le manque de données conduisent dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive à retenir une approche coût-efficacité mais « simplifiée ».

2.1.1.2. Réglementation, instruments économiques et innovation technologique

Le choix des mesures doit également tenir compte d'une perspective de long terme puisque les plafonds d'émission seront très certainement abaissés après 2010 et donc des innovations technologiques. Selon l'OCDE (1999), **plusieurs types d'innovations technologiques** peuvent être distingués : innovation radicale, innovation incrémentale, innovation continue, etc. Les approches réglementaires traditionnelles ont recours au concept de « meilleures technologies disponibles ». Cependant, imposer l'utilisation d'une technologie particulière a un coût pour la société : d'une part, il empêche les firmes qui ont les ressources disponibles à innover, à rechercher des alternatives moins coûteuses ; d'autre part, la réglementation fait de

¹⁶ Dans le modèle RAINS, pour la France, et compte tenu du scénario de référence (REF), le passage à un plafond d'émissions de 375 kt d'émissions de SO₂ se traduisait par l'adoption de toutes les mesures dont le coût marginal était inférieur à 350 euros par tonne de SO₂ évitée et pour les NO_x le passage à 810 kt se traduisait par l'adoption de toutes les mesures dont le coût marginal était inférieur à 840,26 euros la tonne de NO_x évitée.

certaines techniques de dépollution un marché captif pour les producteurs de ces équipements qui peuvent alors abuser de leur pouvoir pour fixer des prix élevés.

Le recours aux instruments de marché (taxes ou système d'échange de quotas) **permet justement cette flexibilité** (Parry, 1997 ; Fischer et al., 1998 ; Fischer, 2000) **même si le débat sur l'efficacité dynamique reste ouvert** (OCDE, 1999). Dans des modèles en concurrence parfaite et information complète, des instruments fondés sur le jeu du marché sont plus efficaces. En revanche, le relâchement des hypothèses de concurrence parfaite montre que les normes pourraient déboucher sur des résultats plus efficaces.

2.1.1.3. L'acceptabilité politique et sociale

L'acceptabilité politique et sociale renvoie, d'une part, à **la légitimité des instruments** auxquels a recours la politique environnementale, et, d'autre part, **aux effets redistributifs** de toute politique environnementale. Ce critère apparaît de second plan par rapport à celui de l'approche coût-efficacité. En effet, quel que soit l'instrument auquel recourent les décideurs publics, la réglementation, la fiscalité ou bien encore le système d'échange de quotas, ils se heurteront à une résistance en raison des efforts demandés.

Ainsi, par exemple, le recours au système d'échange de quotas est-il considéré par certains comme un instrument immoral. Le système d'échange de quotas transformerait la pollution en une marchandise comme une autre. Cette dernière ne serait plus frappée de ce stigmatisme moral qui la caractérise. La création de ce marché fait de la pollution pour l'entreprise un coût comme un autre, à l'instar des salaires pour le travail, des dividendes, des intérêts et des bénéfices pour le capital. En outre, l'introduction d'un système d'échange de quotas saperait le sens d'une responsabilité partagée au moment où il serait nécessaire de coopérer pour lutter contre la pollution.

Toutefois, la question est moins de savoir si on pollue car, dans la plupart des cas, la production d'une certaine pollution est inévitable, mais plutôt de savoir combien¹⁷. Dès lors, il est logique d'opérer un arbitrage entre les dommages provoqués par la pollution et le coût de la diminuer ce que permet de faire le système d'échange de quotas. En outre, l'idée que le progrès environnemental doit être accompagné de sacrifice n'est pas nécessairement valide. Au contraire, le fonctionnement du système d'échange de quotas doit faire émerger un jeu à somme positive. Enfin, la capacité d'un programme de permis à faire de la pollution un coût interne est efficace, puisqu'il contraint les pollueurs à incorporer le coût des dommages environnementaux extérieurs dans leurs coûts de fonctionnement¹⁸.

De même, la création d'un système d'échange de quotas en matière de transports routiers pourrait être vécue comme un rationnement, qui dans la mémoire historique de la population est associée à la guerre. De manière générale, il apparaît politiquement plus facile de changer les modèles de production de quelques entreprises que de changer les modèles de consommation de

¹⁷ *The Economic Report of the President*, 2002, chapitre 6.

¹⁸ Cette dénonciation du mythe de l'immoralité n'est pas nouvelle. O. Godard et C. Henry (1998) montraient que la création d'un marché de permis ne revenait pas à privatiser l'environnement mais à restreindre les conditions d'accès libre à un bien commun, l'atmosphère, pour en préserver un autre, celui de la qualité l'air que nous respirons et qui permettent aux individus de préserver leur santé, leurs écosystèmes, etc.

millions de citoyens, ce au prix d'un lobbying plus intense de la part des premiers, la logique d'action collective faisant également son œuvre (Olson, 1965).

L'acceptabilité politique et sociale renvoie également à la question des effets redistributifs de l'instrument utilisé.

Ainsi, par exemple, il est reproché aux systèmes d'échange de quotas de permettre à certains de se soustraire à leurs obligations de lutter contre la pollution. Cet argument a été encore invoqué récemment lors du débat présidant à la création d'un système d'échange de quotas de NO_x, aux Pays-Bas, dans le cadre de la directive européenne sur les plafonds nationaux d'émission. Or, le système d'échange de quotas est un jeu à somme positive et non à somme nulle. Supposons une firme A qui doit dépenser 50 millions de dollars pour limiter ces émissions comme l'exige la nouvelle réglementation. Une firme B peut réduire les émissions d'un même montant mais seulement au coût de 5 millions de dollars et, selon la réglementation, n'est pas dans l'obligation de le faire. L'échange permet aux deux firmes une meilleure situation. Si A paie 30 millions à la firme B en échange de l'accord de réduire ses émissions à sa place, B aura gagné 25 millions de dollars et A aura payé 30 au lieu de 50 millions de dollars pour le faire. Parce que l'échange est une option, son existence est bien la preuve qu'il bénéficie aux deux parties ; si une des deux parties n'y trouvait aucun intérêt, l'échange ne pourrait se faire.

2.2. La politique environnementale dans un contexte transfrontière

La pollution de l'air ayant un caractère transfrontière, le décideur est confronté au problème de la coordination des politiques environnementales. En économie, la coordination se définit comme un processus au terme duquel les pays choisissent leurs politiques économiques de façon à accroître leur bien-être collectif en exploitant positivement les interdépendances entre leurs économies (Horne et Masson, 1988)¹⁹.

Dans le cadre de la directive plafonds nationaux d'émission, la coordination se fait au niveau des objectifs différenciés par pays. Ces objectifs sont le résultat d'une optimisation d'objectifs environnementaux sous contrainte de minimisation des coûts des techniques utilisées pour lutter contre les émissions de certains polluants. En revanche, **les mesures non techniques ne font pas l'objet d'une coordination mais d'une simple coopération**, au sens où ce terme recouvre tout échange d'informations entre les pays portant sur les évolutions économiques et sur les intentions en matière de politique économique, ce qui constitue le cadre de la Directive puisque les Etats sont tenus d'informer la Commission et leurs partenaires des mesures prises. **Une coordination des instruments des politiques environnementales dans un nombre important de pays aurait eu des avantages opérationnels** (Landrieu et Mudgal, 2000) : avantage de l'expérience, dynamisme de l'action collective, économies d'échelle, effet neutre par rapport à la compétitivité internationale²⁰.

¹⁹ On distingue généralement la coordination stratégique de la coordination bien-public (Jacquet, 1998). La première apparaît comme une réponse aux interdépendances économiques aux pays, c'est-à-dire aux effets externes internationaux des politiques économiques nationales ; la seconde a pour objectif de fournir et préserver des biens publics internationaux. Cette dernière reposera sur des règles tandis que la seconde reposera sur la capacité des gouvernants à exercer leur politique discrétionnaire de façon conjointement organisée.

²⁰ Parmi les motifs invoqués par la Commission pour justifier la mise en œuvre de la Directive établissant un système d'échange de quotas d'émissions de gaz à effet de serre, il y a celui d'assurer un bon fonctionnement du marché

De manière générale, **l'analyse de la coordination consiste à mettre en évidence les externalités négatives de mesures de politiques environnementales prises unilatéralement** dans un contexte d'interdépendance environnementale et ainsi à évaluer les bénéfices d'une coordination par comparaison à une situation non coordonnée.

Ainsi, la mise en place d'une taxe poids lourds lors de leur traversée sur un territoire sans coordination avec les pays limitrophes entraîne **un détournement de trafic**²¹. Pour le pays qui a décidé de cette mesure, il en résulte une baisse du trafic et une réorganisation de ses transports. Les bénéfices en sont une diminution de la congestion et des dommages (sanitaires et environnementaux) liés aux émissions de polluants dus à la densité du trafic. Le coût est une perte d'activité économique en raison de l'impact direct et indirect du secteur des transports sur le PIB. Pour les pays limitrophes, la mesure entraîne une augmentation de trafic. Il en résulte un bénéfice en termes d'activité économique. Du point de vue des coûts, cela se traduit par une augmentation de la congestion et de la concentration des émissions sur le territoire avec un risque d'effet d'irréversibilité.

Dans cet exemple, la mise en place d'une taxe coordonnée devrait permettre d'éviter une concurrence déloyale, d'éliminer la concentration excessive de polluants sur un territoire et le risque de congestion, d'augmenter les recettes fiscales pour les Etats. **Néanmoins, les bénéfices d'une taxe coordonnée ne doivent pas être surestimés**, voire peuvent se transformer en coûts :

- si la taxe est mal calibrée, les pertes d'activité peuvent être élevées ;
- l'effet sur la pollution n'est pas connu avec certitude ;
- la coordination fiscale génère des coûts de transaction ;
- un des Etats peut être tenté de faire défection (baisse de la fiscalité) pour attirer l'activité économique (les bénéfices de court terme – l'activité économique – l'emportant sur les bénéfices de long terme – baisse des dommages dus à la pollution). L'instabilité de la coordination est d'autant plus vraisemblable que le jeu n'est pas forcément répété si on considère la contrainte politique et électorale des gouvernements ;
- le jeu de la coordination implique également des sanctions qui doivent être crédibles, c'est-à-dire qu'elles soient effectivement appliquées en cas de manquement d'un Etat, ce qui pose le problème d'une gouvernance environnementale supranationale. En outre, les sanctions supposent en amont que la défection ne fasse pas l'objet de contestation, autrement dit qu'elle soit démontrée de manière incontestable.

L'instabilité de la coordination et son coût pourraient inciter, au contraire, à **prôner la concurrence entre les politiques environnementales** pour faire émerger la politique la plus efficace selon la logique suivante : un pays A choisit une politique environnementale

intérieure et de prévenir les distorsions de concurrence qui résulteraient de politiques industrielles nationales non coordonnées.

²¹ Un autre exemple est la délocalisation d'entreprises du fait de mesures trop rigoureuses en matière de politique environnementale.

rigoureuse. Cela crée de la congestion et de la pollution dans le pays B telles que ce dernier doit aligner sa politique environnementale. La contrepartie est le risque d'irréversibilité pour les écosystèmes occasionnée par le délai de réaction de B à la politique de A. Ces coûts majeurs d'ajustement combiné au principe de précaution justifieraient d'adopter une approche coordonnée des politiques environnementales.

A la suite de la parution des différents programmes nationaux des Etats-membres en application de la Directive, on peut imaginer qu'une coordination soit organisée au niveau européen, à l'instar de ce qui s'est passé pour l'effet de serre où le programme européen sur le changement climatique est venu conforter les programmes nationaux.

2.2. LES PROJECTIONS A L'HORIZON 2010

Les critères de la politique environnementale explicités, le décideur public a besoin d'évaluer **l'écart séparant l'objectif à atteindre de la trajectoire environnementale, en l'occurrence les projections des émissions à l'horizon 2010**. L'introduction de nouvelles réglementations et la réactualisation des trajectoires économiques et énergétiques amènent, en effet, à réviser celles-ci. Dans le cadre de l'application de la Directive Plafonds, le CITEPA²² a élaboré un scénario de projections des émissions Optinec à partir d'un scénario énergétique et des données communiquées par les industriels. Les estimations qui en résultent diffèrent de celles issues du scénario ShAIR de l'Agence européenne de l'environnement (EEA, 2002). Les différences s'expliquent par les scénarios énergétiques sous-jacents aux projections, les réglementations prises en compte et les données des industriels. L'incertitude sur les projections d'émissions ne va pas sans répercussion sur l'ampleur des mesures à prendre par les décideurs publics et sur les comportements des acteurs de la politique environnementale.

2.2.1. Les différentes estimations à l'horizon 2010

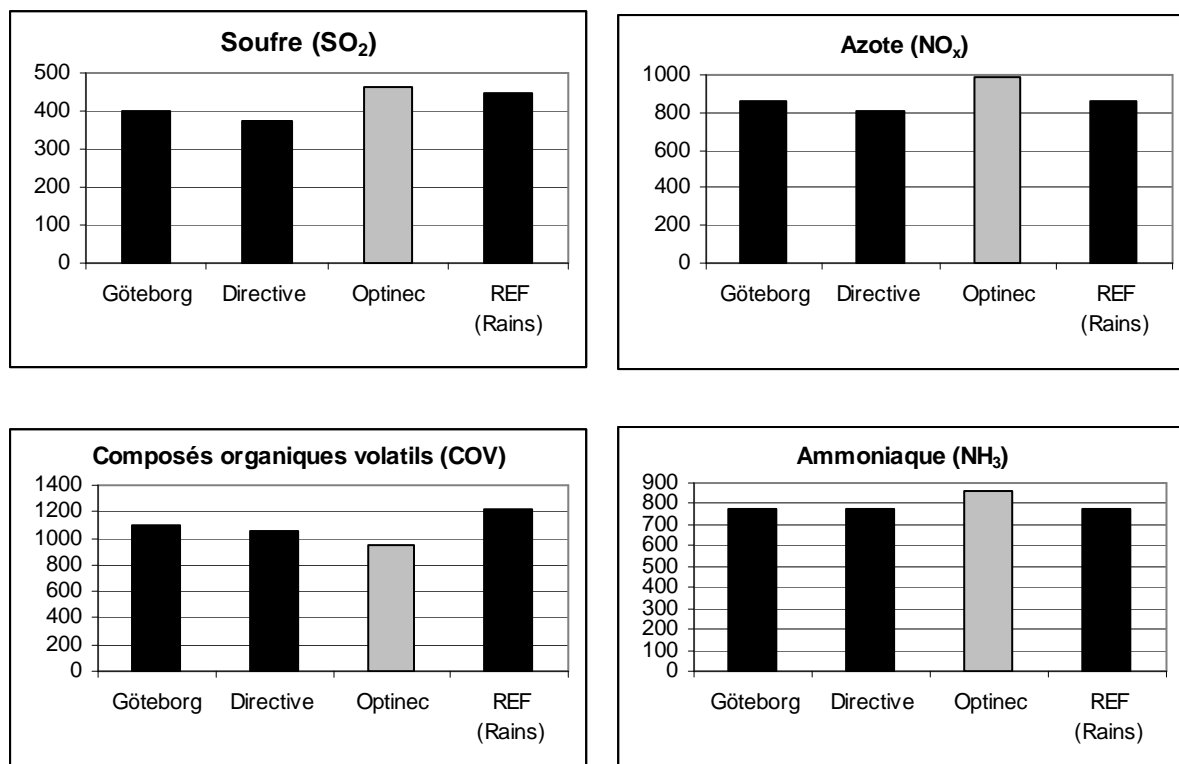
2.2.1.1. Le scénario Optinec

Il ressort des prévisions du CITEPA que les émissions de soufre (SO₂), d'azote (NO_x) et d'ammoniaque (NH₃) devraient être supérieures en 2010 respectivement de près de 23, 22 et 10 % à ce qu'impose la Directive.

En revanche, pour les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), le plafond devrait être respecté (954 kt contre 1050 kt fixé par la directive). Par rapport au scénario de référence proposé par le modèle RAINS à l'horizon 2010, qui repose sur des hypothèses différentes tant du point de vue économique que de la prise en compte des réglementations, les projections d'émissions sont proches pour le soufre et divergent pour les trois autres polluants.

²² Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique.

Graphique n° 7. Estimations des émissions des polluants à l'horizon 2010
(en milliers de tonnes)



(1) REF (Rains) est le scénario de référence du modèle RAINS lors de l'élaboration du protocole de Göteborg et de la Directive.

Les tableaux 6, 7 et 8 donnent la répartition par secteurs des émissions de soufre, d'azote et d'ammoniaque en 1990 et en 2010 ainsi que leur évolution entre 1990 et 2010.

Tableau n° 6. Répartition par ordre décroissant des parts des secteurs en 2010 des émissions de soufre (SO₂)
(en % et indice)

	Part en 1990	Part en 2010	Indice 2010 (base 100 en 1990)
Raffinage	13,86	30,40	75,3
Combustion dans l'industrie	29,65	28,02	32,4
Production d'électricité	21,88	21,06	33,1
Résidentiel – Tertiaire	9,98	6,81	23,4
Chauffage urbain	3,06	4,24	47,5
Traitement et élimination des déchets	1,13	3,22	97,9
Procédés de production	2,67	2,80	36
Autres sources mobiles	2,52	1,66	22,6
Transport routier	10,40	0,92	3,05
Autres extractions et transformation énergie	4,85	0,87	6,15
TOTAL	100	100	34,38

Source : CITEPA, calculs D4E.

A l'horizon 2010, près de 80 % des émissions de soufre seront concentrées dans trois secteurs : **raffinage, combustion dans l'industrie, la production d'électricité.**

Près des deux tiers des émissions de NO_x à l'horizon 2010 viendront de **deux secteurs : transport routier et autres sources mobiles.** Si on ajoute les secteurs « **Combustion dans l'industrie** », « **Résidentiel-Tertiaire** » et « **Production d'électricité** », la part est de 93 %.

Tableau n° 7. Répartition par ordre décroissant des parts des secteurs en 2010 des émissions d'azote (NO_x)
(en % et indice)

	Part en 1990	Part en 2010	Indice 2010 (base 100 en 1990)
Transport routier	57,52	39,43	35,7
Autres sources mobiles	18,47	24,61	69,3
Combustion dans l'industrie	9,39	13,70	75,9
Résidentiel – Tertiaire	5,06	7,88	81
Production d'électricité	4,97	7,59	79,4
Raffinage	1,15	3,39	153,6
Traitement et élimination des déchets	0,97	1,12	59,9
Procédés de production	1,17	0,97	48,8
Chauffage urbain	0,57	0,81	74,1
Autres extractions et transformation énergie	0,73	0,52	37
TOTAL	100	100	52

Source : CITEPA, calculs D4E.

Tableau n° 8. Répartition par ordre décroissant des parts des secteurs en 2010 des émissions d'ammoniaque (NH₃)
(en % et indice)

	Part en 1990	Part en 2010	Indice 2010 (base 100 en 1990)
Déjections animales	77,98	77,95	111,5
Cultures avec engrais	19,59	17,31	98,5
Transports routiers	0,10	2,26	2418,7
Traitement et élimination des déchets	1,62	2,02	138,9
Procédés de production	0,64	0,36	63,3
Utilisation de solvants	0,06	0,10	175,5
TOTAL	100	100	107,6

On constate que si **le secteur agricole** demeure très majoritairement à l'origine des émissions d'ammoniaque, **le secteur des transports routiers** connaît une forte croissance des émissions du fait de l'introduction des pots catalytiques.

2.2.1.2. Le scénario ShAIR

Ce scénario élaboré par l'Agence européenne de l'environnement (2002) pour l'ensemble des pays de l'Union européenne s'inscrit dans une démarche qui vise à appliquer à la pollution atmosphérique ainsi qu'aux gaz à effet de serre les outils et méthodologies de l'approche de l'évaluation intégrée, dont le modèle RAINS. Il en résulte **un jeu de projections à l'horizon 2010 et 2020**.

Les projections d'émissions se fondent sur le **scénario énergétique du modèle Primes du National Technical University of Athens (NTUA)**. Les projections macroéconomiques et sectorielles sont construites à partir des travaux de la DGII de la Commission européenne et de l'OCDE. Le **scénario ShAIR** inclut également les mesures de réduction des émissions prises dans le cadre de la réglementation environnementale actuelle dans chaque pays ainsi que les directives européennes et les clauses d'obligation en ce qui concerne les normes d'émissions venant des différents protocoles signés dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière.

Le tableau 9 présente une comparaison des données des émissions de polluants à l'horizon 2010 de scénarios et d'objectifs fixés dans le cadre de la directive plafonds nationaux d'émission ou du protocole de Göteborg pour la France.

Le scénario ShAIR diffère des projections réalisées dans le cadre de l'étude Optinec. Ainsi, **à l'exception des COV, l'ensemble des projections sont plus basses dans ShAIR que dans Optinec** (de l'ordre de 10 %). Le scénario ShAIR diffère également des projections du rapport précédent EEUTC de l'Agence européenne de l'environnement (EEA, 1999) en raison notamment de la réactualisation des projections économiques et énergétiques. Ainsi, la consommation d'énergie diminue de 3 % entre les scénarios EEUTC et ShAIR à l'horizon 2010. Une autre raison est la prise en compte des mesures de réduction mises en œuvre. Le scénario EEUTC prend en compte la législation environnementale (normes d'émissions et de combustibles et plafonds d'émissions fixés dans le cadre des traités internationaux) mise en œuvre ou proche de l'être à la fin de 1997. Des mesures réglementaires ont été introduites entre 1998 et 1999 et sont donc prises en compte dans le scénario ShAIR.

Tableau n° 9. Comparaison des niveaux des émissions de polluants à l'horizon 2010
(en milliers de tonnes)

	EEUTC (1999)	ShAIR	Optinec (1)	Directive plafonds	Protocole de Göteborg	Scénario REF (2)
SO₂	489	400	461	375	400	448
NH₃	771	780	857	780	780	777
NO_x	993	860	988	810	860	858
COV	1238	1048	954	1050	1100	1223

(1) Ce sont les projections arrêtées au 8 mars 2002 par le CITEPA.

2.2.2. Les hypothèses des différents scénarios

Les différences dans les projections s'expliquent par trois catégories de facteurs :

- les facteurs d'évolution économique et énergétique ;
- l'impact de la réglementation nationale et européenne ;
- les données communiquées par les industriels.

2.2.2.1. Les hypothèses économiques

Le scénario OPTINEC reprend en grande partie le chiffrage obtenu à partir du scénario énergétique PNLCC. Ce dernier fait partie de **quatre scénarios** qui ont également servi de base pour les projections de polluants. Les quatre scénarios sont : le scénario S3 du Commissariat général du Plan appelé « Etat protecteur de l'environnement », le scénario T de la DGEMP commandé à ENERDATA, le scénario « AME - avec mesures existantes - prise en compte des mesures prises pour lutter contre le changement climatique au 31/12/99, et donc le scénario PNLCC - plan national de lutte contre le changement climatique – avec prise en compte des mesures supplémentaires qu'il faudra mettre en œuvre pour respecter les engagements de Kyoto²³. Le scénario PNLCC retenu par le CITEPA est complété par les données fournies par les

²³ Par rapport au scénario tendanciel T, ce scénario conduit à une augmentation moindre de la consommation d'énergie puisqu'il intègre les conséquences de mesures de réduction des émissions de gaz à effet de serre décidées antérieurement à l'adoption du PNLCC.

industriels. Le CITEPA fait également l'hypothèse de la fermeture du site d'exploitation de gaz naturel de Lacq d'ici 2010 et une production nationale nulle de charbon en 2010.

De manière générale, on observe que **les estimations des émissions de soufre faites à partir des scénarios énergétiques sont inférieures à celles du scénario Optinec**, c'est notamment le cas des émissions dans l'industrie (qui représentent 23,9 % des émissions totales) et dans le secteur du raffinage (qui représentent 30,4% des émissions totales) (tableau n° 10).

Tableau n° 10. Analyse par polluant et par secteurs des différents scénarios : le cas du SO₂

	Optinec	S3	T	AME	PNLCC
Cent. Ther et chauffage urbain	116,52	24,29	78,14	119,95	69,41
<i>Production centralisée d'électricité</i>	<i>97</i>	<i>10,21</i>	<i>43,88</i>	<i>95,39</i>	<i>50,34</i>
<i>Chauffage urbain</i>	<i>19,52</i>	<i>14,07</i>	<i>34,76</i>	<i>24,57</i>	<i>19,07</i>
Raffinage	140	80,71	110,4	110,4	110,4
Autres extr et transf.	4	5,78	8,64	10,84	7,87
Résidentiel - tertiaire	31,38	33,65	41,07	36,23	33,39
Industrie	141,92	116,3	139,1	130,27	125,55
<i>Combustion</i>	<i>129,04</i>	<i>103,09</i>	<i>125,52</i>	<i>116,69</i>	<i>111,96</i>
<i>Procédés</i>	<i>12,88</i>	<i>13,21</i>	<i>13,58</i>	<i>13,58</i>	<i>13,58</i>
Transports routiers	4,26	4,09	4,93	4,38	3,85
Autres sources mobiles	7,65	14,13	14,94	14,16	13,98
Déchets	14,83	14,88	14,88	14,88	14,88
Total	461	294	412	441	379

Tableau n° 11. Analyse par polluant et par secteurs des différents scénarios : le cas des NO_x

	Optinec	S3	T	AME	PNLCC
Cent. Ther et chauffage urbain	82,96	15,97	44,11	64,88	40,65
<i>Production centralisée d'électricité</i>	<i>75</i>	<i>9,46</i>	<i>31,16</i>	<i>55,48</i>	<i>32,73</i>
<i>Chauffage urbain</i>	<i>7,96</i>	<i>6,5</i>	<i>12,95</i>	<i>9,41</i>	<i>7,91</i>
Raffinage	33,5	23,4	31,22	31,22	31,22
Autres extr et transf.	5,16	4,01	5,42	6,76	5,16
Résidentiel - tertiaire	77,88	86,82	93,13	88,29	77,91
Industrie	144,9	118,2	126,23	127,12	122,41
<i>Combustion</i>	<i>135,36</i>	<i>108,71</i>	<i>115,2</i>	<i>117,62</i>	<i>112,92</i>
<i>Procédés</i>	<i>9,54</i>	<i>9,49</i>	<i>11,04</i>	<i>9,49</i>	<i>9,49</i>
Transports routiers	389,67	330,59	432,6	377,06	340,88
Autres sources mobiles	243,21	318,46	331,48	331,56	325,5
Déchets	11,06	10,67	10,67	10,67	10,67
Total	988	908	1075	1038	954

La principale divergence entre les scénarios a pour origine l'estimation des émissions en provenance de la production centralisée d'électricité puisque les estimations varient de 9,46 kt pour le scénario énergétique S3 à 75 kt selon le scénario Optinec, soit un facteur 8.

Pour l'agriculture, les projections d'évolution du cheptel sont entachées d'incertitude (- 30 % à + 8%). L'évolution du cheptel dépend, d'une part, des effets de la Politique agricole commune et de sa réforme de 2000 et, d'autre part, de la demande de consommation par habitant de lait et de viande. Deux scénarios d'évolution de cheptel sont considérés dans le cadre du scénario Optinec : des données calculées sur la base d'évolution tendancielle (scénario T) et les données issues du modèle Magali qui est un modèle d'offre de la branche agricole française géré conjointement par la Direction de la Prévision du MINEFI et par le Ministère de l'agriculture, de

l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales de l'Agriculture et de la Pêche. Des facteurs comme les crises de l'ESB ne sont pas pris en compte. Ce sont les données du modèle Magali qui sont retenues « non pas parce qu'elles sont probables mais parce qu'elles sont plus pénalisantes en termes d'émissions »²⁴. Les projections des émissions de NH₃ ont également été réévaluées en raison d'une modification des facteurs d'émission. Les émissions de NH₃ qui devaient s'élever à l'horizon 2010 à 782 000 tonnes (estimation du 17 décembre 2001) passent à 857 000 tonnes (estimation du 17 mai 2002).

2.2.2.2. Les hypothèses sur la réglementation

Les différentes réglementations prises en compte dans le scénario Optinec sont présentées brièvement dans l'encadré. Toutefois, l'impact de certaines d'entre elles sur l'estimation des émissions à l'horizon 2010 est incertain.

C'est le cas avec le **projet de révision de la directive GIC (grandes installations de combustion)** : en l'absence d'un plan national de réduction des émissions des GIC, les calculs d'émission à horizon 2010 sont effectués à partir des valeurs limites d'émission définies pour ces installations. Il existe des mesures dérogatoires pour les centrales thermiques et les installations de chauffage urbain. Le scénario ne prend en compte que celles des centrales thermiques.

Encadré n° 2. Les réglementations prises en compte dans le scénario OPTINEC

- Le projet de révision de la directive GIC
- L'arrêté du 02/02/98 dit arrêté intégré qui porte sur les prélèvements et la consommation d'eau, les émissions dans l'air, l'eau et les sols, la gestion des déchets et le bruit
- L'arrêté du 25/07/97 sur les petites installations de combustion
- L'arrêté du 11/08/99 sur les turbines et moteurs
- Les directives sur la teneur en soufre des combustibles liquides
- La directive Stage I relative aux émissions de COV résultant du stockage de l'essence et de sa distribution des terminaux aux stations services et l'arrêté (dit stage II) relatif à la réduction des COV liées au ravitaillement des véhicules dans les stations – services
- Les directives Auto-Oil
- La directive 99/13 (COV/Solvants)
- Le décret du 29/12/00 relatif aux engins mobiles non routiers.
- Les mesures définies dans les annexes du protocole de Göteborg du 01/12/99.

La **directive IPPC** (Integrated pollution prevention and control ou *PRIP* pour prévention et réduction intégrées de la pollution) (96/61) qui a pour objet la mise en œuvre des meilleures technologies disponibles (MTD) aux installations nouvelles et existantes au plus tard en octobre 2007 n'est pas prise en compte dans le scénario Optinec. Dans le cadre de l'application de cette directive, il s'agit pour chaque secteur d'établir et produire un BREF (BAT reference document). A l'heure actuelle, sur 32 BREFs prévus, seuls 10 ont été finalisés. Ces documents sont des catalogues de techniques disponibles mais ne définissent pas de valeurs limites réglementaires ; c'est la raison pour laquelle la Directive n'est pas intégrée dans le scénario Optinec.

Concernant l'arrêté du 11/08/99 portant sur la réduction des émissions polluantes des **turbines et moteurs à combustion** ainsi que **des chaudières utilisées en post-combustion** et fixant des valeurs limites d'émissions pour le SO₂, les NO_x, les COV, il n'existe pas de statistiques énergétiques précisant dans quels types d'installations sont brûlés les combustibles (chaudières, turbines ou moteurs). Le scénario Optinec fait donc l'hypothèse que la combustion a

²⁴ CITEPA (2002), « Estimations des émissions de SO₂, NO_x, COVNM, et NH₃ – Scénario Optinec », 17 mai 2002.

lieu sous chaudière ce qui limite la prise en compte de l'arrêté « turbines et moteurs » dans l'estimation des émissions des NO_x à l'horizon 2010.

Les valeurs limites d'émission définies dans les annexes techniques du protocole de Göteborg du 01/12/99 sont généralement moins sévères que celles définies par les directives européennes. Le scénario Optinec retient donc ces dernières. En revanche, il retient les mesures fixées à l'annexe IX du protocole relatives aux émissions d'ammoniac.

Le scénario prend également en compte **certains engagements volontaires** comme celui des verriers pour la baisse des émissions de NO_x. En revanche, d'autres comme celui de l'Association des constructeurs automobiles européens pour le CO₂ n'interviennent pas.

Enfin, pour **les émissions des transports routiers**, le scénario Optinec a recours au modèle européen COPERT²⁵. Ce modèle a connu des modifications puisqu'on est passé de la version Copert II à la Copert III, ce qui n'est pas sans incidence sur l'estimation des émissions.

Encadré n° 3. Le modèle européen COPERT

COPERT est un modèle européen qui estime les émissions du trafic routier. Ces émissions concernent les polluants « réguliers » : CO, NO_x, COV, PM ainsi que CO₂. Il inclut également les polluants « non réguliers » : CH₄, N₂O, NH₃, SO₂ les métaux lourds, les POPs

Le modèle prend en compte les paramètres suivants :

- les consommations de carburants et leurs caractéristiques ;
- le parc de véhicules en différenciant : le type de véhicule, le type de moteur, la cylindrée ou la taille, l'âge, des dispositifs particuliers comme le type d'alimentation, de réservoirs, d'équipement de dépollution etc. ;
- les conditions de circulation, notamment : le kilométrage annuel parcouru, les vitesses moyennes de référence relatives à des voies types (urbaine, rural, autoroute), la longueur du trajet moyen, les conditions climatiques.

L'évaluation des émissions est fonction de trois sources :

- les émissions à chaud ;
- les émissions à froid ;
- les émissions des COVNM dues à l'évaporation de l'essence.

Le modèle a été modifié en 2001. On est passé de la version Copert II à Copert III. Les principales différences portent sur :

- une révision des estimations des émissions à chaud, des émissions à froid, des émissions des COVNM dues à l'évaporation de l'essence ;
 - les taux de réduction différents pour les véhicules soumis aux directives Euro II, Euro III, Euro I par rapport à Euro I. Pour les véhicules diesel, les taux de réduction sont moindres que dans le cas des véhicules à essence ;
 - une nouvelle estimation de la dégradation des émissions dues au nombre de kilomètres parcourus et à l'âge du véhicule ;
 - une méthodologie d'évaporation alternative.
-

Le scénario ShAIR conduit à une estimation des émissions dans les transports très différente de celle fournie par le scénario Optinec ce qui explique le respect des plafonds selon le scénario ShAIR et le non – respect dans le cas d'Optinec.

²⁵ Computer programme to estimate road traffic emissions.

Tableau n° 12. Emissions de NOx pour les transports routiers
(en milliers de tonnes)

	1990		2010	
	ShAIR	Optinec	ShAIR	Optinec
VP+VUL	733,4	750,46	115,9	250,86
PL	281,6	341,52	183,2	137,9
Total	1015,1	1091,98	299,1	388,56

VP : voitures particulières ; VUL : véhicules utilitaires légers ; poids lourds.
Sources : CITEPA ; EEA (2002).

2.2.2.3. Les données communiquées par les industriels

Pour les émissions de soufre et d'azote en provenance des centrales thermiques, le scénario OPTINEC prend en compte les données fournies par EDF et la SNET²⁶. Les scénarios S3 et T apparaissent totalement irréalistes à EDF et à la SNET puisqu'ils impliquaient le quasi-arrêt de la production d'électricité par le thermique à flamme. A partir des données, deux scénarios ont été envisagés : l'un où la production annuelle d'électricité est de 38 TWh ce qui conduit à des émissions de soufre et d'azote respectivement de 101 kt et de 77 kt (scénario dit « moyen »- moyenne glissante 5 ans) et l'autre où la production est de 52 TWh (scénario « pic de production ») ce qui conduit à des émissions de l'ordre de 132 kt et de 99 kt. Finalement, c'est une hypothèse de production encore plus basse qui a été retenue, à savoir 37,6 TWh pour un montant total d'émissions de 97 kt.

Pour les émissions de soufre en provenance du raffinage, le scénario a recours aux données fournies par l'UFIP (Union française des industries pétrolières). L'UFIP considère que les efforts d'efficacité énergétique devraient compenser les augmentations de consommation provoquées par l'évolution des spécifications et par la progression de la demande des produits. Pour les émissions d'azote, ont été pris en compte les résultats d'une campagne de mesure qui a montré que les émissions avaient été jusqu'à présent **sous-estimées de 50 %**. Cela explique l'augmentation de leur part en 2010.

Ces deux exemples expliquent pourquoi les estimations du scénario Optinec se révèlent différentes de celles issues des modèles.

Au-delà du problème de construction d'un scénario fondé sur de l'information provenant des industriels, l'incertitude sur les projections d'émissions ne va pas sans répercussion sur l'ampleur des mesures à prendre par les décideurs publics, sur l'instrument de politique environnementale auquel le décideur doit recourir en situation d'incertitude, sur les comportements des acteurs de la politique environnementale et également sur l'information à transmettre à la Commission européenne et aux autres partenaires européens.

²⁶ Créée le 1er janvier 1995, la Société nationale d'électricité et de thermique (SNET) est l'entité regroupant les activités électriques du groupe Charbonnages de France. Elle comprend 9 centrales réparties en 5 sites, et exploitées par deux filiales: la Société d'Électricité et de Thermique du Nord Est (SETNE), et la Société d'Électricité et de Thermique du Centre et du Midi (SETCM). Cet outil de production est complété par un centre de recherche le CERCHAR et par une société spécialisée dans la valorisation des cendres de centrales : SURSCHISTE.

3. QUEL INSTRUMENT POUR LA POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE DANS LE CADRE DE LA DIRECTIVE PLAFONDS NATIONAUX D'EMISSION ?

Le décideur public peut recourir schématiquement à trois instruments pour limiter les émissions des sources fixes : mesures réglementaires, l'instrument fiscal et le système d'échange de quotas. Bien que les mesures réglementaires permettent d'atteindre *a priori* un objectif environnemental quantitatif, celles-ci au regard de l'analyse coût efficacité apparaissent inefficaces (3.1.). Le recours à l'instrument fiscal en l'occurrence à la TGAP (taxe générale sur les activités polluantes) rend incertaine l'atteinte de l'objectif environnemental (3.2.). Si le système d'échange de quotas remplit bien les deux impératifs : objectif quantitatif et efficacité, les conditions dans lesquelles se dérouleront les échanges (organisation du marché) apparaissent primordiales (3.3.). L'analyse des mesures porte essentiellement sur deux polluants : les émissions de dioxyde de soufre et celles d'oxyde d'azote.

3.1. LES MESURES REGLEMENTAIRES

Plusieurs mesures réglementaires sont possibles pour respecter les plafonds d'émissions de dioxyde de soufre et d'oxyde d'azote : sévèrisation des valeurs limites d'émission ; limitation de la teneur en soufre du fioul lourd consommé par les centrales fioul ; limitation du nombre d'heures annuel de fonctionnement pour les grands installations de combustion (GIC) existantes ; limitation de la bulle raffinage ; réduction de la teneur en soufre des carburants ; généralisation des chaudières brûleurs bas-NOx

Atteindre les objectifs des plafonds d'émission assignés à la France à l'aide de ces mesures suppose qu'**un certain nombre de conditions** soient remplies :

- **la première condition est liée à l'information sur les coûts des techniques de réduction des émissions des polluants des décideurs publics et des industriels.** L'optimisation suppose que le décideur public étudie le marché du matériel antipollution ou obtienne les informations des industriels. Or, les industriels ont eux-mêmes beaucoup de difficultés à obtenir des informations sur les techniques de dépollution disponibles. La préparation du programme national a montré la difficulté à obtenir ces informations. En outre, pour être optimales, les valeurs limites d'émission devraient être adaptées à chaque pollueur parce que le coût de réduction pour chaque tonne de polluant évité varie considérablement d'un pollueur à l'autre ;
- une deuxième condition est **celle du respect de la réglementation en vigueur.** Par le passé, plusieurs infractions à la réglementation ont montré les limites du recours à un tel instrument. Cela implique donc pour la puissance publique un coût de contrôle pour le respect des valeurs limites d'émission.

Au-delà de ces conditions, l'instrument réglementaire est marqué par **plusieurs limites** :

- une première limite est liée **au système d'incitation et aux comportements des industriels.** Ceux-ci, en respectant la réglementation, n'ont aucune incitation à aller

au-delà des valeurs limites d'émission, à innover et à développer de nouvelles technologies de réduction des émissions ;

- une deuxième limite est liée **aux effets redistributifs de l'instrument**. Ainsi le recours à une réglementation du type « meilleure technologie disponible » peut créer une situation inégalitaire. Certaines firmes peuvent avoir investi dans des équipements de dépollution qui leur permettent de polluer moins, d'autres, au contraire, peuvent avoir recours à de vieux équipements, polluant donc plus. Si le gouvernement introduit une nouvelle régulation exigeant, implicitement ou explicitement, l'utilisation d'une troisième technologie, les premières seront pénalisées puisqu'elles ne recevront aucun bénéfice d'avoir moins pollué dans les années précédentes et, en outre, auront perdu de l'argent puisqu'elles ont investi dans une technologie de second rang ;
- les mesures réglementaires ajoutent également **une incertitude sur l'investissement** des industriels puisque les valeurs limites d'émission sont soumises à révision. Il en va de même pour une réglementation fondée sur les « meilleures technologies disponibles » puisque les techniques sont en perpétuelle évolution ;
- enfin, en économie ouverte, des mesures réglementaires plus restrictives peuvent conduire à **des distorsions de concurrence**. Ce risque diffère toutefois selon les secteurs, les coûts de transports, et la possibilité de répercussion sur les consommateurs (voir *infra*).

3.2. L'INSTRUMENT FISCAL

Pour le décideur public, le recours à l'instrument fiscal suppose de déterminer le taux de la taxe (3.2.1.), de mesurer la réaction des agents économiques à la modification de celui-ci (3.2.2.), d'en établir les modalités de mise en œuvre (3.2.3.) et en économie ouverte d'en analyser les répercussions en termes de compétitivité sur les entreprises (3.2.4.). Dans la perspective de limiter les émissions de dioxyde d'azote et d'oxyde de soufre, il s'agit ici plus précisément d'étudier les modalités de l'augmentation de la Taxe Générale sur les Activités Polluantes (TGAP).

Encadré n° 4. Historique de la taxe sur les activités polluantes⁽¹⁾

C'est par un décret du 7 juin 1985 qu'a été instaurée pour une période de cinq ans renouvelable une taxe parafiscale sur la pollution atmosphérique (TPPA). L'assiette était composée de la quantité de pollution émise dans l'air des polluants suivants : composés organiques volatils, oxyde de soufre et autres composés soufrés, oxyde d'azote et acide chlorydrique.

Les payeurs étaient les installations d'incinération d'ordures ménagères de capacité supérieure à trois tonnes par heure, les installations de combustion supérieur à 20 MWh et les installations rejetant plus de 150 tonnes par an des polluants suivants : composés soufrés ou de composés oxygénés de l'azote ou d'acide chlorhydrique ou d'hydrocarbures non méthaniques, solvants et autres composés organiques volatils.

Le taux de la taxe était fixé à 180 francs la tonne. La TPPA était reconduite en 1990 puis en 1995. Au 1^{er} janvier 1998, le taux de la taxe passait de 180 à 250 francs la tonne pour les émissions d'oxydes d'azotes et les COV. En 1996, les émissions taxées de SO₂ et de NO_x représentaient respectivement 70,9% et 22,8% du total. Les

secteurs qui acquittent les montants de taxes les plus importants sont pour le SO₂ les raffineries, EDF et CdF et pour les NO_x, la chimie avec les ateliers de fabrication d'acide nitrique et les cimenteries.

Le mécanisme financier était de type mutualiste. Les assujettis pouvaient déduire de la taxe les cotisations qu'ils versaient aux associations de surveillance de la qualité de l'air, dans la limite de 25 % de la taxe si celle-ci était supérieure à 4 MF et de 1 MF si tel n'était pas le cas. Le produit de la taxe était destiné à soutenir le développement de technologies et la réalisation d'équipements permettant de mesurer ou de réduire les émissions polluantes ainsi qu'au financement d'actions dans le domaine de la surveillance de la qualité de l'air.

La taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) a été instituée à compter du 1^{er} janvier 1999 par le décret du 17 juin 1999, pris en application de l'article 45 de la loi de finances pour 1999. Elle porte sur huit activités polluantes dont celle des émissions dans l'atmosphère qui reprend en modifiant les taux de la TPPA (voir tableau). Pour la TGAP 2001 correspondant aux émissions de polluants à l'atmosphère en 2000, les modalités de perception de la taxe sont modifiées : à partir de 2001, ce sont désormais les douanes qui sont en charge du recouvrement de cette taxe.

Tableau n° 1. Taux des taxes en 2001
(en euros par tonne)

Oxydes de soufre	38,11
Acide chlorhydrique	27,44
Protoxyde d'azote	57,11
Oxydes d'azote	45,73
Composés organiques volatils	38,11

Les cotisations, contributions ou dons de toute nature, versés au profit d'une association de gestion de réseau de mesure de la pollution atmosphérique agréée par le Ministère chargé de l'Environnement et dont l'exploitant est membre, sont déductibles de la taxe. Les installations concernées doivent être situées dans la zone surveillée par ledit réseau. Cette déduction peut se faire dans la limite de 25 % de la taxe ou à concurrence de 152 449 € (soit 1 million de FF), la limite la plus favorable au redevable étant applicable.

Tableau n° 2. Recettes de la TPPA, puis de la TGAP air
(en millions d'euros et entre parenthèses en millions de francs)

1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
28,51 (187)	24,39 (160)	20,39 (133,78)	28,51 (187)	29,58 (194)	33,54 (220)	26,68 (175)

Par ailleurs, il n'est procédé au recouvrement, au remboursement ou à la remise de la TGAP que si le montant à recouvrer, à rembourser ou à remettre excède 61 € (400 FF jusqu'au 31 décembre 2001). Cependant la déclaration de TGAP doit dans tous les cas être envoyée, même si le montant à déclarer est inférieur à 61 €.

(1) Cette partie s'appuie sur les données communiquées par la Sous-direction des politiques environnementales de la D4E.

3.2.1. La fixation du taux de TGAP

Contrairement à l'établissement de valeurs limites d'émission ou d'un système de permis qui fixent les quantités, la taxe fixe le prix maximal que l'industriel doit consentir à la marge pour réduire ses émissions. Mais les réductions d'émission seront déterminées par le comportement des agents qui est délicat à anticiper. **Cette incertitude sur le potentiel de réduction** existe car de nombreuses variables interviennent dans le choix de l'industriel : niveau de la taxe, coût des techniques de dépollution, taux d'actualisation, durée de vie de fonctionnement de l'installation. L'industriel lui-même n'ayant pas toujours mené toutes les études préalables, il ne connaît pas précisément le coût de ses efforts de réduction d'émission. *A fortiori*, le décideur public éprouve des difficultés à connaître l'effet de l'imposition d'un taux de taxe sur l'ensemble des émissions des unités concernées. Il peut procéder par tâtonnement en ajustant progressivement le niveau de

la taxe jusqu'à obtenir l'objectif de dépollution fixé. Mais cette manière de procéder est difficilement soutenable face à des investissements peu réversibles.

3.2.1.1. Coûts des dommages et coûts des techniques de dépollution

a) La TGAP NO_x

Le niveau de la TGAP NO_x est actuellement de 45,73 €/t. Le système de taxation actuel a été déterminé sans lien avec la lutte contre la pollution. Les taux ne sont pas fixés en référence au coût du dommage marginal comme le ferait une taxe pigouvienne sur la pollution (voir encadré n° 5). Ils ne tiennent pas non plus compte des coûts des techniques de dépollution nécessaires pour respecter l'objectif environnemental (Desaigues et Rabl, 2001).

Une première façon de fixer le taux de la taxe est de se référer au coût des dommages. Le coût des dommages provoqués par une tonne de NO_x émis par les centrales EDF Charbon-fioul a par exemple été évalué à 9 900 €/t (Friedrich et al., 2001). Autrement dit, toute mesure de réduction des émissions de ces centrales qui présente un coût unitaire inférieur à ce prix devrait être entreprise, puisqu'elle se traduit par des gains de 9 900 €/t pour d'autres agents (principalement gains sanitaires).

Encadré n° 5. Rappel sur la taxe optimale (pigouvienne)

*L'objectif du décideur public soucieux de l'intérêt collectif est de **minimiser une fonction de coût social** qui est la somme des dommages environnementaux et des coûts de dépollution. Théoriquement, dans un monde idéal où l'information est parfaite, le taux de taxe doit égaliser le coût marginal de réduction des émissions avec le bénéfice à la marge de la réduction de ces émissions. Dans ce cas, la taxe est optimale, et permet d'obtenir la quantité de pollution socialement efficace tout en minimisant le coût total de dépollution.*

Si le taux de taxe n'est pas fixé au niveau optimal, la quantité de pollution n'est plus idéale, mais il reste encore un résultat fort, à savoir que ce résultat est obtenu au moindre coût global. En effet, si les assujettis à la taxe sont rationnels, ils réalisent toutes les mesures techniques ou les investissements qui, à la marge, leur reviennent moins cher que le taux de taxe. Le coût de dépollution total est donc minimum lorsque les installations présentent le même coût marginal de réduction des émissions.

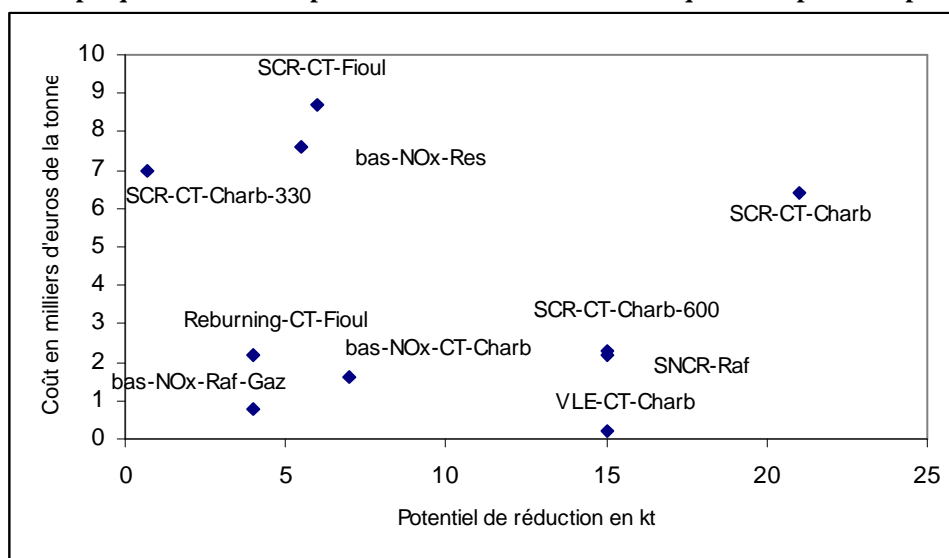
Lors de l'établissement d'une norme, même si celle-ci est différenciée par secteurs, il est douteux que celle-ci parvienne à imposer le même coût marginal d'effort à chaque installation.

Cette estimation ne va pas sans incertitude, et de plus la question de la quantité d'émissions a d'une certaine façon été réglée, puisque la France s'est engagée à respecter un plafond national²⁷. C'est pourquoi il est proposé de ne plus se poser la question de la pollution optimale, et de se concentrer sur une **démarche dite de second rang, à savoir minimiser les coûts de dépollution pour obtenir le résultat environnemental** établi par ailleurs.

Dans cette perspective, la taxe devrait être égale au coût marginal des techniques de dépollution qu'il est nécessaire de mettre en œuvre pour obtenir le résultat. En l'occurrence, les techniques sont par ordre croissant de coût : sévérification des VLE, bas-NO_x, Reburning, SCR. Le coût des techniques de dépollution varie selon les données du CITEPA de 200 à 8900 €/t. Ce sont des coûts moyens, non des coûts marginaux.

²⁷ Ce plafond n'est cependant pas optimal, et les évaluations des bénéfices montrent qu'au plan collectif, le pays devrait établir des plafonds plus exigeants.

Graphique n° 8. Coût et potentiel de réduction des techniques de dépollution pour le NO_x



Note : SCR-CT-Fioul (utilisation de la réduction sélective catalytique dans les centrales thermiques au fioul). Le premier terme correspond à la technique, le second au secteur ou type d'installation et le troisième au mode de combustible.
Source : mesures proposées par le CITEPA.

Un taux de la taxe de 4000 €/t²⁸ rapporté aux coûts techniques de dépollution donne *ex ante* un rapport de 20 à 0,45. Si on centre sur le rapport coût/potentiel on obtient 2200 €/t la tonne, soit un rapport de la taxe à ce coût de 1,82.

Si on considère toutes les mesures dont le coût est inférieur à 4000 €/t et si on fait l'hypothèse que ces mesures sont indépendantes, le potentiel de réduction s'élève à 60 000 tonnes. Ce montant est à comparer avec l'écart entre le montant total des émissions de NO_x qui devrait s'élever selon le scénario Optinec à 988 000 tonnes en 2010 et le montant à respecter selon les termes de la directive à la même date est de 810 000 tonnes. Ce montant apparaît trop faible. Néanmoins, la mesure ne concerne pas les secteurs les plus émetteurs d'émissions de dioxyde d'azote, les transports routiers et les autres sources mobiles.

b) La TGAP SO₂

Les secteurs qui seraient soumis à une extension de la TGAP SO₂ sont les suivants : centrales thermiques et chauffage urbain (SNAP 0101 et SNAP 0102) ; combustion dans le raffinage (SNAP 0103) ; résidentiel tertiaire (SNAP 02) et combustion dans l'industrie (SNAP 03).

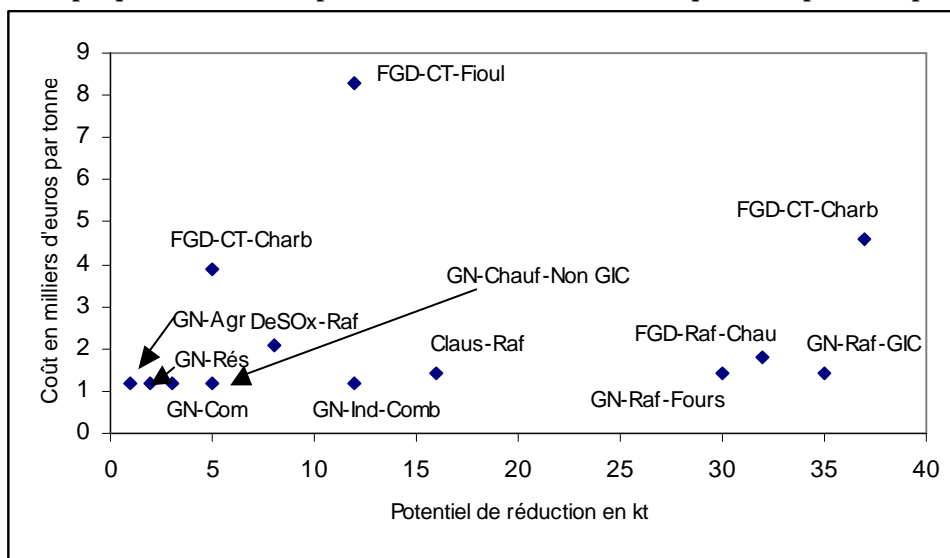
Le niveau de la TGAP SO₂ est actuellement de 38,11 €/t. A l'instar de la TGAP NO_x, le système actuel a peu de liens avec la pollution.

Une première manière pour fixer le taux de la taxe est de se référer au coût des dommages. Le coût des dommages provoqués par une tonne de SO₂ émis par les centrales EDF Charbon-fioul a été évalué, par exemple, à 5 900 €/t (Friedrich et al., 2001).

²⁸ Ce taux inspiré de l'exemple Suédois (voir annexe A pour l'expérience suédoise en matière de taxation des émissions d'azote et de soufre) est proposé par l'INERIS dans le cadre des mesures du programme d'application de la Directive plafonds.

Comme dans le cas du NO_x, on peut prendre un critère plus modeste celui de la **minimisation des coûts de dépollution**. Dans cet esprit, la taxe est égale au coût marginal des techniques de dépollution. Le coût moyen de la tonne évitée est entre 1200 et 8300 €/t. Une taxe de 2000 €/t rapportée à la fourchette des coûts techniques donne un rapport de 1,67 à 0,24, avec un centrage sur 1400 €/t soit un rapport de 1,43. Les techniques utilisées sont le passage au gaz naturel et la désulfuration des fumées.

Graphique n° 9. Coûts et potentiel de réduction des techniques de dépollution pour le SO₂



Note : GN-Raf-GIC (passage au gaz naturel dans les raffineries, grandes installations de combustion) correspond à Technique – Secteur – Type d'installation ou combustible utilisé.

Source : mesures proposées par CITEPA.

Si on considère toutes les mesures dont le coût est inférieur à 2000 €/t et si on fait l'hypothèse que ces mesures sont indépendantes, le potentiel de réduction s'élève à 136 000 tonnes. Le montant total des émissions de SO₂ devrait s'élever selon le scénario Optinec à 461 000 tonnes en 2010 et le montant à respecter selon les termes de la directive à la même date est de 375 000 tonnes.

Encadré n° 6. Taxe versus normes

1^{er} cas : hypothèse d'information parfaite du décideur public

L'efficacité économique, au sens du coût minimal pour obtenir le résultat, impose que les coûts marginaux de réduction des émissions soient égaux. Cette condition peut être vérifiée par l'établissement de normes différenciées, et si le décideur public possède toute l'information sur les coûts, une taxe et des normes différenciées peuvent mener au même résultat.

En revanche, une norme uniforme ne peut pas s'adapter aux différences de coût entre installations, et mène à un coût économique plus élevé qu'une taxe, pour le même effet sur l'environnement.

2^{er} cas : hypothèse d'information imparfaite du décideur public

Le décideur public ne connaît plus les coûts individuels de réduction des émissions, donc s'il passe par des normes, qu'elles soient différenciées ou uniformes, il n'aboutira pas à une répartition efficace de l'effort.

En revanche, une taxe assure une répartition efficace des efforts ; l'information imparfaite du décideur l'empêche d'anticiper parfaitement le comportement de chaque source et donc de prévoir parfaitement la quantité de réduction d'émissions qui découlera de cette mesure. Une procédure par tâtonnement peut lever cette incertitude, mais elle suppose que les investissements de dépollution ne sont pas irréversibles (ce qui paraît peu vraisemblable avec les mesures secondaires type SCR pour lutter contre les émissions de NO_x).

3.2.1.2. Taxer la pollution marginale

La taxe doit inciter l'industriel à réduire ses émissions de polluants. Néanmoins, pour obtenir le résultat en termes d'efficacité économique, il est suffisant que la taxe – le signal-prix – soit ressentie sur la « dernière unité » d'émissions, c'est-à-dire celle qui pourrait éventuellement être réduite. En revanche, appliquer le même taux de taxe sur toutes les émissions, y compris celles qui ne peuvent être évitées à un coût raisonnable, présente certes un intérêt si l'on s'intéresse aux recettes ainsi collectées, mais ne présente aucun avantage pour l'environnement. Autrement dit, les unités de dépollution dont le coût est élevé peuvent être exonérées sans dommage pour l'environnement. Le principe de la fiscalité environnementale est en effet de faire ressentir un coût à la marge, mais n'impose aucunement que le coût moyen soit aussi élevé que le coût à la marge. **Le principe d'un abattement à la base** est strictement équivalent à une distribution gratuite de quotas d'émission dans un système de permis. Dans ces deux cas de figure, le même signal-prix est envoyé aux agents.

Cependant, un abattement à la base s'écarte du principe pollueur-payeur et risque de plus d'être considéré comme une aide d'Etat pour la protection de l'environnement, qui n'est admise que sous des conditions fortes. Les aides doivent revêtir un caractère temporaire (légalement limité à 5 ans) et dégressif.

Un éventuel plafonnement de la taxe (en fonction de la valeur ajoutée de l'entreprise, de la rentabilité de l'entreprise ou de n'importe quel autre indicateur) présente les mêmes effets redistributifs, mais est totalement différent d'un abattement du point de vue des effets sur l'environnement. En effet, toute installation ou entreprise qui bute sur le plafond voit le signal-prix s'annuler, et n'éprouve plus aucune incitation financière à réduire ses émissions.

3.2.2. La réaction des agents économiques à une variation de la taxe : l'expérience de 1998

Le taux de la TPPA NO_x a augmenté de 39 % en 1998, passant de 180 à 250 F la tonne. On a essayé de manière très schématique de mesurer l'effet de la TPPA. **La première consiste simplement à rapprocher l'évolution des émissions suite à l'augmentation de la TPPA.** On constate ainsi les évolutions suivantes du point de vue des émissions des secteurs entre 1998 et 2000 ainsi qu'entre 1995 et 1997.

Tableau n° 13. Evolution des émissions de NO_x par secteur

Secteurs	Taux de variation 1998-2000 (1)	Taux de variation 1995-1997	Secteurs	Taux de variation 1998-2000	Taux de variation 1995-1997
Centrales thermiques, raf., autres ext.	-8,63 % (-0,22)	-3,3 %	Transports routiers	-12,36 %	-9,87 %
Résidentiel-tertiaire	-7,49 % (-0,19)	0,87 %	Autres sources mobiles	-5,04 %	0,92 %
Comb. Dans l'industrie	-8,52 % (-0,22)	-0,1 %	Traitement des déchets	1,6 %	-1,6 %
Procédés de production	-3,37 % (-0,09)	1,55 %	Total	-9,59 %	-5,69 %

(1) Entre parenthèses rapport entre l'évolution des émissions 1998-2000 et l'évolution de la taxe 1997-1998.

Le chiffre indiqué entre parenthèses ne peut être interprété comme une véritable élasticité, puisque d'autres facteurs sont intervenus dans l'évolution des émissions. Une étude complémentaire serait nécessaire pour analyser la part de la taxe dans l'évolution des émissions. Si les trois premiers secteurs présentent la même « élasticité », ce n'est pas le cas pour le secteur « procédés de production ».

A partir de ces données et en faisant des hypothèses très fortes, on peut calculer le taux de la TPPA nécessaire pour atteindre le plafond de la directive. La première hypothèse est de considérer que les chiffres entre parenthèses se rapprochent bien d'une élasticité. On fera donc l'hypothèse ici d'une élasticité de $-0,2$. La deuxième hypothèse est relative aux effets des mesures dans le domaine des transports. Ces mesures ont fait l'objet d'une estimation par l'INERIS selon trois scénarios (programmes ambitieux, moyen, faible)²⁹. Le programme faiblement ambitieux entraîne une réduction potentielle totale de 13,9 kt de NOx, le programme moyennement ambitieux de 50,9, et le programme fortement ambitieux entre 46,2-62,9. Ces programmes contiennent diverses mesures : taxation de l'usage de la route, concernant les déplacements et les entreprises, la fiscalité des carburants, le renouvellement du parc des véhicules. Enfin, on fait l'hypothèse que pour les autres secteurs aucune mesure n'est prise et que l'évolution de leurs émissions est conforme à celle prédite par l'étude Optinec. A partir de ces hypothèses, on peut en déduire le montant des émissions que les secteurs qui doivent acquitter la TGAP doivent atteindre pour respecter le plafond de la directive et fixer le montant de la taxe afin d'atteindre cet objectif compte tenu de l'élasticité.

Tableau n° 14. Montant des émissions de NOx à atteindre pour les secteurs soumis à la TGAP

	2000	2010 prévu par Optinec	Montants à réaliser pour la Directive
Secteur non soumis à des mesures	20,69	10,72	10,72
<i>Taux de variation</i>		-48,2 %	-48,2 %
Transports			
(a) Programme peu ambitieux	1016,1	632,88	618,98 (-13,9)
<i>Taux de variation</i>		-37,7 %	-39,1 %
(b) Moyennement ambitieux	1016,1	632,88	581,98 (-50,9)
<i>Taux de variation</i>		-37,7 %	-42,7 %
(c) Fortement ambitieux	1016,1	632,88	569,98 (-62,9, fourchette haute de l'hypothèse)
<i>Taux de variation</i>		-37,7 %	-43,9 %
Secteurs taxés			
En fonction de (a)	396,22	344,4	180,3
<i>Taux de variation</i>		-13,1 %	-54,5 %
En fonction de (b)	396,22	344,4	217,3
<i>Taux de variation</i>		-13,1 %	-45,2 %
En fonction de (c)	396,22	344,4	229,3
<i>Taux de variation</i>		-13,1 %	-42,1 %

²⁹ L'évaluation faite par l'INERIS est celle arrêtée au 8 avril 2002.

Tableau n° 15. Taux de variation et montant de la TGAP en fonction des scénarios (1)

	Montant de la TGAP (en € par tonne)	Taux de variation
En fonction de (a)	170,3	273 %
En fonction de (b)	149,1	226 %
En fonction de (c)	142	210,5 %

(1) Le taux de la TGAP est actuellement de 45,73 €

Une deuxième manière de procéder afin d'évaluer l'effet de la TPPA consiste à séparer un effet tendanciel (en faisant l'hypothèse forte qu'il capte l'ensemble des facteurs d'évolution autres que la TPPA) de l'effet restant qu'on imputera à la TPPA. On a donc calculé le taux de variation moyen annuel d'émission 1990-1997 qu'on a reporté pour les années suivantes en supposant que les émissions auraient évolué de cette manière si la mesure fiscale n'était pas intervenue. On en a déduit l'évolution imputable à l'effet tendanciel et celle à l'effet de la mesure fiscale. A partir de là, on peut également estimer une élasticité. Le tableau 18 présente les résultats obtenus.

On constate par rapport à la première « estimation » de l'élasticité une forte divergence entre les secteurs. En outre, pour le secteur « procédés de production », l'élasticité serait positive. Ce dernier cas révèle les limites de l'exercice. Il tend à montrer que l'élasticité des émissions à la TPPA est certainement très inférieure à $-0,2$.

Tableau n° 16. Evolution observée et tendancielle des émissions de NO_x par secteur

Secteurs	Variation observée des émissions 1998- 2000	Variation tendancielle des émissions	Variation « due » à la fiscalité	« Elasticité » des émissions à la TPPA
Centrales thermiques, raffinage, autres ext.	-8,63 %	-5,37 %	-3,44 %	-0,09
Résidentiel- tertiaire	-7,49 %	1,15 %	-8,55 %	-0,22
Combustion dans l'industrie	-8,52 %	-3,59 %	-5,12 %	-0,13
Procédés de production	-3,37 %	-12,48 %	10,41 %	0,27

3.2.3. Les modalités de mise en œuvre

On distingue quatre types possibles de mise en œuvre, qui tous nécessitent que les annonces faites soient crédibles :

- annonce de la mesure fiscale peu de temps avant sa mise en place. Le désavantage est d'ordre technologique : risque d'utiliser les premières technologies venues sans penser l'ensemble du process ; les technologies les plus sophistiquées demandent un temps d'amortissement plus long ;
- annonce de la mesure fiscale longtemps avant sa mise en place. Cette solution laisse le temps aux industriels de mettre en place des technologies sophistiquées, ou de mettre en place un lobbying efficace pour faire renoncer le gouvernement à son projet (même si

celui-ci ne présente pas d'enjeux économiques considérables, les industriels peuvent vouloir éviter que soit créé un précédent) ;

- une autre possibilité consiste à mettre en place la taxe, et augmenter progressivement son taux jusqu'à ce que le résultat environnemental soit conforme aux engagements nationaux ;
- menace de mise en place si des objectifs intermédiaires (par exemple pour 2006) ne sont pas atteints. Il est nécessaire que la menace soit crédible.

3.2.4. Taxation et compétitivité des entreprises

3.2.4.1. Les éléments du débat

L'argument de la compétitivité et la menace d'une délocalisation de tout ou partie de l'industrie nationale si une taxe ou son augmentation est décidée au niveau national - ou européen (si la mesure est prise au niveau communautaire) - sont devenus récurrents dans le débat sur la fiscalité écologique. Avant d'étudier les effets de la fiscalité au niveau sectoriel, il convient de souligner :

- que les charges pesant sur le travail peuvent constituer une incitation à la délocalisation au moins aussi forte que la fiscalité écologique,
- que des solutions technologiques existent à des coûts parfois plus réduits que ce qui était anticipé,
- et que certaines entreprises désireront rester près des marchés.

Une étude du CEPII (Fouquin et *al.*, 2001) a cherché à évaluer la sensibilité sectorielle de l'industrie européenne aux fluctuations de change entre le dollar et l'euro. A cette fin a été construit un indicateur d'exposition à la concurrence. Celui-ci tient compte de la concurrence à l'importation et à l'exportation tant vers la zone dollar que vers des pays tiers. Pour la France, en moyenne l'industrie manufacturière est moins exposée que l'Allemagne ou bien encore le Royaume-Uni. On constate également que **les indicateurs d'exposition à la concurrence des secteurs intensifs en énergie sont inférieurs à celui de la moyenne de l'industrie manufacturière** à l'exception du secteur chimie sauf pharmacie, légèrement supérieure. Autrement dit, une variation du change affecte significativement les secteurs intensifs en main d'œuvre mais marginalement les secteurs intensifs en énergie, ce qui conduit certains à proposer « *une réforme fiscale écologique pour alléger le coût du travail et accroître les taxes sur l'énergie* » (Infos de Serre, 2002 :4).

En outre, **la comparaison de l'impact de la fiscalité environnementale ne se fait pas par rapport à l'absence de toute mesure environnementale mais par rapport à d'autres instruments comme par exemple les mesures réglementaires.** « *Il convient donc à la fois de ne pas exagérer les risques de distorsion de concurrence par les écotaxes, sachant que la voie réglementaire ou la révision permanente des règles peuvent être aussi pénalisantes, et de veiller à des mesures d'accompagnement et à une action internationale pour une harmonisation des fiscalités environnementales touchant les secteurs exposés à la concurrence internationale* » (Bureau et Hourcade, 1998: 66).

Une estimation approfondie des effets sur la compétitivité impliquerait d'étudier :

- les effets sur les prix – autrement dit les possibilités de répercuter le coût supplémentaire sur le prix de vente des produits ;
- l'existence ou non de surprofits (Il se peut que certaines entreprises bénéficient d'une rente de situation. Cela implique que les avantages qu'elle tirent de leur localisation offrent une marge de manoeuvre pour instaurer une taxe qui entame certes les bénéfices sans pour autant faire subir de pertes économiques à l'ensemble du secteur) ;
- la possibilité de substitution des produits et des processus ;
- l'élasticité demande et offre à court et à long terme (capacité de répercussion de la taxe, efficacité dynamique avec le recours à la technologie).

3.2.4.2. Augmentation de la TGAP NO_x et effets sur les industries du verre et du ciment

A titre de simple illustration, les données environnementales et économiques de deux industries : l'industrie du verre et l'industrie du ciment ont été recueillies, et les ordres de grandeurs de la charge fiscale envisagée sont comparés à quelques indicateurs économiques.

a) Cas de l'industrie du verre

Tableau n° 17. Données environnementales et économiques sur l'industrie du verre

Emissions de NO _x en 1990 (kt)	Emissions de NO _x en 2000 (kt)	Emissions de NO _x en 2010 (prévision)	Nombre d'entreprises	Effectif (en milliers)	Masse salariale (en M€)	CA hors taxes (en M€)	CA à l'exportation (en M€)
21,16	15,7	18,14	190	49,8	1 218,6	6 633	2 366

Source : CITEPA pour les émissions ; INSEE Annuaire statistique de la France, édition 2002, 105^{ème} édition p. 616 et 691.

Au taux actuel à savoir 45,73 €/t, en 2000, la charge fiscale représentait 0,01 % du chiffre d'affaires hors taxes et 0,03 % du chiffre d'affaires à l'exportation.

Tableau n° 18. Poids de la charge fiscale en fonction du taux de la taxe

Taux de la taxe (en €/t)	Montant de la charge fiscale (en M€)	Charge fiscale en % du CA hors taxe	Charge fiscale en % du CA à l'exportation	Part de la masse salariale en % du CA HT
1000	15,7	0,24	0,66	18,37
1500	23,55	0,36	1,00	18,37
2000	31,4	0,47	1,33	18,37
2500	39,25	0,59	1,66	18,37
3000	47,1	0,71	1,99	18,37
3500	54,95	0,83	2,32	18,37
4000	62,8	0,95	2,65	18,37

Source : CITEPA pour les émissions ; INSEE Annuaire statistique de la France, édition 2002, 105^{ème} édition p. 616 et 691, calculs D4E.

Faute de données sur les coûts de réduction des émissions dans ce secteur, cette analyse néglige le fait –pourtant essentiel – que l'instauration d'un taux de taxe encourage la réduction des émissions, et diminue donc la charge fiscale. Il conviendrait d'estimer la capacité de répercussion de la taxe sur les prix de vente, d'estimer quel est le niveau de concurrence, de déterminer le coût de l'investissement afin de déterminer l'arbitrage de l'industriel. Sa charge fiscale diminuera à proportion de la réduction des émissions.

b) Cas de l'industrie du ciment

Le ciment est inclus dans la branche « fabrication de produits céramiques et de matériaux de construction », les chiffres sont donc approximatifs.

Tableau n° 19. Données environnementales et économiques sur l'industrie du verre

Emissions de NO _x en 1990 (kt)	Emissions de NO _x en 2000 (kt)	Emissions de NO _x en 2010 (prévision)	Nombre d'entreprises	Effectif (en milliers)	Masse salariale (en M€)	CA hors taxes (en M€)	CA à l'exportation (en M€)
40,77	29,76	20,80	707	77,5	1765	13 354	2 135

Source : CITEPA pour les émissions ; INSEE Annuaire statistique de la France, édition 2002, 105^{ème} édition p. 616 et 692.

Au taux actuel de 45,73 €/t, la charge fiscale représente 0,01 % du chiffre d'affaires hors taxe et 0,06 % du chiffre d'affaires à l'exportation.

Tableau n° 20. Poids de la charge fiscale en fonction du taux de la taxe

Taux de la taxe (en €/t)	Montant de la charge fiscale en M€	Charge fiscale en % du CA hors taxe	Charge fiscale (en % du CA à l'exportation)	Part de la masse salariale (en % du CA HT)
1000	29,76	0,22	2,41	13,22
1500	44,64	0,33	3,61	13,22
2000	59,52	0,45	4,82	13,22
2500	74,4	0,56	6,02	13,22
3000	89,28	0,67	7,22	13,22
3500	104,16	0,78	8,43	13,22
4000	119,04	0,89	9,63	13,22

Source : CITEPA pour les émissions ; INSEE Annuaire statistique de la France, édition 2002, 105^{ème} édition p. 616 et 692, calculs D4E.

3.2.4.3. Augmentation de la TGAP SO₂ et effets sur les industries du verre et du ciment

Pour la question de la compétitivité, à l'instar de ce qui a été fait pour les NO_x, on a rassemblé des données environnementales et économiques de deux industries : l'industrie du verre et l'industrie du ciment, puis évalué des ordres de grandeurs de la charge fiscale.

a) Cas de l'industrie du verre

Tableau n° 21. Emissions de SO₂ de l'industrie du verre

Emissions SO ₂ en 1990 (en kt)	Emissions SO ₂ en 2000 (en kt)	Emissions SO ₂ en 2010 (prévision en kt)
28,43	13,57	15,85

Au taux actuel de 38,11 €/t, la charge fiscale représente 0,008 % du chiffre d'affaires hors taxe et 0,022 % du chiffre d'affaires à l'exportation.

Tableau n° 22. Poids de la charge fiscale en fonction du taux de la taxe

Taux de la taxe (en €/t)	Montant de la charge fiscale en M€	Charge fiscale en % du CA hors taxe	Charge fiscale (en % du CA à l'exportation)	Part de la masse salariale (en % du CA HT)
500	6,785	0,10	0,29	18,37
1 000	13,57	0,20	0,57	18,37
1 500	20,355	0,31	0,86	18,37
2 000	27,14	0,41	1,15	18,37
2 500	33,925	0,51	1,43	18,37
3 000	40,71	0,61	1,72	18,37
3 500	47,495	0,72	2,01	18,37
4 000	54,28	0,82	2,29	18,37

b) Cas de l'industrie du ciment

Tableau n° 23. Emissions de SO₂ de l'industrie du ciment

Emissions SO ₂ en 1990 (en kt)	Emissions SO ₂ en 2000 (en kt)	Emissions SO ₂ en 2010 (prévision en kt)
20,69	10,07	9,08

Au taux actuel de 38,11 €/t, la charge fiscale représente 0,003 % du chiffre d'affaires hors taxe et 0,02 % du chiffre d'affaires à l'exportation

Tableau n° 24. Poids de la charge fiscale en fonction du taux de taxe

Taux de la taxe (en €/t)	Montant de la charge fiscale (en M€)	Charge fiscale en % du CA hors taxe	Charge fiscale en % du CA à l'exportation	Part de la masse salariale en % du CA HT
500	5,035	0,04	0,24	13,22
1000	10,07	0,08	0,47	13,22
1500	15,105	0,11	0,71	13,22
2000	20,140	0,15	0,94	13,22
2500	25,175	0,19	1,18	13,22
3000	30,21	0,23	1,41	13,22
3500	35,245	0,26	1,65	13,22
4000	40,28	0,30	1,89	13,22

En conclusion, **en l'absence d'une information fiable sur le coût des techniques de dépollution et d'une estimation de la réaction des agents économiques à une hausse de la taxation, l'instrument fiscal n'apparaît pas efficient pour atteindre avec certitude un objectif quantitatif environnemental fixé.** Il ne peut donc pas constituer le fondement de la politique environnementale dans le cadre de ce qui est demandé par le protocole de Göteborg et la Directive plafonds. En revanche, rejeter cet instrument au motif qu'il gênerait la compétitivité des entreprises n'apparaît pas pertinent.

3.3. LES SYSTEMES D'ECHANGE DE QUOTAS

Par comparaison aux autres instruments de politique environnementale, le système d'échange de quotas appliqué aux sources fixes d'émission se caractérise par son fonctionnement décentralisé (3.3.1.). Bien qu'« *une bonne solution ne puisse pas consister à ajouter quelques instruments économiques à un dispositif réglementaire existant dont la nature même empêchera ces nouveaux instruments de fonctionner pleinement et d'apporter les gains en efficacité économique qui justifient leur introduction* », un système d'échange de quotas demeure toutefois compatible avec la réglementation « valeurs limites d'émission » (3.3.2.). L'expérience américaine en matière de système d'échange de quotas (via les marchés SAT ou RECLAIM, cf *infra*) et les discussions de la proposition néerlandaise sur un système d'échange de quotas sur les NOx (3.3.3.) montrent que les approches flexibles ne fonctionnent pas par la simple vertu de leur flexibilité et qu'elles supposent un certain nombre de conditions relatives à l'organisation et au contrôle des opérations (3.3.4.). Ces présupposés explicités, on peut définir quantitativement ce que pourrait être le périmètre du marché et l'allocation initiale de quotas (3.3.5.). Au final, et par comparaison aux autres instruments qu'ils soient réglementaires ou fiscaux, le système d'échange de quotas appliqué aux sources fixes d'émission possède un avantage comparatif tant du point de vue de l'objectif environnemental qui lui est assigné que du point de vue du critère coût-efficacité (3.3.6.).

3.3.1. Le fonctionnement d'un système d'échange de quotas

Le principe général de fonctionnement du marché est le suivant. Au cours de chaque période (annuelle ou pluriannuelle), chaque participant se verra allouer une quantité de quotas qu'il pourra échanger, chaque quota correspondant à une tonne ou une unité de polluant. Cette allocation initiale de quotas peut se faire gratuitement ou par la mise aux enchères. **Chaque participant devra, à la fin de chaque période, détenir suffisamment de quotas pour couvrir son niveau d'émissions réel.** La quantité totale de quotas allouée correspond donc à la contrainte environnementale globale imposée aux secteurs concernés. Ce système d'échange permet, par le simple jeu du marchandage, d'établir un prix pour le quota. Les participants dont le coût marginal de réduction est supérieur au prix du quota vont acheter la quantité nécessaire pour couvrir leurs émissions aux entreprises qui auront un coût de réduction inférieur au prix. Ces dernières vont réduire leurs émissions et bénéficier de la vente jusqu'à ce que leur coût marginal de réduction atteigne le prix du marché. **Il apparaît donc avantageux pour tous les acteurs en présence d'échanger sur ce marché.** Le fonctionnement idéal ainsi décrit correspond au cas où aucune limite réglementaire ne s'applique aux émissions de polluant.

En termes environnementaux, la puissance publique fixe à travers la quantité totale de quotas alloués la quantité maximale de polluants qu'elle désire que les participants au marché émettent, compte tenu des plafonds fixés par la directive. L'instauration de quotas échangeables permet de maîtriser directement la quantité globale d'émissions des activités concernées par le marché, ce qui est un avantage lorsque l'engagement national à respecter est exprimé en volume d'émissions.

Dans le cas d'une pollution globale, aucune limite individuelle ne devrait être établie par une puissance publique soucieuse seulement de l'impact sur l'environnement. Dans le cas des émissions de NO_x et de SO₂, ces polluants ont des effets localisés, et il pourrait être légitime d'imposer des limites locales ou individuelles. Cependant, même en l'absence de normes locales sur les émissions, la sévérité de la contrainte globale imposera à toutes les entreprises de surveiller leurs émissions et ne devrait pas se traduire par des concentrations localement fortes de polluants.

3.3.2. La compatibilité de la réglementation « valeurs limites d'émission » et le système d'échange de quotas

Même si les niveaux contraignants des plafonds, répercutés par la distribution de quotas à chaque installation, limitent de fait le risque de pollution locale, la nature de polluant local du SO₂ et du NO_x impose néanmoins d'être vigilant sur le niveau d'émissions de chaque installation. L'arrêté du 2 février 1998 dit « arrêté intégré » fixe des valeurs limites d'émission (VLE) des installations classées soumises à autorisation. **Bien que la logique présidant au fonctionnement des deux instruments réglementaire et économique ne soit pas la même, ces deux instruments peuvent être combinés.**

On peut imaginer le système suivant : la réglementation actuelle est maintenue et il est interdit pour une installation d'émettre au-delà de la VLE. Cette VLE correspond pour chaque installation à un certain montant d'émissions. Parallèlement, l'autorité publique définit un

plafond global d'émissions à atteindre puis répartit le nombre correspondant de quotas entre les différentes sources.

Encadré n° 7. Directive IPPC et système d'échange de quotas

*Les Pays-Bas, bien avant la Directive « plafonds nationaux d'émissions », puisque les premières discussions remontent à 1997, envisagent de mettre en place un marché sur les NO_x au cours de l'année 2004. Lors des discussions préparatoires à la mise en œuvre d'un tel système, a été soulevé le **problème de sa compatibilité avec la réglementation existante tant nationale qu'europpéenne**. Il en a été de même pour la proposition de la directive établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre dans la Communauté et modifiant la directive 96/61/CE du Conseil, directive dite IPPC pour Integrated pollution prevented and control – la prévention et la réduction intégrée de la pollution. La Directive IPPC ne fixe pas expressément de valeurs limites d'émission, mais établit des règles générales pour l'autorisation des installations concernées sur la base de l'application des meilleures technologies disponibles.*

Le projet de Directive européenne sur un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre

*Dans l'exposé des motifs de la proposition de Directive établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre dans la Communauté et modifiant la directive 96/61/CE du Conseil, la Commission estime que « la présente proposition exploite les synergies avec la législation existante, et notamment la directive IPPC » (point 9 de l'exposé des motifs). Une note de la Commission⁽¹⁾ confirme d'ailleurs que le vocabulaire de la directive permis est conforme à celui de la directive IPPC, et que les concepts techniques développés dans cette directive sont compatibles avec le processus d'autorisation décrit par la même directive IPPC. Néanmoins, le projet de directive permis reconnaît qu'« **une modification de la Directive IPPC est nécessaire** pour assurer une interaction harmonieuse entre celle-ci et le système d'échange de droits d'émission proposé ».*

*En conséquence de quoi, elle propose de modifier cette dernière « afin d'éviter que des valeurs limites d'émissions ne soient fixées pour les émissions directes de gaz à effet de serre provenant des installations couvertes par la présente directive, sans préjudice de toute autre exigence prévue par la directive 96/61/CE » (préambule à la Directive, point 13). Selon l'article 25 de la Directive, **l'article 9 paragraphe 3 de la Directive IPPC serait modifié comme suit en y ajoutant l'alinéa suivant** : « Lorsque les émissions d'un gaz à effet de serre provenant d'une installation sont spécifiées à l'annexe I de la directive [sous-entendu permis] en relation avec une activité exercée dans cette installation, l'autorisation ne comporte pas de valeur limite d'émission pour les émissions directes de ce gaz à moins que cela ne soit indispensable pour éviter toute pollution locale appréciable. Le cas échéant, les autorités compétentes modifient l'autorisation afin d'y supprimer la valeur limite d'émission ».*

Le projet de permis d'émissions NO_x aux Pays-Bas

Les Pays-Bas ont l'intention de mettre en œuvre un système de quotas d'émission pour les NO_x en 2004. Assez rapidement, la question de la compatibilité entre un marché de permis et ce que les autorités néerlandaises appellent le principe d'ALARA (pour as low as reasonably achievable) inclus dans la loi néerlandaise a été posée explicitement. Le principe d'ALARA pose que l'autorité compétente exige de l'installation un niveau d'émissions aussi bas qu'il est possible d'atteindre raisonnablement. Un avis a été demandé au Conseil d'Etat qui a tranché le problème. Ce dernier reconnaît, d'une part, qu'un système de permis aide à remplir les obligations internationales du pays mais, d'autre part, qu'il ne pouvait être mis en place sous la présente loi, à savoir l'EMA (Environmental Management Act). Cette dernière, selon le Conseil d'Etat, est fondée sur des principes qui sont diamétralement opposés aux caractéristiques intrinsèques d'un système efficace d'échanges d'émissions. Il a donc recommandé une législation séparée. En novembre 2001, le ministère de l'Environnement a décidé que l'EMA serait amendé pour rendre possible un système de permis.

***L'amendement** consiste en la définition de valeurs limites d'émission minimales et propose de s'appuyer sur l'article 9 de la directive IPPC alinéa 8 qui dit ceci : « Sans préjudice de l'obligation de mettre en œuvre une procédure d'autorisation conformément à la présente directive, les Etats membres peuvent fixer des obligations particulières pour des catégories particulières d'installations dans des prescriptions contraignantes générales et non pas dans les conditions d'autorisation individuelles, à condition de garantir une approche intégrée et un niveau élevé équivalent de protection de l'environnement dans son ensemble ». Pour les autorités néerlandaises, cela permettra à la fois de rendre possible l'établissement d'un système de permis et de respecter la directive IPPC. Néanmoins comme le souligne C. Dekkers (2001 : 964), « ...il n'est pas certain que cette approche suggérée par les Pays-Bas s'accorde avec le « concept » de la directive IPPC ».*

(1) « Non paper on synergies between the EC emissions trading proposal (COM(2001)581) and the IPPC directive », note D(02)610019 du 22 janvier 2002.

Les participants choisissent alors les moyens de faire coïncider les quotas qu'ils détiennent en fin de période avec leurs émissions réelles. Autrement dit, le participant qui émet moins d'émissions qu'il ne possède de quotas a un excédent de quotas qu'il peut céder et celui qui émet davantage qu'il ne possède de quotas est dans l'obligation d'en acquérir. C'est cette entreprise acheteuse qui sera éventuellement limitée dans son arbitrage par la contrainte locale, puisque ses émissions réelles doivent rester inférieures à la VLE qui lui a été imposée.

Du point de vue du résultat environnemental, le système proposé présente l'avantage d'inciter les entreprises à aller en deçà des valeurs limites d'émission et présente donc les caractéristiques d'une sévèrisation de VLE associée à une certaine flexibilité et à une plus grande efficacité économique. En effet, l'effort additionnel en matière de réduction des émissions est récompensé par la cession des quotas non utilisés. Il oblige également à un contrôle strict du respect des paramètres quantifiés au moyen d'un contrôle si possible en continu des émissions. Chaque installation est intéressée à voir les autres respecter les règles du jeu puisque la valeur du quotapermis que chacun détient en dépend.

3.3.3. Les expériences à l'étranger

Les Etats-Unis ont mis en œuvre depuis un certain nombre d'années plusieurs systèmes d'échange de quotas pour lutter contre les émissions de SO₂ et de NO_x tant au niveau fédéral (*sulfur dioxide allowance trading program* – SAT ; *OTC NOx budget program*) qu'au niveau régional (RECLAIM SO₂ et NO_x)³⁰. **De manière générale, on a pu constater que :**

- les objectifs environnementaux avaient été atteints ;
- les coûts des techniques de dépollution et donc les prix des permis avaient été généralement surestimés *ex ante* ;
- les systèmes d'échange de quotas étaient du point de vue du critère coût-efficacité plus performants que les systèmes réglementaires.

Toutefois, les approches flexibles n'ont pas fonctionné par la simple vertu de leur flexibilité comme le souligne l'*Economic Report of the President* de 2002, d'autres éléments ont été nécessaires : nombre important de participants ; absence de restrictions aux échanges ; nécessité d'une certaine liquidité afin d'amortir les fluctuations conjoncturelles de la demande de quotas par, par exemple, la mise en réserve des quotas (*banking*)³¹ ; faibles coûts de contrôle.

Les Pays-Bas cherchent également à instituer un marché pour les NO_x. Les quotas sont attribués aux entreprises proportionnellement à la consommation énergétique de chacune. Ces quotas diminuent chaque année pour atteindre l'objectif fixé en 2010. Pas d'attribution donc aux enchères, gratuitement ou en fonction des performances passées. En fait, dès l'instauration du système, on fixe pour chaque année de fonctionnement un taux de performance standard (TPS) exprimé en kg de NO_x (ou de SO₂) émis par kWh thermique. Ce taux décroît d'année en année. Celui de 2010 est calculé en fonction des objectifs à atteindre en 2010. Les TPS des autres années sont fixés également dès le début du programme. Chaque année chaque entreprise recevra des quotas d'émissions pour une valeur égale au produit de sa consommation énergétique de l'année

³⁰ Pour une présentation du fonctionnement de ces différents systèmes et de leurs résultats voir annexes B et C.

³¹ Ce manque de liquidité expliquerait les fortes fluctuations observées sur le marché californien des permis de NO_x (RECLAIM) en 2000-2001.

par ce facteur TPS. (Donc si une entreprise garde une consommation énergétique constante, ses quotas d'émissions décroîtront chaque année puisque le facteur TPS décroît.)

Ainsi pour chaque année n , chaque entreprise i reçoit la quantité $Q_{n,i}$ de quotas :

$$Q_{n,i} = \text{TPS}_n \times C.\text{énergie}_{n,i}$$

Avec :

* $C.\text{énergie}_{n,i}$: Consommation d'énergie de l'entreprise i pendant l'année n ;

* TPS_n : Taux de performance standard de l'année n , exprimé en kg de NOx émis par kWh d'énergie consommée.

Avant l'instauration du système, tous les TPS_n sont préalablement fixés. En effet pour qu'un système de quotas négociables fonctionne correctement, il est préférable que ses règles soient clairement fixées dès le début.

Les quotas sont divisés en deux parties : 80 % de crédits dits primaires fixes et 20 % de crédits dits secondaires. Ces derniers sont des crédits révisables en 2006. Les participants sont au nombre de 200 : centrales thermiques, chimie, raffineries co-génération, industries manufacturières (acier, ciment,...)

Deux simulations ont été réalisées. La première (6-7 février 2001) a réuni 125 participants de 50 entités différentes et a porté sur deux cycles de 4 années d'émissions simulées, 2003-2006). La seconde (6 mars- 15 mars 2001) a porté sur les années 2007-2008. Le prix moyen pondéré des crédits sur l'ensemble des marchés était de 0,89 €/kg. Le prix des crédits secondaires était de 32 % moins élevé que les crédits primaires. Les coûts des réductions étaient de 188 millions € soit, avec un amortissement standard de 10 ans, un coût moyen incluant le coût de l'instrument de contrôle de 0,45 €/t. Le coût de réduction variait de 0,10 à 19,66 €/kg et s'établissait en moyenne pour toutes les options de réductions *ex ante* à 2,73 €/kg. Le plus important était le coût moyen pondéré par le potentiel de réduction qui était de 1,12 €/kg. Cependant quand on analysait les coûts des options de réduction utilisées par les firmes lors de la simulation, les coûts diminuaient encore puisque le coût moyen pondéré était de 0,45 €/kg. Les pénalités utilisées dans la simulation étaient : pour la première violation, le total des crédits par lequel l'installation ne satisfaisait pas aux exigences était multiplié par 1,2 (20 % de pénalité) et déduit de l'allocation de l'année suivante. Pour la seconde violation, le facteur était de 1,5 (50 % de pénalité).

3.3.4. Organisation, contrôles et sanctions

Un système d'échange de quotas, comme le montrent les expériences américaines, suppose un certain nombre de conditions relatives à l'organisation et au contrôle des opérations :

- **concernant l'organisation du système**, il peut être envisagé de séparer les tâches ayant un caractère public (contrôle des émissions), et donc de la responsabilité des décideurs publics des tâches de nature privée, et donc de la responsabilité des entreprises ;
- **la connaissance à l'avance** par les participants **du montant des quotas alloués** pour les périodes d'engagement suivantes permet une meilleure visibilité aux entreprises et donc la mise en place de stratégies d'investissement et de réduction

plus efficaces. Ces dernières nécessitent également des périodes d'engagement très longues ;

- **la mesure des émissions**, comme il a été souligné ci-dessus, assure à tous les participants que la règle du jeu est respectée.

Le fonctionnement d'un système d'échange de quotas nécessite une certaine rigueur au niveau des sanctions. Deux types de sanctions doivent être prévues pour éviter deux types de situation : de fausses mesures des émissions, et un niveau d'émissions excédant les quotas détenus. Pour le premier type, il s'agit de définir précisément les techniques de mesure à respecter et de contrôler leur utilisation. Pour éviter que les entreprises ne polluent au-delà des quotas qu'elles détiennent, il est nécessaire d'établir une pénalité financière automatique par tonne manquante. Si l'on veut s'assurer du résultat environnemental attendu, **cette pénalité ne doit pas être libératoire**, c'est-à-dire que tout excès d'émission doit être compensé à la période suivante par une réduction d'autant de la quantité initiale de quotas et elle doit être dissuasive pour éviter les comportements de dépassement.

S'agissant enfin de la possibilité de mise en réserve, si elle peut être justifiée pour amortir les fluctuations conjoncturelles de la demande de permis, elle peut conduire les entreprises à reporter des mesures de réduction d'émissions qui auraient été prises en son absence.

3.3.5. Eléments pour un système d'échange de quotas en France

L'efficacité d'un système de quotas requiert un nombre suffisant de participants. Pour permettre d'atteindre l'efficacité économique souhaitée et réduire les coûts de réduction des émissions globaux, ces participants doivent présenter des coûts marginaux de dépollution différents. Les secteurs visés par le système sont *a priori* les secteurs dont les sources d'émission ne sont pas dispersées (ce qui, dans les cas des NO_x et du SO₂, exclut les transports routiers et autres sources mobiles) et ceux dont la mesure des émissions en continu pourrait être relativement facile à mettre en œuvre. **Il s'agirait donc des installations des secteurs suivants : « Raffinage », « Production centralisée d'électricité – GIC », « Chauffage urbain – GIC », « Autres extractions et transformation énergie », « Combustion dans l'industrie – GIC », « Procédés énergétiques avec contact ».**

3.3.5.1. La répartition globale

Le tableau suivant donne une évaluation très schématique des réductions à atteindre par les secteurs participant au système de quotas dans le cadre du SO₂. On fait l'hypothèse que les secteurs qui ne participent pas au système de permis connaissent une évolution conforme aux projections établies par le scénario Optinec à l'horizon 2010 (voir 2.2.) et qu'aucune mesure ne s'y applique. Cette hypothèse n'est pas très forte puisque le système d'échange de quotas couvrira les plus gros secteurs émetteurs. On en déduit le montant que les secteurs participant au système de quotas devront atteindre pour respecter le plafond de la directive.

Tableau n° 25. Montant total de l'allocation initiale dans le cas du SO₂

(en kt et %)

	2000	2010 prévision Optinec	2010 pour atteindre la directive
Secteurs ne participant pas au système	231,9	120,2	120,2
<i>Taux de variation</i>		<i>-48,2 %</i>	<i>-48,2 %</i>
Secteurs participant au système	429,1	340,8	254,8
<i>Taux de variation</i>		<i>-20,6 %</i>	<i>-40,6 %</i>
Total	661	461	375
<i>Taux de variation</i>		<i>-30,3 %</i>	<i>-43,3 %</i>

Le montant à répartir entre les secteurs serait donc de 254,8 kt.

Dans le cas des NO_x, le montant des quotas est fonction de l'effet des mesures prises dans le domaine des transports qui est le plus gros émetteur. Ces mesures ont fait l'objet d'une estimation par l'INERIS selon trois scénarios (programmes ambitieux, moyen, faible)³². Le programme faiblement ambitieux entraîne une réduction potentielle totale de 13,9 kt de NO_x, le programme moyennement ambitieux de 50,9, et le programme fortement ambitieux entre 46,2-62,9. Ces programmes contiennent diverses mesures : taxation de l'usage de la route, concernant les déplacements et les entreprises, la fiscalité des carburants, le renouvellement du parc des véhicules. Par ailleurs, on reprend l'hypothèse précédente à savoir que pour les autres secteurs que les transports et les secteurs inclus dans le système d'échange de quotas, aucune mesure n'est prise et que l'évolution de leurs émissions est conforme à celle prédite par le scénario Optinec.

Tableau n° 26. Montant total de l'allocation initiale dans le cas des NO_x

(en kt et %)

	2000	2010 prévision Optinec	Plafonds à réaliser pour la directive
Secteurs non soumis à mesure	160,59	136,66	136,66
<i>Taux de variation</i>		<i>-14,9 %</i>	<i>-14,9 %</i>
Transports			
(a) Programme peu ambitieux	1016,1	632,88	618,98 (-13,9)
<i>Taux de variation</i>		<i>-37,7 %</i>	<i>-39,1 %</i>
(b) Moyennement ambitieux	1016,1	632,88	581,98 (-50,9)
<i>Taux de variation</i>		<i>-37,7 %</i>	<i>-42,7 %</i>
(c) Fortement ambitieux	1016,1	632,88	569,98 (-62,9, fourchette haute de l'hypothèse)
<i>Taux de variation</i>		<i>-37,7 %</i>	<i>-43,9 %</i>
Secteurs avec permis			
En fonction de (a)	256,31	218,46	54,36
<i>Taux de variation</i>		<i>-14,8 %</i>	<i>-78,8 %</i>
En fonction de (b)	256,31	218,46	91,36
<i>Taux de variation</i>		<i>-14,8 %</i>	<i>-64,4 %</i>
En fonction de (c)	256,31	218,46	103,36
<i>Taux de variation</i>		<i>-14,8 %</i>	<i>-59,7 %</i>
Total	1433	988	810
<i>Taux de variation</i>		<i>-31,1 %</i>	<i>-43,5 %</i>

³² L'évaluation faite par l'INERIS est celle arrêtée au 8 avril 2002.

En fonction des hypothèses les montants à répartir entre les secteurs participant au système de permis sont donc respectivement de 54,36, de 91,36 et de 103,36 kt³³.

3.3.5.2. La répartition sectorielle

Le total des émissions déterminé précédemment est celui des secteurs participant au système d'échange de quotas. Une clé de répartition est nécessaire si l'allocation est gratuite. En revanche, si l'allocation se fait aux enchères, il n'est plus nécessaire de fixer une clé de répartition et on révèle, *via* ce mécanisme, les coûts de réduction des émissions des participants.

De manière générale, établir un critère de répartition est un exercice difficile. S'appuyer sur la réduction passée ou à venir des émissions de certains secteurs pour les exonérer de tout effort est un critère incertain. La baisse peut refléter effectivement un réel effort. Mais, d'une part, l'investissement dans l'environnement a pu apporter à la firme un bénéfice en termes d'affichage et, d'autre part, la firme a, de par son investissement, pu anticiper un investissement inéluctable. La baisse peut également renvoyer à un comportement de *free rider* (les autres ont fourni des efforts et le secteur a bénéficié de ces efforts). L'absence de réduction peut à l'inverse n'être que le reflet d'un coût marginal élevé pour éviter une tonne de polluant supplémentaire et donc se justifier au regard du critère coût – efficacité.

Fonder des règles de répartition des efforts soit en fonction des efforts passés des secteurs (1990-1999) et/ou anticipés pour 2010, compte tenu de l'application des différentes mesures soit en fonction de leur contribution aux émissions totales en 2010 se heurte à deux problèmes : d'une part, la non-prise en compte de l'interdépendance des secteurs, d'autre part, les coûts des mesures à mettre en œuvre pour certains secteurs. Le critère de répartition des efforts, même si il est difficile à mettre en œuvre, repose sur l'idée de créer une dynamique de baisse des émissions de polluants dans tous les secteurs.

Tableau n° 27. Deux hypothèses de répartition initiale des quotas de SO₂

	1990	2000	2010 prévision Optinec	Quotas avec part 1990	Quotas avec part 2000
Raffinage	185,88	131,37	140	57,6	78
Production centralisée d'électricité	285,33	132,52	97	88,5	78,7
Autres ext. Et transf. D'énergie	65,01	31,10	4	20,2	18,5
Combustion dans l'industrie - GIC	130,74	60,54	33,04	40,5	35,9
Procédés énergétiques avec contact	125,21	58,35	54,09	38,8	34,6
Chauffage urbain GIC	29,44	15,22	12,67	9,1	9
Total des secteurs participant	821,61	429,1	340,8	254,8	254,8

³³ Ces évaluations ne sont que des premières approximations compte tenu de l'incertitude des effets des autres mesures sur les secteurs ne participant pas au système d'échange de quotas.

Admettons que dans un premier temps l'allocation se fasse gratuitement. **S'agissant de la répartition des quotas entre les participants, plusieurs clés de répartition sont possibles.** La première consiste à allouer les quotas en fonction de la part des émissions de chaque secteur en 2000 (*grandfathering* sur la base la plus récente). La seconde tient compte des évolutions entre 1990 et 2000 et prend non plus la part en 2000 mais en 1990 (*grandfathering* mais tenant compte des efforts engagés depuis 1990) (tableaux n° 27 et 28).

Tableau n° 28. Deux hypothèses de répartition initiale des quotas de NO_x

	1990	2000	2010 prévision Optinec	Quotas avec part 1990 (1)	Quotas avec part 2000 (1)
Raffinage	21,81	24,09	33,5	4,1 7 7,9	5,1 8,6 9,7
Production centralisée d'électricité	94,46	92,62	75	17,9 30,1 34,1	19,6 33 37,4
Comb . ind. GIC	118,96	96,04	84,36	22,6 37,9 42,9	20,4 34,2 38,7
Chauffage urbain GIC	10,74	10,55	5,42	2 3,4 3,9	2,2 3,8 4,3
Procédés industrie	22,19	12,14	9,54	4,2 7,1 8	2,6 4,3 4,9
Déchets	18,47	20,87	11,06	3,5 5,9 6,7	4,4 7,4 8,4

(1) Les trois chiffres correspondent aux quotas alloués en fonction des montants totaux respectifs de 54,36kt, de 91,36kt et de 103,36kt.

La répartition initiale des quotas est une question difficile, qui peut être source de longues et difficiles négociations avec les industriels concernés. Du point de vue environnemental, tant que la contrainte globale d'émissions est respectée, toute règle qui pourrait être considérée comme plus acceptable par les industriels peut être admise, puisqu'elle se traduira simplement par une répartition des coûts différente, mais, après les échanges, par une répartition des émissions semblable. La menace d'une mise aux enchères pourrait aider à trouver une solution à cette question de la répartition de l'allocation initiale.

Les schémas 2 et 3 présentent le bouclage du programme national de réduction des émissions de SO₂ et de NO_x dans le cadre de l'application de la Directive plafonds. Ce programme inclurait un système d'échange de quotas pour les sources fixes d'émission et des mesures notamment pour les secteurs « transports routiers » et « autres sources mobiles ». Il est évident que pour les émissions de NO_x, la contrainte imposée dans le cadre du système d'échange de quotas aux sources fixes d'émission sera fonction de l'efficacité des mesures appliquées dans le cadre du programme transports et autres sources mobiles. Ainsi, pour les secteurs participant au système d'échange de quotas l'effort par rapport aux émissions prévues pour 2010 pourra varier de 115 à un peu plus de 160 kt en fonction de l'efficacité du programme transports.

Schéma 2. Bouclage du programme national dans le cadre de l'application de la Directive plafonds pour les émissions de SO₂

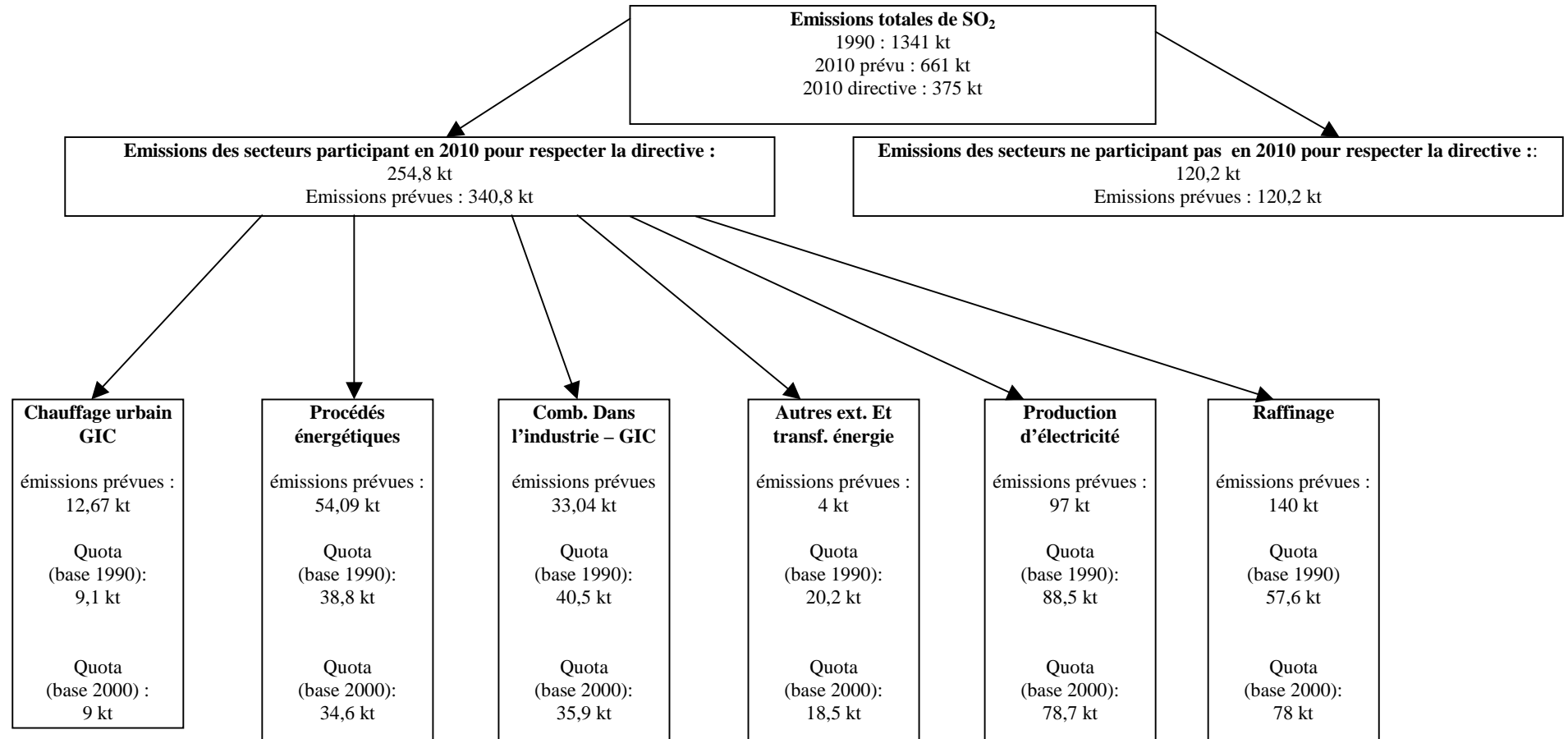
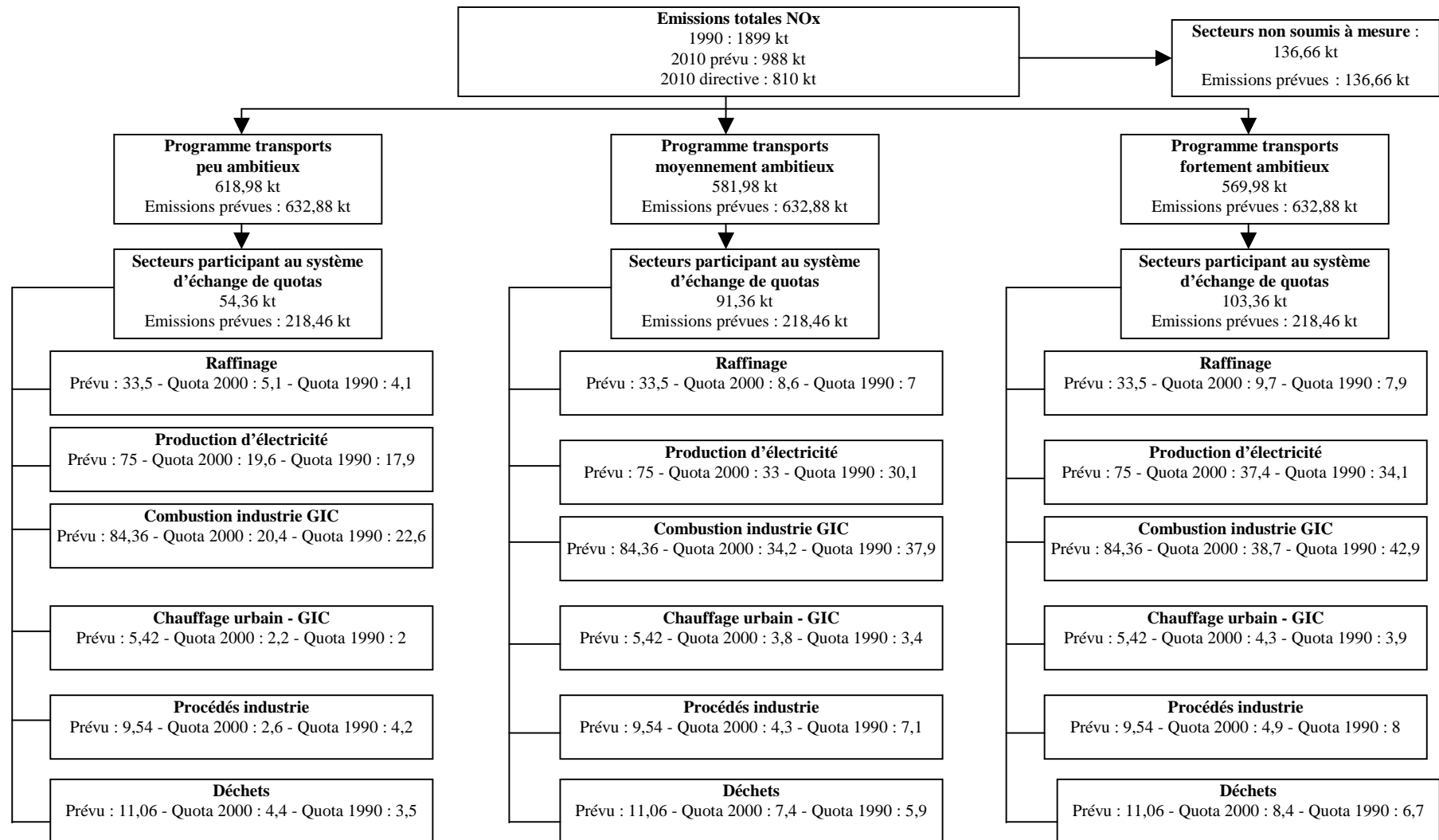


Schéma 3. Bouclage du programme national dans le cadre de l'application de la Directive plafonds pour les émissions de NO_x



3.3.6. L'avantage comparatif d'un système d'échange de quotas appliqué aux sources fixes d'émission

L'instrument de politique environnementale approprié dans le cadre de la Directive plafonds nationaux d'émission et du Protocole de Göteborg doit répondre à **deux exigences** : celle de permettre d'atteindre de manière certaine l'objectif environnemental quantitatif de la Directive ou du Protocole et celle d'être la moins coûteuse pour la collectivité et ses agents. L'efficacité de l'instrument de politique environnementale varie également en fonction du type de **sources d'émission des polluants**, sources fixes ou dispersées.

Dans le cas des sources fixes et **du point de vue de l'objectif environnemental quantitatif**, le système d'échange de quotas et les mesures réglementaires paraissent préférables à la taxation, cette dernière ayant des effets incertains sur le comportement des agents économiques. En revanche, le rejet de l'instrument fiscal au motif qu'il provoquerait une distorsion de concurrence n'apparaît pas empiriquement pertinent.

Du point de vue du coût des mesures à mettre en œuvre, le système d'échange de quotas appliqué à des sources fixes d'émission tient compte, contrairement aux mesures réglementaires, de la dispersion du coût marginal de réduction des émissions entre les pollueurs.

Les participants au marché dont le coût marginal est supérieur au prix du quota achèteront la quantité nécessaire pour couvrir leurs émissions aux entreprises qui auront un coût de réduction inférieur au prix. Ces dernières vont réduire leurs émissions et bénéficier de la vente jusqu'à ce que leur coût marginal de réduction atteigne le prix du marché. Il apparaît donc avantageux pour tous les acteurs en présence d'échanger sur ce marché.

En revanche, l'efficacité des mesures réglementaires est conditionnée par la possession d'information par décideurs publics et les industriels des coûts des techniques de réduction des émissions des polluants des. Or, ni les décideurs publics, ni les industriels eux-mêmes ont une information parfaite sur les techniques de dépollution disponibles. A cela s'ajoute que pour être optimales, les valeurs limites d'émission devraient être adaptées à chaque pollueur parce que le coût de réduction pour chaque tonne de polluant évité varie considérablement d'un pollueur à l'autre, ce qui implique des coûts de contrôle élevés.

La mise en œuvre d'un système d'échange de quotas ne va toutefois pas de soi. On a recensé précédemment les conditions institutionnelles et organisationnelles présidant au fonctionnement d'un tel marché. **Deux arguments** ont été avancés non pour contester l'efficacité du principe d'un système d'échange de quotas mais sa mise en œuvre.

Le premier argument est de nature juridique. Le système d'échange de quotas serait juridiquement incompatible avec la réglementation existante. La proposition de Directive sur un système d'échange de quotas des gaz à effet de serre ou bien encore les discussions menées aux Pays-Bas pour l'introduction d'un système d'échange de quotas sur les émissions de NO_x montrent que des aménagements sont toujours possibles. Cependant, des aménagements mal conçus pourraient diminuer les bénéfices de l'introduction d'un système d'échange de quotas. le démontrent également.

Le second argument est lié à la durée de la négociation pour la mise en œuvre d'un tel système. Aux Pays-Bas, les discussions ont débuté dès 1997, et le marché commencera à fonctionner en 2004. Sans négliger les coûts de négociation liés à la mise en place d'un tel dispositif, les expériences étrangères peuvent aider à délimiter le champs de la négociation et permettrent d'en diminuer la durée et les coûts.

Au final, les difficultés de mise en œuvre d'un système d'échange de quotas par comparaison à la simplicité de l'application des mesures réglementaires ne peuvent donc, compte tenu de ces critères économiques et environnementaux et de la réussite d'un tel instrument à l'étranger, constituer un argument pour le rejeter.

Le tableau suivant synthétise les principaux effets des trois grands instruments de politique environnementale (fiscalité, réglementation, système de quotas) appliqués aux sources fixes d'émission.

Tableau n° 29. Comparaison des instruments de la politique environnementale appliqués aux sources fixes

Critères	Mesures réglementaires (VLE, MTD ⁽¹⁾)	Extension TGAP avec abattement	Extension TGAP sans abattement	Contribution avec reversement ⁽²⁾	Système de quotas
Atteinte de l'objectif quantitatif (potentiel de réduction)	Certain si respect de la réglementation	Incertain puisque dépend de la réaction des agents économiques (paiement de la taxe et/ou investissements dans les techniques de dépollution)			Certain. Le gouvernement peut ajuster le nombre de quotas par période pour réagir aux échanges observés. Le prix du quota révèle les coûts et permet au gouvernement de déterminer la quantité optimale de permis.
Coût – efficacité au sens de moindre coût d'obtention du résultat	Non	Oui par construction, et le taux de taxe fixe le coût marginal de réduction pour chaque installation. La mise en place de la taxe révèle la quantité de réduction opérée pour ce prix, qui peut s'avérer différente du plafond recherché.			Oui par construction, et le prix du quota révèle le coût marginal de réduction des émissions pour atteindre l'objectif.
Incitation à émettre moins (que les objectifs initiaux ou les valeurs limites d'émission)	Non	Oui			Oui
Coût pour la puissance publique	Coût de contrôle pour le respect des VLE	Coût de gestion et coût de contrôle de l'assiette de la taxe		Aucun	Coût de vérification de gestion d'un registre et d'organisation du marché
Recettes pour la puissance publique	Aucune	Taux de taxe multiplié par le montant des émissions après abattement	Taux de taxe multiplié par le montant des émissions	Aucune puisque reversement	Aucune, sauf si attribution des quotas aux enchères

Critères	Mesures réglementaires (VLE, MTD⁽¹⁾)	Extension TGAP avec abattement	Extension TGAP sans abattement	Contribution avec reversement⁽²⁾	Système de quotas
Coût pour l'industrie	Coût de la technique de dépollution pour respecter la réglementation	Coût de la technique de dépollution + paiement de la taxe (avec abattements). Minoré si un temps d'adaptation est laissé	Coût de la technique de dépollution + paiement de la taxe Minoré si un temps d'adaptation est laissé	Coût de la technique de dépollution + solde de la taxe et du reversement	Coût de la technique de dépollution +/- achats/ventes de quotas (+ achats aux enchères si les quotas initiaux ne sont pas gratuits). Dans tous les cas, inférieur au coût d'application d'une réglementation par construction
Compétitivité – distorsion de concurrence	Forte si VLE plus restrictive que dans les autres pays mais varie en fonction des secteurs, des coûts de transports, de la possibilité de répercussion sur les consommateurs. Etudes controversées sur les effets des MTD sur la compétitivité.	Forte si taxe plus élevée que dans les pays des concurrents, mais varie en fonction des secteurs, des coûts de transports, de la possibilité de répercussion sur les consommateurs. La distorsion éventuelle est moindre si abattement.	Forte si taxe plus élevée que dans les pays des concurrents, mais varie en fonction des secteurs, des coûts de transports, de la possibilité de répercussion sur les consommateurs.	Effet moindre puisque reversement	Pas d'effet distorsif, sauf si le décideur public fixe un objectif environnemental trop rigoureux par rapport à la contrainte économique des entreprises.
Compatibilité juridique avec la réglementation existante	Aucune modification nécessaire.	Risque en raison du rejet de la TGAP énergie au Conseil Constitutionnel Passe par une loi de finances. L'abattement est perçu comme une aide indirecte d'où un problème au niveau européen.	Evite l'obstacle du Conseil Constitutionnel mais doit être approuvé par une loi de finances	Se heurte au principe de non-affectation des taxes	Des aménagements sont possibles (Cf. CO ₂ et modification de la directive IPPC) mais, s'ils sont mal conçus, peuvent faire perdre le bénéfice de la mise en œuvre de l'instrument.
Incertitude sur la décision d'investissement	Oui, puisque la VLE peut être modifiée, et que les techniques sont en perpétuelle évolution.	Grande si le décideur public procède par tâtonnement dans la fixation de la taxe Moindre si calendrier annoncé et engagement crédible sur le niveau des taux.		Moindre si calendrier prévu et engagement crédible sur le niveau des taux.	Dépend de la durée de la période d'engagement (incertitude sur périodes suivantes)

(1) Meilleures Technologies Disponibles

(2) Schéma semblable à la taxe NO_x suédoise (annexe A).

CONCLUSION

Le protocole de Göteborg et, plus encore, la Directive Plafonds imposent à la France de respecter à l'horizon 2010 des plafonds d'émission pour différents polluants atmosphériques (dioxyde de soufre - SO₂, oxydes d'azote - NO_x, composés organiques volatils – COV, et ammoniacque - NH₃). Les prévisions font apparaître pour trois polluants (SO₂, NO_x, NH₃) des émissions supérieures aux plafonds requis en 2010. Il est donc nécessaire que les décideurs publics prennent des mesures afin de respecter nos engagements. Cette exigence d'atteindre de manière certaine l'objectif environnemental quantitatif est d'autant plus impérative que, compte tenu de caractère transfrontière de ce type de pollution, tout manquement provoquerait des externalités négatives pour nos partenaires européens. Cette exigence se double d'une seconde, à savoir que les mesures mises en oeuvre soient les moins coûteuses pour la collectivité et ses agents.

Les émissions de soufre proviennent essentiellement de sources fixes. Près de 80 % des émissions de soufre sont le fait de trois secteurs : le raffinage, la combustion dans l'industrie, la production d'électricité. A l'opposé, ce sont des sources dispersées qui sont majoritairement à l'origine des émissions d'oxyde d'azote. Près des deux tiers des émissions d'oxydes d'azote viennent de deux secteurs : les transports routiers et les autres sources mobiles.

Pour satisfaire au mieux les deux exigences énoncées précédemment, le système d'échange de quotas par comparaison aux instruments réglementaire et fiscal paraît le plus approprié pour lutter contre les sources fixes d'émission.

Du point de vue de l'objectif environnemental quantitatif, le système d'échange de quotas et les mesures réglementaires paraissent préférables à la taxation, cette dernière ayant des effets incertains sur le comportement des agents économiques. Le gouvernement peut ajuster le nombre de quotas par période pour réagir aux échanges observés. Le prix du quota révèle les coûts et permet ainsi au gouvernement de déterminer la quantité optimale de permis. La réglementation permet également d'atteindre un objectif environnemental quantitatif, encore faut-il qu'elle soit respectée.

Du point de vue du coût des mesures à mettre en oeuvre, le système d'échange de quotas tient compte, contrairement aux mesures réglementaires, de la dispersion du coût marginal de réduction des émissions entre les pollueurs. Les difficultés de mise en oeuvre d'un tel dispositif par comparaison à la simplicité de l'application des mesures réglementaires ne peuvent donc, compte tenu de ces critères économiques et environnementaux et de la réussite d'un tel instrument à l'étranger, constituer un argument pour le rejeter.

La contrainte sur les sources fixes d'émissions induite par l'instauration d'un système d'échange de quotas sera différente dans le cas des émissions de NO_x, par comparaison aux émissions de SO₂. Plus seront efficaces les mesures qui s'appliqueront aux sources d'émission dispersées (transports routiers et autres sources mobiles), moins sera importante la contrainte sur les sources fixes. L'articulation entre les différents instruments de politique environnementale est donc impérative compte tenu du contexte spécifique des émissions d'oxyde d'azote.

Au-delà de la question de l'efficacité comparée des instruments de la politique environnementale, la Directive ainsi que le Protocole soulèvent deux problèmes :

- d'une part, celui de la modélisation d'évaluation intégrée qui a présidé à la définition des plafonds et qui est adoptée dans le cadre du programme CAFE (*Clean Air For Europe*) : mode d'optimisation, construction des fonctions de coûts, base de données technico-économiques des techniques de réduction des émissions, incertitude des inventaires d'émissions, des projections et des bénéfices ;

- d'autre part, le mode de coordination de la politique environnementale au niveau communautaire. Cette dernière suppose que soient coordonnés non seulement les objectifs environnementaux mais également les mesures adoptées en raison de leurs effets de débordement. Les conditions d'une coordination européenne des politiques environnementales demandent à être analysées notamment au regard de l'expérience de la coordination internationale des politiques économiques.

ANNEXE A. LA TAXATION DES EMISSIONS DE SOUFRE ET D'AZOTE EN SUEDE

Historiquement, c'est lors de la première conférence des Nations unies à Stockholm en 1972 que le débat sur la fiscalité écologique en Suède a débuté. Chaque pays était convié à préparer un dossier sur le problème qu'il considérait le plus urgent. La Suède était confronté au problème des pluies acides. Les économistes Suédois proposèrent comme solution de recourir aux instruments économiques afin de modifier les incitations des agents économiques. Ils proposaient notamment l'instauration de taxes sur les combustibles à l'origine des émissions polluantes, voire sur les émissions elles-mêmes.

L'hostilité des partis politiques ainsi que de l'opinion publique au recours à de tels instruments a retardé leur mise en œuvre. En 1990, le Parlement Suédois a voté une réforme fiscale introduisant notamment deux taxes : l'une sur les émissions de dioxyde d'azote avec redistribution des recettes et l'autre sur les émissions de soufre sans redistribution. La part des prélèvements obligatoires dans le PIB est restée inchangée mais la structure a changé. La fiscalité écologique s'est substituée pour partie aux impôts sur le revenu et sur les bénéfices des sociétés. Aujourd'hui les recettes de ces éco-taxes (énergie, CO₂, transport, autres) représentent environ 3,2 % du PIB, contre 2,85 % en moyenne en Europe⁽¹⁾.

Les émissions de dioxyde de soufre et d'oxyde d'azote ont diminué respectivement de 87 % et de 35 % entre 1980 et 1999. Les dommages résultent aujourd'hui essentiellement d'origines externes. 20 % du total des dépôts d'oxyde d'azote en Suède ont en effet pour origine des sources d'émissions situées en Suède⁽²⁾.

La taxe sur les NO_x avec redistribution

Le Parlement Suédois a décidé en 1990 d'instaurer une taxe de 4 412,1 € /tonne émise⁽³⁾ par les installations de combustion produisant au moins 50 GWh d'énergie par an. La décision d'exclure les petites installations était fondée en raison du coût élevé des instruments de mesure⁽⁴⁾. La taxe est entrée en vigueur en janvier 1992. La fixation du taux de la taxe a été fondée sur des données d'ingénieur sur les coûts - efficacité anticipée des investissements de réduction. Le coût d'abattement a été estimé entre 3 et 84 SEK par kilo de NO_x évité, soit 331 à 9270 €/t. « Le taux de 40 SEK/kg, soit 4412,1 €/t a été par conséquent considéré raisonnable » (SEPA, 2000: 5)⁽⁵⁾.

(1) Statistics Sweden (2000), « Environmental Taxes and Environmentally Harmful Subsidies, Environmental accounts », report 2000 :3.

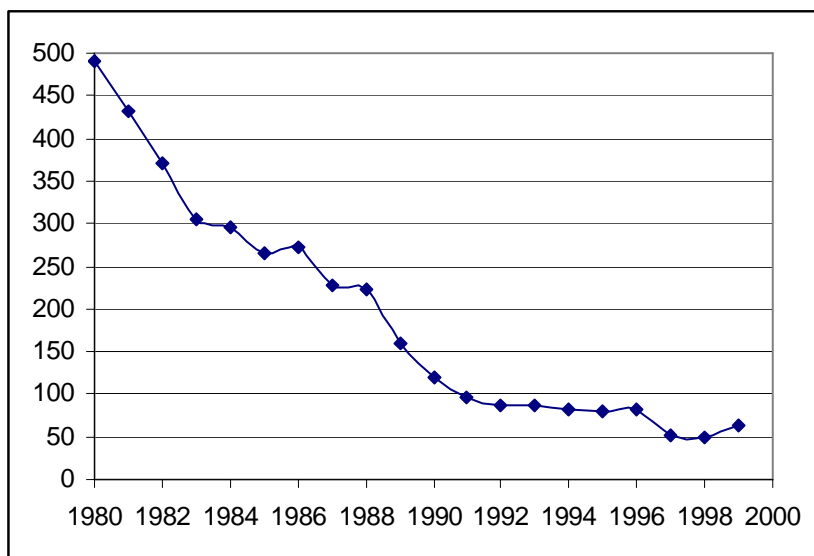
(2) Le processus de dispersion atmosphérique et donc la mise en évidence de la nature transfrontière de la pollution de l'air est modélisé en Europe sous l'égide du programme de coopération en matière de surveillance et d'évaluation de la transmission à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (EMEP). La modélisation atmosphérique établit ainsi des matrices de transferts pour établir les liens entre les sources d'émissions et les dépôts.

(3) Par comparaison avec la France, le taux de TGAP sur les émissions de NO_x est de 45,73 €/t émise.

(4) Le coût de l'équipement d'un instrument de mesure pour les émissions de NO_x varie de 30 000 à 36 000 €. Des instruments plus coûteux sont également utilisés qui mesurent simultanément plusieurs polluants. (SEPA, 2000).

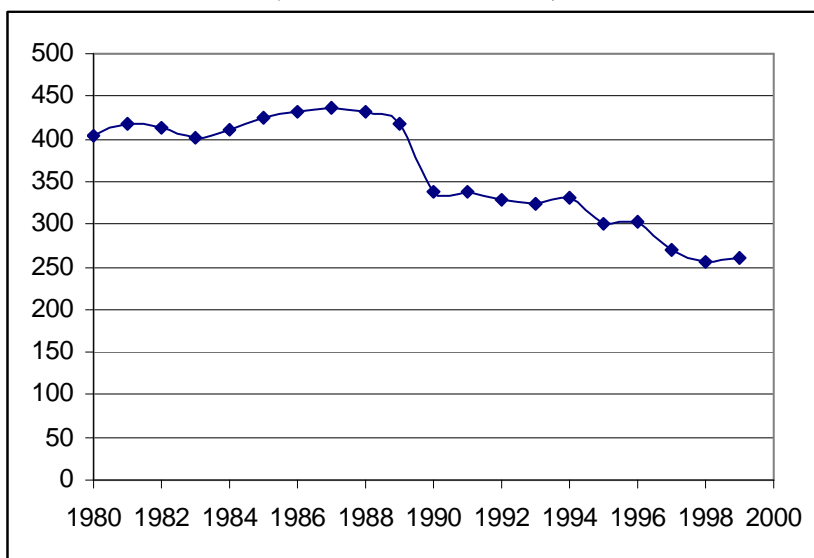
(5) Swedish Environmental Protection Agency (2000), « The Swedish Charge on Nitrogen Oxides – Cost-Effective Emission Reduction », décembre.

Graphique n° 1. Evolution des émissions de dioxyde de soufre entre 1980 et 1999
(émissions en milliers de tonnes)



Source : EMEP.

Graphique n°2. Evolution des émissions de dioxyde d'azote entre 1980 et 1999
(émissions en milliers de tonnes)



Source : EMEP.

Les montants collectés sont redistribués aux installations en fonction du total d'énergie produite (voir infra). Cela signifie que la taxe est neutre au plan financier pour le secteur concerné ce qui la rend politiquement acceptable. L'absence de redistribution aurait créé une différence de traitement entre les petites et grandes installations et aurait incité les grandes installations à fractionner leurs unités de production.

Pour réduire les émissions de dioxyde d'azote, on distingue les mesures primaires qui visent à améliorer l'efficacité énergétique par une meilleure utilisation de l'énergie en lien avec une réduction de la consommation de combustible (réduction de l'excès d'air, étagement de l'air,

recirculation d'effluents gazeux, utilisation des brûleurs bas-NOx à air et combustibles étagés et à air étagé, recombustion) des mesures secondaires qui sont des techniques disponibles sous la forme de systèmes de purification des effluents gazeux devant être installés en aval du processus (procédés de désulfuration - lavage à la chaux de calcaire, l'absorption par atomisation, absorption à sec, procédé Wellman-Lord, lavage à l'ammoniac, lavage au sodium -, procédé de réduction sélective catalytique (SCR), procédé de réduction sélective non catalytique (SNCR)). Les industries ont eu davantage recours aux mesures primaires. C'est seulement dans 22 % des cas qu'ils ont eu recours aux techniques SCR et SNCR. L'estimation du coût technique de la dépollution ex post selon les études varie entre 7,5-10 SEK/kg, soit entre 772 à 1100 €/tonne évitée, cela représente quatre fois moins que le montant de la taxe. Pour 50 % des mesures, c'est ce montant de la taxe qui aurait constitué le facteur décisif pour leur mise en œuvre (Höglund, 1999).

Du point de vue sectoriel, les secteurs payeurs nets sont par ordre décroissant l'industrie papetière, le secteur de la chimie et les incinérateurs de déchets. Les secteurs bénéficiaires sont surtout la production d'énergie et l'industrie alimentaire. L'industrie métallurgique est passée d'une position de payeur net à celle de receveur net.

Exemple du taux de reversement

(Source : Swedish environmental protection agency (2000))

« The Swedish Charge on nitrogen oxides – Cost-effective emission reduction »)

Tout d'abord, le total des ressources collectés (diminué des coûts de gestion) est divisé par le nombre total de mégawatts heure d'énergie consommée, pour déterminer ce qui est appelé crédit de base (ou taux de reversement).

Calcul du total de crédit pour 1999

Revenus collectés : 561 991 080 SEK

Total reporté de l'année précédente : 10 557 430 SEK

Coûts administratifs d'EPA : 3 225 000 SEK

Total exclu de la redistribution : 15 000 000 SEK

Total à distribuer : $561\,991\,080 + 10\,557\,430 - 3\,225\,000 - 15\,000\,000 = 555\,293\,510$ SEK

Consommation d'énergie pour toutes les installations : 54 921 000 MWh

Tarif du crédit de base : $554\,293\,510 / 54\,921\,000 = 10,09$ SEK/MWh

Cas de l'entreprise A

Emissions de NOx : 14 601 kg

Consommation d'énergie : 37 495 MWh

donc taxe fictive au titre des émissions de NOx : $40 \text{ SEK} * 14\,601 = 584\,040$ SEK

et crédit au titre de l'énergie consommée : $37\,495 * 10,09 \text{ SEK} = 378\,325$ SEK

Au total, l'entreprise est payeur net de : $584\,040 - 378\,325 = 205\,715$ SEK

Cas de l'entreprise B

Emissions de NOx : 110 577 kg

Consommation d'énergie : 548 374 MWh

donc taxe fictive au titre des émissions de NOx : $40 \text{ SEK} * 110\,577 = 4\,423\,080$ SEK

et crédit au titre de l'énergie consommée : $548\,374 * 10,09 \text{ SEK} = 5\,533\,094$ SEK

L'entreprise reçoit donc : $5\,533\,094 - 4\,423\,080 = 1\,110\,014$ SEK

L'abaissement du coût des techniques de réduction des émissions et des instruments de mesure a conduit à abaisser le seuil des installations concernées par la taxe. En 1996, ont été incluses les installations produisant au moins 40 GWh d'énergie par an, en 1997, le seuil a été abaissé à 25 GWh.

Tableau n° 1. Recettes totales de la taxe sur les NO_x*(en millions de SEK et en millions d'euros)*

1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
612 (68)	533 (59)	521 (58)	501 (56)	643 (71)	604 (67)	585 (65)

Source : ECOTEC (2001), « Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States », avril, p. 54.

Le Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) est l'autorité en charge de l'administration de la taxe. Le coût de l'administration du système s'élevait en 1999 à 413 000 € soit 0,6 % du total des montants collectés (SEPA, 2000).

L'effet environnemental est positif puisque les émissions d'oxyde d'azote par unité de production ont fortement diminué comme le montre le tableau n° 2. L'effet est très positif en début de période et s'atténue avec l'abaissement des seuils des installations concernées par la taxe. La réduction des émissions de NO_x ne peut être attribuée au seul effet de la taxe. En effet, les installations sont soumises à des réglementations locales. Les études estiment que la taxe entre pour 2/3 dans la réduction des émissions de NO_x.

Tableau n° 2. Evolution des émissions des installations taxées

Année	Nombre d'installations	Emissions de NO _x (en tonnes)	Energie produite (en MWh)	Kg de NO _x /MWh d'énergie produite
1992	181	15 305	37 465	0,41
1993	189	13 333	41 158	0,32
1994	202	13 025	45 193	0,29
1995	210	12 517	46 627	0,27
1996	274	16 083	57 150	0,28
1997	371	15 107	54 911	0,28
1998	374	14 617	56 367	0,26

Source : ECOTEC (2001), « Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States », avril, p. 55.

Le résultat environnemental doit également tenir compte des effets sur les autres polluants. Les techniques utilisées dans la réduction des émissions de NO_x tendent à augmenter les émissions d'ammoniacque (NH₃), de protoxyde d'azote (N₂O) et de monoxyde de carbone (CO). Les augmentations représentent moins d'un quart de la réduction dans les émissions de NO_x. En outre, il est extrêmement difficile de comparer les dommages environnementaux produits par ces polluants aux bénéfices de la réduction des émissions de NO_x.

L'application d'un tel système en France se heurterait, toutefois, au principe de la non-affectation des taxes mis en œuvre depuis quelques années en France pour la fiscalité environnementale.

La taxe sur le soufre

Cette taxe a été instaurée en 1991. Elle est basée sur le contenu en soufre des combustibles (charbon, pétrole, tourbe) et acquittée par les entreprises. Le taux est élevé puisqu'il est de 3 309,1 €/t ou 30 SEK/kg⁽⁶⁾. Si une source peut prouver que ses émissions réelles sont inférieures à celles qui lui sont imputées au regard des combustibles utilisées, elle se fait rembourser la différence de taxe correspondant à la différence entre ses émissions théoriques et ses émissions réelles mesurées. Dans ce cas, la taxe est une taxe sur les émissions.

(6) Pour rappel, le taux de la TGAP sur les émissions d'oxyde de soufre a été fixé en France à 38,11 €/t.

Le coût marginal des techniques de dépollution a été évalué entre 1 200 et 1 800 €/t. Les émissions ont été réduites grâce à un recours plus important au traitement des effluents gazeux et à une substitution de combustibles fossiles.

Selon l'évaluation de l'agence de protection de l'environnement de la Suède (Swedish Environmental Protection Agency, 1997), 30 % de la baisse totale des émissions d'oxyde de soufre de 1989 à 1995 est imputable à la taxe, ce qui représente 19 000 tonnes ou 20% du total des émissions de 1995. Les coûts administratifs sont estimés approximativement à 0,1 % des revenus collectés par la taxe.

Tableau n° 3. Recettes de la taxe sur le soufre
(en millions de SEK et en millions d'euros)

1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
190	190	217	146	212	134	115	104
(21)	(21)	(24)	(16)	(24)	(15)	(13)	(12)

Source : Statistics Sweden (2000), « Environmental Taxes and Environmentally Harmful Subsidies, Environmental accounts », report 2000 :3.

Conclusion

Au total, l'introduction de la taxe sur le soufre et de la taxe avec reversement sur le dioxyde d'azote a permis une réduction des émissions. Du point de vue environnemental, le résultat est positif même si les mesures en matière de réduction des émissions de dioxyde d'azote ont conduit à une certaine augmentation des émissions d'autres polluants. L'essentiel des dommages provoqués par le soufre et l'azote provient désormais des sources externes d'émission d'où le fait que la « Suède continue d'encourager un redoublement des efforts dans d'autres pays » (OCDE, 2001).

ANNEXE B. L'EXPERIENCE AMERICAINE EN MATIERE DE SYSTEME D'ECHANGE DE QUOTAS DE SO₂

Aux Etats-Unis, a été mis en œuvre, par le *Clean Air Act* de 1990, le *sulfur dioxide allowance trading program* (SAT). Le responsable en est l'EPA (*Environmental Protection Agency*). Les participants sont les centrales électriques utilisant des combustibles fossiles. Le marché est de taille fédérale. **Le programme se déroule en deux étapes** : phase I de 1995 à 2000, phase II de 2000 à 2004.

Les permis sont distribués gratuitement pour les centrales électriques existantes. Ils peuvent donc être acquis auprès de ces centrales, ou lors d'enchères qui sont organisées annuellement. En cas de fermeture d'une centrale, les compagnies continuent de se voir doter annuellement des permis auxquels elles ont droit jusqu'au terme de la période fixée pour tous. **Deux raisons** ont présidé à ce choix :

- rendre possibles les transactions à terme, ce qui suppose que la possession future de ces permis par le vendeur soit garantie ;
- éviter que le régime de permis négociables n'induisse les compagnies à prolonger artificiellement la durée de vie des vieilles centrales.

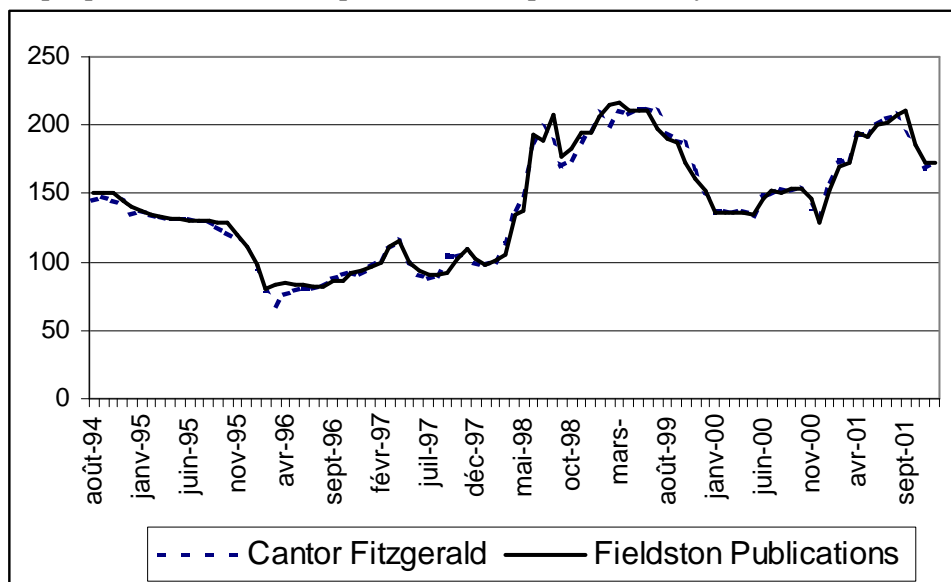
La mise en réserve dans la première phase est possible pour la phase ultérieure. L'EPA est tenue de garantir une offre de permis de dernier recours de façon à pallier les défaillances éventuelles des transactions privées. Elle est aussi tenue d'organiser une vente aux enchères annuelle de permis. L'EPA prélève pour cela 2,8 % des dotations annuelles aux centrales thermiques. Elle vend deux types de permis, ceux utilisables l'année même et ceux utilisables sept ans après. En 2001, 125 000 étaient ainsi proposés en *spot auction* et 125 000 en *advance auction*.

La surveillance des émissions implique la mise en place d'instruments de contrôle et de mesure dont le coût est à la charge de l'entreprise. Le coût annuel à partir de 1995 était estimé à 200 millions de dollars à rapprocher du gain estimé entre 0,7 et 1 milliard de dollars par an sur les 18 premières années. Les pénalités en cas de défaut de permis sont de 2000 dollars la tonne (à rapprocher du prix moyen de 150-200 dollars, soit 10 fois plus), ce qui explique que jusqu'à maintenant toutes les centrales électriques possédaient suffisamment de quotas en fin d'année pour couvrir leurs émissions. De plus, cette pénalité financière n'est pas libératoire, puisque tout excès d'émissions par rapport au total des quotas détenus en fin d'année doit être l'année suivante compensé par l'annulation d'une quantité équivalente de permis.

Les objectifs étaient la réduction des émissions annuelles du secteur de la production électrique de 50 % des niveaux de 1980 avec un plafond de 8,95 millions de tonnes pour 2010. Le plafond pour la phase I qui concernait 263 unités était ainsi de 7,1 millions de tonnes en 1995 pour 6 en 1999. Pour la phase II, qui voit l'intégration dans le système des centrales électriques de plus faible capacité, le plafond passe de 9,48 millions de tonnes à 8,95 millions de tonnes. Que cela soit pour la phase I ou pour le début de la phase II, les réductions d'émissions ont dépassé les objectifs. Et lorsque l'on examine la répartition géographique des émissions, elles ont baissé partout, évitant ainsi les « points chauds », autrement dit les craintes d'aggravation de la pollution au plan local n'étaient pas fondées.

Le graphique n° 1 présente l'évolution du prix du permis selon l'indice de la firme en courtage Cantor et selon le Fieldston Publications' market survey. Le prix a varié entre 69 et 212 dollars. En 2001, le prix moyen des permis de l'année était de 174,97 dollars contre 110,75 pour ceux achetés 7 ans à l'avance.

Graphique n° 1. Evolution du prix mensuel du permis de dioxyde de soufre (en dollars)



Source : <http://www.epa.gov/airmarkets/trading/so2market/prices.html>

Les coûts de réduction des émissions ont été plus faibles que ceux évalués avant la mise en place du marché. Le tableau présente les estimations *ex ante* et *ex post* en matière de prix du permis ainsi qu'en matière de coût des techniques de dépollution.

Tableau n° 1. Evaluation *ex ante* et *ex post*
(en \$/t)

Evaluations <i>ex ante</i>		Evaluation <i>ex post</i>	
Coût des techniques de dépollution	Prix du permis	Coût des techniques de dépollution	Prix du permis
564 (Godard – Henry) ICF : 576-760 voire 800	250-400 – phase I 500 – 700 phase II d'autres estimations donnent 300-800	174 - 282	69-212 175 en 2001

Source : O. Godard et C. Henry (1998) ; R. Schmalensee et alii (1998),

Cette expérience montre une surestimation *ex ante* des coûts des techniques de dépollution *ex ante* et du prix des permis. **Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce phénomène** : certaines centrales s'étaient équipées en dispositifs de désulfuration de leurs émissions et se sont donc retrouvées à la tête d'un stock important de permis ; la déréglementation a touché le charbon et le transport ferroviaire, et les centrales ont ainsi pu utiliser du charbon de meilleure qualité et moins cher ; la concurrence entre producteurs d'équipements de désulfuration a entraîné une baisse des prix et une forte innovation. L'expérience montre également une certaine stabilité des prix.

Par rapport à la mise en place d'un système réglementaire, les économies seraient de l'ordre de 40 %.

Un deuxième programme régional existe. Il s'agit du RECLAIM – SO₂. L'objectif est de passer de 26 à 11 tonnes par jour pour le SOx soit de 9 000 tonnes à 4 000 tonnes par an. La réduction annuelle moyenne pour les installations de 1994 à 2003 sera de 6,8 % de SO₂.

Les participants sont les installations qui ont émis plus de 4 tonnes de NOx et/ou de SOx en 1989 ou pendant une année postérieure. En 2000, 364 unités participaient au programme. Chaque permis permet d'émettre une pound (soit 454 grammes) de NOx ou de SOx. Ils sont valables un an et sont distribués gratuitement. La quantité allouée est déterminée sur la base de l'activité de chaque unité pendant la période de pic de production 1989-1992. Le nombre de permis diminue puis doit rester stable à partir de 2003. Les périodes d'échanges sont divisées en deux cycles : les premières couvrent la période du 1^{er} janvier au 31 décembre, les autres couvrent du 1^{er} juillet au 30 juin. Les permis sont distribués pour la période en cours mais également pour des périodes futures. Les permis peuvent être vendus mais ne peuvent être mis en réserve. Le marché est également divisé en deux zones (côtière, intérieur des terres). Les permis de la zone côtière sont plus chers que ceux de l'intérieur des terres car les entreprises de la première zone ne peuvent acheter ceux de la seconde.

Le prix du permis *ex post* a oscillé entre 1500 et 3000 dollars la tonne. Quand le programme a été développé, les économies de coûts de RECLAIM étaient estimées à 30-40 % par rapport à un programme réglementaire.

ANNEXE C. L'EXPERIENCE AMERICAINE EN MATIERE DE SYSTEME D'ECHANGE DE QUOTAS DE NO_x

Le premier programme aux Etats-Unis est l'OTC NO_x budget program. L'OTC (Ozone Transport commission) et l'EPA (Environmental protection agency) en sont responsables. Les participants en sont les centrales électriques et des unités de combustion de 11 Etats et du District of Columbia. Les allocations de permis sont différenciées par régions, et les échanges ne peuvent se faire qu'au sein de la même région. Le programme fonctionne sur une base saisonnière du 1er mai au 30 septembre de chaque année. Les permis sont distribués gratuitement. Ils peuvent librement être échangés et mis en réserve.

Le système a commencé à fonctionner le 1^{er} mai 1999. Le prix du permis est monté jusqu'à 7 000 dollars en 1999, a diminué à 3 000 dollars en 2000 pour se stabiliser en 2001 à 2 000 dollars. La forte montée en début de période s'explique, d'une part, par une mauvaise anticipation des agents ce qui a entraîné un début tardif des échanges, et, d'autre part, par le fait qu'aucun des crédits supplémentaires qui devaient être alloués sur la base des réductions d'émissions antérieures n'avait été encore alloué fin mai 1999. Le coût des techniques de dépollution a été estimé entre 1 300 et 3 000 dollars la tonne. Le ratio prix du permis par rapport au coût *ex post* est compris entre 5,4 et 0,66.

Si une source ne détient pas suffisamment de permis, elle devra fournir trois permis supplémentaires par tonne d'émissions en excès. Si elle ne peut pas le faire, elle est interdite d'opération. Les pénalités sont non libératoires. L'installation paie une pénalité et perd trois permis pour chaque émission en excès l'année suivante. L'objectif est une réduction de 75% des émissions des niveaux de 1990 pour 2003. D'ores et déjà, l'objectif a été dépassé. Les études estiment les économies potentielles globales par rapport à une approche réglementaire classique entre 30 et 40 % pour la période 1999-2003.

Le deuxième système présenté ici est le système RECLAIM (Regional clean air incentives market). Ce programme californien déjà présenté plus haut porte également sur les NO_x. L'objectif est de passer entre 1994 et 2003 de 105 à 32 tonnes par jour pour les NO_x, soit 38 000 à 12 000 tonnes par an. La réduction annuelle moyenne est de 8,3 % de 1994 à 2003. L'échange de permis a commencé le 22 mars 1994. Entre 1994 et 1999, les émissions étaient inférieures à l'allocation de permis. Les prix étaient plus bas que prévus. A titre de comparaison, le coût marginal de dépollution était estimé dans une fourchette de 3,5 à 4,5 dollars par pound. La différence entre les émissions et les allocations a diminué. Les prix ont connu une forte hausse.

Tableau n° 1. Evolution du prix (en dollars par pound)

Jan 1999	Jan 2000	Avril 2000	Mai 2000	Juin 2000	Juil 2000	Mars 2001	Déc 2001	Fév 2002
0,13	1,14	4,22	6,25	11,25	36,75	48,5	8	0,5

Source : www.ace-mkt.com

Le prix du permis à la tonne était de 286 dollars en janvier 1999, de 2511 dollars en janvier 2000, de 80 947 dollars en juillet 2000. Pour faire face à la crise, l'organe régulateur a interdit à une quinzaine de centrales d'acheter des permis. Elles représentaient près des 2/3 de la demande. Elles doivent cependant respecter les plafonds, elles ont trois ans pour régulariser la situation. La pénalité s'élève à 7,5 dollars par pound soit environ 16 500 dollars par tonne. Suite aux nouvelles règles, le prix en février 2002 est de 1100 dollars la tonne.

Tableau n° 2. Comparaisons coût technique de dépollution – permis
(en \$/t)

Coût des techniques de dépollution <i>ex ante</i>	Coût des techniques de dépollution <i>ex post</i>	Prix du permis <i>Ex post</i>
SCR raffinerie : 8300 – 9800 ; 4200-9000 ; 12000 SNCR : 2000-2500 ; 1800-4300	7710 – 9910	286 - 106828 - 1100

Sources : Ademe (2001), Conférence internationale sur la pollution atmosphérique d'origine industrielle) ; <http://www.acemarket.com/final/secondarypages/reclaim/future.html> ;

BIBLIOGRAPHIE

- Amann et al. (1999), « Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe », *Air & Energy*, n° 132, novembre
- Bureau D., Hourcade J.-C. (1998), « Les dividendes économiques d'une réforme fiscale écologique », Rapport du CAE, *Fiscalité de l'environnement*, La documentation française, n° 8, p. 41-81.
- Dekkers C. (2001), « NOx Emission Trading in a European Context : Discussion of the Economic, Legal, and Cultural Aspects », *The ScientificWorld* (2001)1(S2), pp. 958- 964.
- Desaigues B, Rabl A. (2001) : « Taxer sur la pollution et autres instruments de régulation : qui paie quoi ? », *Pollution atmosphérique*, décembre, pp. 27-40.
- European Environment Agency (2002), *The ShAIR scenario – Towards air and climate change outlooks, integrated assessment methodologies and tools applied to air pollution and greenhouse gases*, Topic report, n° 12/2001.
- European Environment Agency (1999), *Environment in the European Union at the Turn of the Century*, Environmental Assessment Report n° 2.
- Fouquin M., Sekkat K., Mansour, J. M., Mulder N. , Nayman L. (2001), *Sector Sensitivity to Exchange Rate Fluctuations*, Document de travail, CEPII, n° 11, novembre.
- Fischer C. (2000), « Climate Change Policy Choices and Technical Innovation », *Climate Issue Brief #20*, Resources for the Future, juin.
- Fischer C, Parry I.W.H., Pizer W.A. (1998), Instrument Choice for Environmental Protection When Technological Innovation is Endogenous », *Discussion Paper 99-04*, octobre.
- Friedrich, R., Rabl A., Spadaro J.V. (2001), « Quantification des coûts de la pollution atmosphérique : Le projet ExternE de la Commission européenne », *Pollution atmosphérique*, décembre, p. 77-104.
- Godard O. (2001), « Les instruments économiques au service de la lutte contre la pollution atmosphérique – le cas des permis négociables », *Pollution atmosphérique*, numéro spécial, décembre 2001, p. 41-68.
- Godard O., Henry C. (1998), « Les instruments des politiques internationales de l'environnement : la prévention du risque climatique et les mécanismes de permis négociables », Rapport du CAE, *Fiscalité de l'environnement*, La documentation française, n° 8, p. 83-174.
- Höglund L. (1999), *Essays on Environmental Regulation with Application to Sweden*, School of Economic and Commercial Law at Gothenburg University, Department of Economics.
- Holland M. R., Forster D., King K. (1999), "Cost-Benefit Analysis of the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone - Report to the UNECE Task Force on Economic Aspects of Abatement Strategies", *Air & Energy*, n° 133
- Horne J, Masson P. R. (1988), « Scope and Limits of International Economic Cooperation and Policy Coordination », *Staff Papers*, International Monetary Fund 35 : 259-296, juin
- « Le grand bluff de l'industrie lourde », *Infos de Serre*, n° 2, juin 2002, p. 4.
- Jacquet P. (1998), « L'Union monétaire et la coordination des politiques macroéconomiques », in *Coordination européenne des politiques économiques*, Rapport du CAE, La documentation française, n°5, p. 35-46.
- Landrieu, G. (1999) « Questions posées par l'emploi du modèle RAINS pour l'étude des stratégies de réduction de la pollution atmosphérique transfrontière », *Pollution atmosphérique*, décembre, p. 65-78.
- Landrieu G., Mudgal S. (2000), *Simple is beautiful...and efficient*, Discussion paper for the Task Force on Integrated Assessment Modelling, 25th session, Saltsjöbaden, Stockholm, 13-14 avril.
- OCDE (2001), « Etudes économiques de l'OCDE : Suède », série études économiques.
- OCDE (1999), *Technology and environment : towards policy integration*, Document de travail.
- Olson M. (1978) Logique d'action collective, Puf, traduit de l'anglais, *The Logic of Collective Action – Public Goods and the Theory of Groups*, Cambridge : Harvard University Press.

Parry I. W. H. (1997), "Pollution Regulation and the Efficiency Gains from Technological Innovation", *Discussion Paper* 98-04, Resources for the Future, octobre.

Schmalensee R., Joskow P. L., Ellerman A. D., Montero J. P., Bailey E. M. (1998), « An interim evaluation of sulfur dioxide emissions trading, *Journal of economic perspectives*, n° 3, volume 12, été, p. 53-68

Statistics Sweden (2000), « Environmental Taxes and Environmentally Harmful Subsidies, Environmental accounts », report 2000 :3.

Swedish Environmental Protection Agency (2000), *The Swedish Charge on Nitrogen Oxides – Cost-Effective Emission Reduction*, décembre.

Swedish Environmental Protection Agency (1997), *Environmental Taxes in Sweden – Economic Instruments of Environmental Policy*, Report 4745, Stockholm.

The Economic Report of the President (2002), Chapitre 6 : « Building institutions for a better environment », transmis au Congrès en février, p. 215-249.