

Séminaire Économie de l'environnement du Commissariat Général du Plan

Séance du 14 octobre 1998

Les permis d'émission négociables et la lutte contre la pollution atmosphérique

Olivier Godard¹

Les permis négociables désignent une famille d'instruments économiques qui se répartissent sur tout le gradient qui va de l'autorisation administrative classique à l'organisation d'un marché de titres. Dans tous les cas, il s'agit d'associer une contrainte quantitative à des moyens de flexibilité permettant de moduler la répartition de cette contrainte entre différentes sources, qu'elles soient placées sous le contrôle juridique d'un même agent économique ou de plusieurs. Dans la forme la plus développée, l'instrument peut aboutir à la création institutionnelle d'un marché régulier de permis d'émission entre un ensemble d'agents économiques. Cependant, beaucoup de solutions habituellement rangées dans la « famille des permis négociables » sont très éloignées d'un tel concept de marché, notamment lorsque les transactions « externes » ont une place nulle ou négligeable dans leur mise en œuvre. C'est par exemple le cas des « bulles » globalisant les normes de pollution sur toutes les sources d'une installation industrielle. Même ainsi, il reste l'inspiration principale de l'instrument : en laissant aux agents décentralisés, individuellement et collectivement, le choix des moyens de satisfaire un objectif de qualité environnementale, la collectivité profite de leurs capacités d'information et de choix des solutions les plus économiquement efficaces, celles qui minimisent les coûts.

Dans le domaine de la prévention des pollutions industrielles (air, eau) c'est aux États-Unis que cette approche a été principalement expérimentée. Les premières expérimentations remontent à la fin des années soixante-dix sous la forme d'arrangements occasionnels qui ont été trouvés, notamment en Californie, pour prévenir des situations de blocage possible du développement industriel dans les zones où, du fait de la poursuite de l'expansion industrielle et économique, les normes de qualité de l'air ambiant ne parvenaient pas à être atteintes au terme des délais d'adaptation consentis.

Depuis lors ces instruments se sont développés presque exclusivement dans le domaine de la pollution atmosphérique. Une nouvelle étape a été franchie avec la réforme du *Clean Air Act* de novembre 1990 qui crée *ex nihilo* un marché national des permis d'émission de SO₂ émis par les centrales thermiques pour assurer de façon la plus économiquement efficace une réduction globale d'environ 50% des émissions acides à partir de 2000 par rapport aux émissions de 1980.

De façon plus récente, le Protocole de Kyoto de la Convention cadre sur les changements climatiques adopté en décembre 1997 détermine pour la première fois un ensemble d'objectifs quantifiés par pays de six gaz à effet de serre à l'horizon 2008-2012

¹ Directeur de recherche au CNRS, CIRED-URA 940 et Laboratoire d'Économétrie de l'École Polytechnique.

pour les pays industriels, objectifs destinés à être juridiquement contraignants. Sous différentes modalités et dans des conditions à définir en particulier lors de la Conférence de Buenos Aires en novembre 1998, ces pays pourront réaliser entre eux un commerce des quotas d'émission correspondant aux objectifs quantifiés qu'ils ont acceptés. Ainsi se préfigure un nouveau commerce international qui, s'il se réalisait, représenterait évidemment l'expérience la plus ample de recours aux permis négociables jamais connue.

Cette contribution vise à faire le point sur certains des principaux aspects qui ont une pertinence empirique pour les choix d'instruments et la conception de systèmes de permis négociables. Elle s'appuiera sur trois champs pratiques de questions : les deux étapes de l'expérience américaine pour la pollution atmosphérique ; les perspectives d'instauration de schémas de permis négociables en Europe pour la pollution acide à longue distance ; la mise en œuvre des mécanismes de flexibilité prévus par le Protocole de Kyoto (décembre 1997) dans le contexte de la Convention-cadre sur le changement climatique.

La première section présente une première approche de l'instrument. Elle rappelle d'abord les avantages qui lui sont attribués et présente le mécanisme de base qui en fait un levier d'efficacité économique dans la répartition des efforts de réduction de la pollution. Par la suite, elle considère les principales variables de la conception d'un système de permis négociables. Enfin, elle évoque les obstacles à l'adoption et au bon fonctionnement de cet instrument.

La deuxième section introduit l'expérience américaine de l'instrument dans le domaine de la pollution atmosphérique et retrace les principales leçons.

La troisième section envisage la possibilité d'introduire des permis négociables dans le dispositif français de lutte contre la pollution atmosphérique à partir de la notion de trajectoire institutionnelle.

La quatrième section décrit ce que pourraient être des schémas d'organisation de permis négociables pour le contrôle de la pollution par le SO₂ à longue distance au sein de l'Union européenne, une fois acceptée une contrainte de compatibilité avec la structure du Protocole d'Oslo définissant à la fois des objectifs de réduction par pays et une référence aux « charges critiques » en dépôts acides de chaque zone élémentaire d'un maillage du territoire européen de 150 km de côté.

La cinquième section décrit les formules de flexibilité retenues dans le Protocole de Kyoto et évoque certains des enjeux qui leur correspondent.

La sixième section considère les interactions entre les choix de conception de systèmes de permis négociables pour les gaz à effet de serre et les problèmes de délocalisation et de concurrence industrielle en fonction de la structure des marchés.

1. Une première approche des permis négociables

1.1. Les avantages généraux attribués aux permis négociables

On attribue généralement aux permis négociables les avantages suivants :

- *la possibilité d'obtenir une connaissance précise du niveau global des émissions qui sera imposé*, sous réserve naturellement des problèmes de fraude et de contrôle. Souvent valorisée par les organisations de protection de l'environnement et parfois illusoire, cette certitude a un intérêt qui dépend des problèmes considérés : elle peut être importante pour des problèmes sanitaires locaux à effet de seuil ; elle n'a qu'un intérêt conventionnel pour des problèmes de long terme comme celui de l'effet de serre où la trajectoire d'évolution compte plus pour la solution du problème environnemental que la performance ponctuelle (Godard, 1993) ;
- *la réduction du coût économique d'atteinte d'un objectif environnemental par rapport à un régime de réglementation et d'autorisation administrative* : si les permis alloués initialement ne correspondent pas à l'optimum de répartition des efforts, le processus d'échange des droits tend à améliorer l'efficacité économique de l'allocation, sous réserve de l'action des disparités fiscales et d'autres imperfections de marché. C'est là le principal avantage économique des permis négociables. La réduction des coûts dépend des contextes d'application ; elle peut aller de 10 à 95% (Tietenberg, 1992). Dans le programme *Acid Rain*, le plein développement du marché pourrait réduire les coûts d'un facteur 3 (Burtraw, 1996). Même si les économies réalisées sont difficiles à estimer (problèmes d'imputabilité et de construction d'une référence contrefactuelle) elles pourraient néanmoins être pour les premières années du programme plus proches des 30% seulement (Ellerman et al, 1997).
- *la création d'une incitation positive à limiter la pollution au-delà de la norme administrative*, puisque cet effort additionnel peut être rentabilisé par la cession des droits non utilisés. Les permis négociables, comme les taxes incitatives, représenteraient une incitation au progrès technologique. La réalité de cet effet n'a guère pu être validée dans les expériences disponibles. Les permis négociables ont surtout permis aux agents de tirer profit de changements assez rapides et inopinés de l'environnement institutionnel (dérégulation des transports, par exemple) et technologique (techniques d'épuration).
- *l'introduction d'un élément de souplesse dans la politique de contrôle des pollutions, évitant la création de blocages du développement économique dans les zones où la qualité de l'environnement n'est pas satisfaisante*. Ce fut la grande motivation initiale des premières expériences aux USA aux alentours de 1977 et la base du système d'*offset* : une nouvelle installation polluante peut s'installer dans une zone qui ne respecte pas encore les normes de qualité de l'air ambiant, mais elle doit à la fois utiliser la meilleure technologie disponible et acheter auprès d'une installation localisée dans cette zone des crédits de réduction d'émission qui compenseront sa propre pollution (Dwyer, 1992 ; Godard, 1994).
- *l'ajustement automatique au contexte économique général (inflation, croissance)*, ce qui rendait l'instrument attractif pour les ex pays socialistes en transition (Zylicz, 1998),

même si d'autres aspects (ineffectivité du droit, corruption) rendait cet instrument fragile dans ce contexte (Godard, 1995) ;

- *l'absence d'effet de choc financier sur les entreprises polluantes existantes lorsque les permis leur sont distribués gratuitement.* C'est l'aspect qui a le plus séduit politiquement puisque l'introduction de l'instrument économique s'accompagne d'un transfert potentiel de rentes de la collectivité vers ces entreprises. C'est le schéma retenu aux USA pour le programme *Acid Rain*. C'est aussi la base de la proposition du patronat norvégien de création de permis négociables pour ce qui concerne le SO₂ et, tout récemment pour le CO₂, qui y voit notamment l'occasion de démanteler les écotaxes existantes (Schreiner, 1998). Si aucune transaction ne prend place, le système revient, du point de vue du partage implicite des droits de propriété, à une approche normative classique.

1.2. Les principales propriétés économiques des permis négociables

1.2.1. Un facteur d'efficacité économique pour satisfaire une contrainte quantitative

La première qualité des permis négociables est de permettre, à travers l'échange des permis, de réduire le coût économique d'ensemble des efforts de réduction des émissions. Cela est possible du fait du processus d'égalisation des coûts marginaux d'abattement de la pollution auxquels sont exposés les agents. Ce mécanisme de base est illustré par la figure 1.

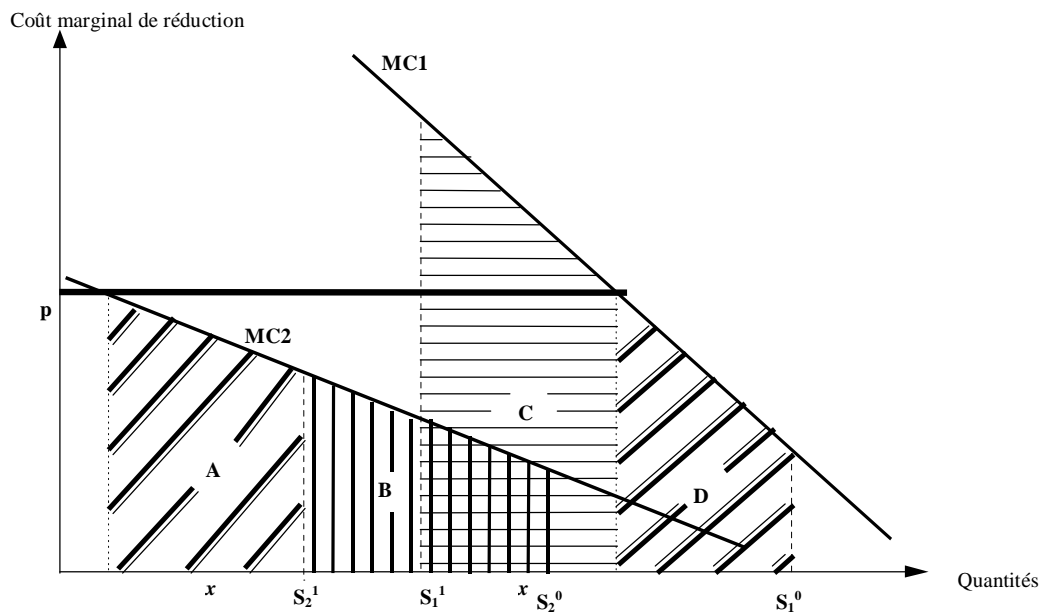


Figure 1: Une réduction des émissions de 50% (Godard et Henry, 1998)

Cette figure la position de deux sources S_1 et S_2 , dont les niveaux d'émission respectifs avant un engagement de réduction sont S_1^0 et S_2^0 . Avec un objectif uniforme de réduction de 50% des émissions, S_1 doit supporter un coût total représenté par l'aire $C + D$, de façon à atteindre le niveau S_1^1 et S_2 un coût représenté par l'aire B pour atteindre le niveau S_2^1 . L'équilibre

atteint (S_1^1, S_2^1) correspond à des coûts totaux, mais surtout marginaux, sensiblement différents. On voit bien que, pour les intéressés comme pour la collectivité prise dans son ensemble, la réalisation d'une nouvelle allocation des efforts induirait une économie de coûts tout en satisfaisant une même contrainte quantitative d'ensemble. C'est ce que permet un mécanisme d'échange de quotas entre les deux sources, s'équilibrant au prix p . En réduisant ses émissions de x unités additionnelles, S_2 dégage un surplus de droits à émettre qu'il peut revendre à S_1 qui limite d'autant son effort de réduction. Au total, S_1 supporte désormais un coût net égal à $D + px$ et S_2 un coût net de $B + A - px$. Le coût total $B + D + C$ est ramené à $B + D + A$, avec $A < C$.

1.2.2. Un facteur de flexibilité permettant de disjoindre justice distributive et efficacité

Les permis négociables permettent de disjoindre partiellement deux questions délicates : (a) la définition des responsabilités et des charges incombant aux différents agents ; (b) la répartition la plus économique (celle qui minimise les coûts totaux) des efforts de réduction des émissions en fonction du coût unitaire d'évitement de la pollution selon les agents, les secteurs et les zones géographiques. Même si la répartition initiale des permis correspond à une allocation équitable mais très inefficace, le mécanisme d'échange est susceptible d'améliorer l'allocation. Il faut pour cela que les coûts de transaction ne soient pas élevés, et que la rétention ou le commerce des permis ne soit pas l'occasion d'usages stratégiques et de phénomènes de pouvoir de marché trop importants². L'amélioration économique que permettent les permis négociables ne saurait cependant suffire pour compenser ce que la répartition initiale peut avoir d'inéquitable ou d'inacceptable : les perdants éventuels de la répartition initiale demeurent des perdants, même s'ils perdent moins avec le commerce des permis que sans.

1.2.3. Les principales différences théoriques et pratiques avec un système de taxes

Taxes incitatives et permis négociables reposent sur un mécanisme de prix. Cependant, l'autorité publique n'introduit pas ce mécanisme de la même manière dans les deux cas. Avec une taxe, l'administration ou une agence publique introduit un correctif aux prix de marché et laisse s'établir le nouvel équilibre des quantités qui en résulte. Avec des permis négociables, cette autorité administrative fixe des repères quantitatifs³, tandis que la réalisation de transactions conduit à la formation d'un prix de marché qui reflète la sévérité de la contrainte quantitative imposée. Dans les deux cas, l'intervention publique est nécessaire, ce qui écarte toute idée d'un développement spontané d'un marché de permis à l'écart de la régulation

2.- Sartzetakis (1994, 1997) s'est penché sur l'influence de situations de concurrence imparfaite sur le fonctionnement de marchés de permis négociables, en considérant en particulier les interactions entre un marché concurrentiel de permis et un marché de produits ayant une structure oligopolistique ; voir la section 6.

3.- Ces repères quantitatifs peuvent être absolus, comme dans le cas de la fixation d'un plafond total d'émissions valable pendant une période donnée pour l'ensemble d'un territoire, ou ils peuvent prendre la forme de normes unitaires d'émission applicables au niveau de projets ou d'installations précises. La première approche est celle de l'*allowance trading* et la seconde celle de l'*emissions crediting*.

publique. Au-delà de cette similitude première, les deux instruments présentent des différences importantes en particulier en contexte d'incertitude.

L'effet de l'incertitude et des conditions d'information des agents en présence

En condition d'information parfaite, les deux instruments produiraient des effets économiques équivalents. Ce n'est plus le cas en situation d'asymétries d'information sur les coûts de réduction de la pollution et d'incertitude économique partagée sur les dommages. Ce n'est plus le cas non plus lorsqu'on prend en compte les aspects fiscaux et l'existence de diverses imperfections. La taxe offre la perspective de créer une plus grande prévisibilité économique d'un prix directeur, taxes incluses, pour les entreprises, à proportion de la part de la taxe dans le prix total, dès lors que l'autorité publique voudrait s'engager sur une évolution à moyen ou long terme du taux de taxation. Cependant, pour pouvoir déterminer un taux optimal de taxation, l'autorité publique devrait connaître les caractéristiques de l'optimum économique collectif, à savoir le niveau d'égalisation du dommage marginal agrégé et du coût marginal agrégé de réduction des émissions. Cela n'est pas envisageable sans que cette autorité dispose de la connaissance des fonctions agrégées correspondantes.

Avec l'approche des permis négociables, l'optimisation économique est placée sous une contrainte environnementale exogène (le quota). Afin de déterminer le niveau optimal de contrainte, l'autorité publique devrait également disposer de la connaissance des fonctions agrégées de dommage et de coût de réduction de la pollution. En pratique, la contrainte environnementale est souvent définie de manière exogène au raisonnement économique à partir d'informations scientifiques et de considérations politiques ; les transactions déterminent ensuite le niveau adéquat de prix qui permet de réaliser un optimum de second rang⁴.

Toute incertitude ne pouvant pas être évacuée, le choix du meilleur instrument incitatif se joue prioritairement sur le terrain de l'information, avec deux aspects principaux : de quelle information peut-on créditer respectivement les agents décentralisés et le régulateur ? quel est l'effet de l'incertitude touchant la fonction agrégée de coût d'abattement de la pollution sur le choix optimal d'instrument ?

Un résultat classique⁵ attribue au rapport des pentes respectives des courbes agrégées de dommage marginal et de coût marginal d'abattement de la pollution la capacité de faire basculer ce choix, en cas d'incertitude sur la fonction agrégée de coût de réduction de la pollution. Si l'on sait que la pente de la courbe de dommage est plus forte que celle de la courbe de coût d'abattement, mieux vaut alors adopter une contrainte sur les quantités, comme on le fait avec les permis négociables. Dans le cas contraire, une taxe s'avère économiquement préférable, car elle définit le montant unitaire maximal qu'il sera demandé aux agents de payer au titre de la lutte contre la pollution. Cela permet alors de minimiser le coût de l'erreur par rapport à une approche fixant une contrainte quantitative.

4.- Henry (1989, 1990) montre comment la connaissance, par l'autorité de tutelle, du dommage marginal de la pollution en quelques points, peut lui permettre, à travers une procédure d'enchères associant prix minima et quantités totales vendues, d'encadrer le niveau optimal de pollution et de parvenir à une répartition efficace des permis.

5.- Le nom de Weitzmann (1974) est attaché à ce résultat.

C'est ce qui est représenté sur la figure 2. Face à la courbe de dommage marginal D , se présentent deux courbes de coût marginal de réduction de la pollution. La courbe C_i est la courbe telle que se la représente l'administration qui doit décider du choix d'un instrument et d'un niveau d'effort. La courbe C_r est la courbe réelle, inconnue de cette administration. En introduisant une contrainte quantitative, l'administration choisirait le niveau Q_i^* qui lui paraît correspondre à l'optimum pour la collectivité. Avec une approche par la taxation, elle choisirait le niveau T_i^* . Dans les deux cas son choix est erroné, mais la valeur espérée du coût de l'erreur est bien plus petite, dans le cas ici représenté, avec l'approche par la taxe qu'avec l'approche fixant une contrainte sur les quantités. Avec la taxe, le coût de l'erreur est représenté par le triangle OIJ ; avec la norme quantitative, ce coût est représenté par le triangle OKL . Si la pente de D était plus élevée que celle des C , on aurait le résultat inverse.

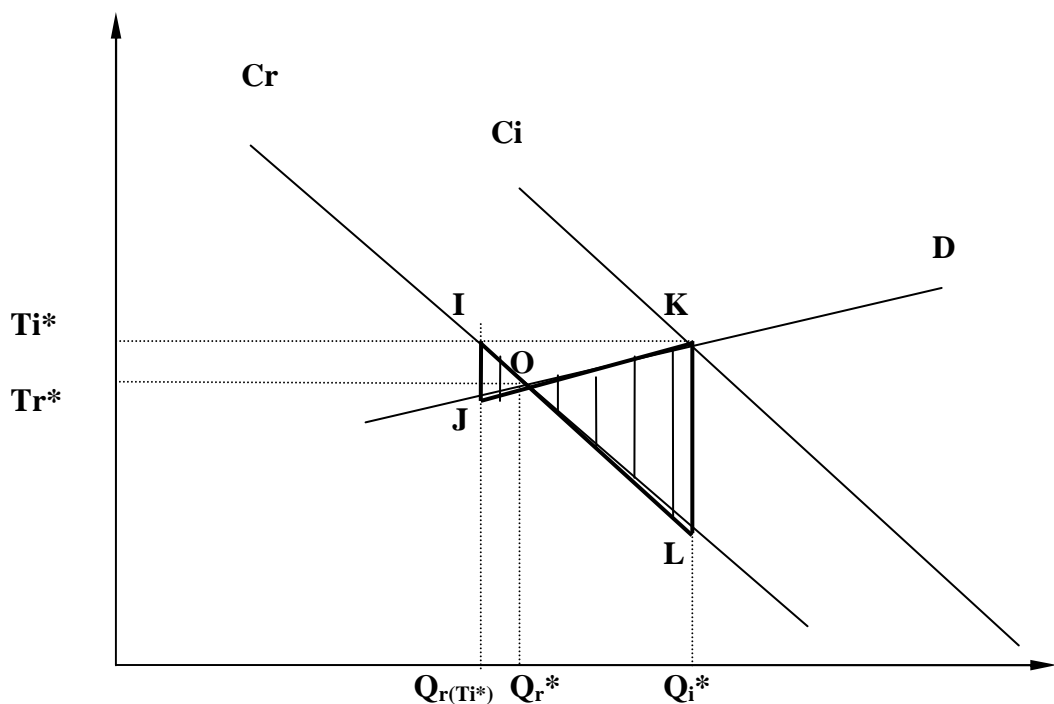


Figure 2 : Effet de l'incertitude touchant au coût marginal de réduction de la pollution
(Godard, Henry, 1998)

L'impact des coûts de transaction

La mise en évidence de ce qui pourrait être le meilleur instrument en fonction de l'état de l'information correspond en quelque sorte à un monde sans frottements. Dans un monde avec frottements, les choix se doivent de prendre en compte les coûts de transaction. Si ceux-ci ne sont pas négligeables la propriété d'indépendance entre l'allocation initiale et l'équilibre du marché de permis ne tient plus (Stavins, 1995) ; les règles d'allocation doivent alors prendre en compte des considérations allocatives et plus seulement des critères politiques ou d'équité.

Par ailleurs, les coûts de transaction peuvent être si élevés qu'ils réduiraient à néant les bénéfices de la liberté de transaction. Ce serait le cas de systèmes de permis impliquant les consommateurs finaux, par exemple les automobilistes ou les ménages ayant à chauffer leurs

logements. Ainsi, il est nécessaire de peser les avantages et inconvénients de systèmes complets pouvant impliquer des coûts de transaction excessivement élevés pour certaines catégories d'agents, et de systèmes partiels ne couvrant que les activités ayant les émissions les plus importantes, comme la production électrique, le raffinage pétrolier et certaines activités industrielles grandes consommatrices d'énergie (industries de matériaux).

Pour le problème de l'effet de serre, il y a ainsi deux approches possibles :

- faire entrer la contrainte carbone au niveau des agents qui introduisent les énergies fossiles dans l'économie (raffineurs, producteurs ou importateurs de charbon et de gaz) et laisser ensuite jouer les mécanismes de prix pour atteindre le consommateur final ; le système est alors complet, sur l'ensemble de l'économie ;
- ne contrôler que les grands émetteurs (centrales thermiques, IGCE, raffineurs), le système est alors très partiel, excluant notamment les consommations de carburant des transports, et celles des secteurs domestique et tertiaire ; quant à l'industrie, seule une partie serait concernée.

Il est donc raisonnable d'envisager l'emploi de combinaisons d'instruments permettant, en fonction des cibles et des secteurs considérés, de minimiser les coûts de transaction. Dans de tels schémas combinés, la grande industrie pourrait par exemple être soumise à des permis négociables mis aux enchères, tandis que l'usage des carburants dans les transports pourrait continuer à faire l'objet de mesures fiscales. Une autre solution possible consisterait à faire entrer les collectivités régionales dans un système de permis négociables, à charge pour ces collectivités d'adopter les politiques d'aménagement et de transports qui leur permettraient de respecter les permis en leur possession ou de les échanger soit avec d'autres collectivités, soit avec des entreprises.

Le partage implicite des droits de propriété et les enjeux fiscaux du mode de distribution initiale des permis négociables à l'intérieur d'un pays

En théorie, la prise en compte de tel ou tel instrument ne devrait pas préjuger d'un partage des droits de propriété et de son impact sur les budgets publics. Il n'en va pas de même du point de vue de l'économie politique de ces instruments. En arrière-plan du débat sur les taxes, les permis négociables, la réglementation ou les accords volontaires, se profilent en fait deux questions plus fondamentales : la première sur l'évolution politique des sociétés contemporaines, le rôle économique de l'État, le financement des dépenses publiques et de la sécurité sociale ; la seconde sur le partage implicite des droits de propriétés relatifs à l'environnement entre la collectivité, représentée par l'État, et les entreprises responsables de rejets polluants. Il est utile de situer brièvement les permis négociables au regard de ces deux questions.

L'approche standard par la taxe incitative fait payer le pollueur sur sa pollution résiduelle à l'optimum, alors qu'avec une approche réglementaire, le même pollueur doit seulement supporter les coûts de mise en conformité avec la réglementation. La distribution implicite des droits sur l'environnement diffère manifestement dans les deux cas, même si ces deux approches sont compatibles avec le principe pollueur payeur, tel qu'il a été défini par l'OCDE en 1972. Avec la taxe, l'hypothèse implicite est que la collectivité dispose des droits sur l'environnement et que les agents privés qui veulent en user doivent payer en conséquence. Un régime de subventions reconnaîtrait implicitement l'attribution des droits

sur l'environnement aux entreprises polluantes et la nécessité qui en résulterait de les dédommager pour tout renoncement à ces droits. L'approche réglementaire et les systèmes de permis négociables distribués gratuitement correspondent à une position intermédiaire reconnaissant, dans certaines limites, un droit d'usage aux entreprises.

Dans le cas standard, la taxe engendre des ressources fiscales auxquelles la puissance publique peut donner une utilisation budgétaire, soit pour financer de nouvelles dépenses publiques, soit pour remplacer d'autres sources fiscales qui présentent divers inconvénients (logiques du « double dividende ») (Bureau et Hourcade, 1998). Techniquement, il est possible de ne pas exploiter ce potentiel budgétaire et de reverser à la communauté des pollueurs, en fonction d'un critère neutre de redistribution, les ressources collectées auprès de ces derniers. C'est ce que font certains schémas de taxation à visée exclusivement incitative.

S'agissant des permis négociables, les expériences existantes ont retenu la solution de la répartition initiale gratuite. De cette façon, ces entreprises ne voyaient pas s'alourdir leurs coûts financiers directs par comparaison avec ce qu'aurait exigé d'eux une approche réglementaire⁶. La généralisation du recours aux permis négociables sur une telle base pourrait alors s'accompagner d'un important transfert de ressources de la sphère publique vers les entreprises, contribuant de ce fait à accroître les difficultés budgétaires des États ou, du moins, à ne pas résoudre les problèmes de ceux d'entre eux qui ne souhaitent pas démanteler leurs systèmes publics de protection sociale.

En fait, afin de procéder à la distribution initiale des permis, on peut tout aussi bien envisager une procédure de vente, soit à prix fixe, alors analogue à une taxe, soit par une technique d'enchères. Cette solution des enchères présente plusieurs avantages. La formation d'un prix de marché pour les permis permettrait de capter l'information économique dont disposent individuellement les agents et d'offrir très vite un repère économique commun à tous les acteurs. Si elle est organisée de façon ouverte et transparente, la vente des permis assurerait une égalité d'accès à toutes les firmes mises en concurrence, sans introduire de biais dans la répartition entre différents secteurs (les cimenteries, la sidérurgie, le raffinage des produits pétroliers, etc.) ni faire de distinction dans les modalités de distribution des permis entre installations existantes et installations nouvelles : dans le contre-exemple du marché américain des permis d'émission de SO₂, les installations existantes ont reçu leurs permis gratuitement, mais les installations nouvelles doivent les acheter en totalité. Surtout, comme avec la taxation, la vente des permis permettrait de donner à l'instrument une dimension fiscale et pas seulement incitative.⁷

Sur ce terrain budgétaire, les permis négociables présentent cependant quelques inconvénients par rapport aux taxes. Avec une technique d'enchères, c'est le marché qui fixe le prix des permis ; la ressource fiscale collectée est alors entachée d'une imprévisibilité que les services fiscaux n'apprécient guère, même s'ils y sont déjà confrontés pour d'autres bases fiscales, comme celles qui dépendent de l'activité économique. Par ailleurs, dans l'hypothèse

6.- Par exemple si une réglementation exige une réduction des émissions courantes de 10%, l'approche correspondante par les permis négociables consiste à distribuer gratuitement des permis à hauteur de 90% des émissions antérieures.

7.- Si 30% du quota national d'émissions de CO₂ était vendu en France à l'industrie et au secteur énergétique sous forme de permis pour couvrir leurs émissions, cela pourrait représenter en 2010 une ressource fiscale d'environ 7 GF, pour une valeur unitaire de la tonne de carbone se situant autour de 240 francs. Il s'agirait d'un ordre de grandeur comparable à celui de l'impôt sur la fortune.

où les firmes pourraient accéder à des marchés internationaux de permis, c'est le prix de ces derniers qui déterminerait à quel prix intérieur les autorités d'un pays pourraient vendre leurs permis : si les conditions nationales d'offre leur paraissaient insuffisamment avantageuses, les firmes auraient la possibilité de se fournir sur ces marchés internationaux... Les permis négociables peuvent donc prendre une dimension fiscale, mais c'est sans doute avec moins de commodité qu'en recourant à la taxation.

1.3. Les variables-clefs de la création d'un système de permis négociables

Sept variables représentent les éléments fondamentaux pour la création d'un système de permis négociables.

1.3.1. La détermination de la contrainte quantitative en référence à un objectif environnemental

Un système de permis négociables de types « allowances trading » est arrimé à la détermination d'une contrainte quantitative globale, qui doit ensuite être répartie entre des agents décentralisés. C'est le cas du programme *Acid Rain* aux USA ; c'est aussi le cas du Protocole de Kyoto.

Cette approche a deux conséquences :

- la réalisation d'échanges de quotas d'émissions doit être indifférente du point de vue environnemental tant que la contrainte globale est respectée. C'est le cas du CO₂. C'est moins évident pour le SO₂, puisque le dommage associé aux dépôts acides dépend de la concentration de ces dépôts. C'est ce qui a justifié l'approche des charges critiques par zone retenue en Europe, approche qui complexifie considérablement la mise en œuvre de permis négociables, comme on le verra plus loin.
- dans l'ensemble, il est nécessaire de trouver le moyen de répercuter aux agents décentralisés des contraintes d'émissions formulées en termes quantitatifs absolus et pas seulement, comme ils en ont l'habitude et comme ils le préfèrent, en taux unitaires d'émission dont l'effet absolu est variable en fonction du niveau d'activité des firmes ; si certains secteurs bénéficient de contraintes formulées en termes de taux unitaires, cela signifie que les autres secteurs pourront être exposés à des fluctuations imprévisibles des exigences les concernant : la sécurité des uns se paie de l'insécurité économique des autres.

1.3.2. Les participants

Un système de permis négociables est organisé entre agents qui peuvent procéder à l'échange des permis d'émission en leur possession. Les sources d'émission sont les installations, mais dans un contexte international (Protocole d'Oslo, Protocole de Montréal, Protocole de Kyoto) ce sont les gouvernements qui s'engagent à respecter des quotas d'émissions nationaux. C'est pourquoi on peut imaginer *a priori* trois types d'échange, entre gouvernements, entre

installations, ou entre gouvernements et installations. A l'intérieur d'un État, il y a ensuite la question de la délimitation du périmètre sectoriel d'application du régime de permis négociables, déjà évoquée.

Tous ces échanges ne s'équivalent pas du point de vue économique du fait des imperfections et asymétries d'information. Un système de permis négociables permet de révéler les coûts de réduction de la pollution lorsque ce sont les agents économiques de base qui participent aux échanges. Cela n'est pas le cas lorsque les gouvernements sont les opérateurs de base.

1.3.3. L'allocation initiale

Si l'allocation initiale répondait exclusivement à des considérations d'efficacité économique et que l'information sur les coûts était parfaite, elle réaliserait d'emblée une allocation efficace, au moins à court terme, et tuerait dans l'œuf la logique de l'échange. La faculté d'échange vise donc à pallier l'incapacité à atteindre d'emblée une allocation économiquement efficace.

L'allocation initiale est une étape cruciale, mais très politique de la mise en œuvre de l'instrument. Elle soulève toutes les controverses sur les critères d'une répartition juste. Dans un univers de concurrence imparfaite, elle peut être vue comme une arme stratégique pour favoriser la profitabilité ou la compétitivité de certaines activités par rapport à d'autres. C'est l'un des principaux problèmes qui pèsent aujourd'hui sur la mise en œuvre nationale de permis négociables dans le cadre du Protocole de Kyoto (Godard, 1997 ; Godard et Henry, 1998 ; Godard, 1998a).

L'approche qui paraît naturelle à beaucoup d'analystes est celle du « grandfathering », c'est à dire d'une allocation proportionnelle aux émissions passées d'une période de référence, dans une logique du « droit acquis ». En fait, le programme *Acid Rain* a pris pour critère de base une répartition en fonction du niveau passé d'activité multipliée par un coefficient moyen d'émission, lui-même modulé à la marge pour prendre en compte les différentes technologies en présence ; à cela s'est ajouté une négociation proprement politique au sein du Congrès visant à attribuer des quotas supplémentaires à différents États pour diverses raisons ; si cette négociation a été plutôt favorable aux gros pollueurs pour la première phase, elle a davantage favorisé les États propres pour la deuxième phase du programme (Joskow et Schmalensee, 1997).

De manière théorique, une allocation payante, aux enchères ou à prix administratif, est tout à fait envisageable. Différentes formules d'enchères n'ont pas les mêmes propriétés économiques comme l'a montré l'analyse de la procédure utilisée par le *Chicago Board of Trade* pour le compte de l'US EPA (Cason, 1993).

1.3.4. Le mode institutionnel de gestion

Un moyen d'effectuer des échanges de quotas sans altérer les objectifs environnementaux du protocole d'Oslo est d'encadrer les transactions par la modélisation. Cette proposition a notamment été travaillée dans le cadre de l'application du Protocole d'Oslo sur la pollution

acide à longue distance (Forsund and Klaassen, 1994). Le bien-fondé de cette approche repose sur la qualité des informations physiques, écologiques et économiques disponibles introduites dans le modèle. Or c'est précisément pour pallier les déficiences des autorités centrales sur ce point, au moins pour les aspects économiques, que l'introduction des permis négociables se justifie, même si les objectifs retenus par le Protocole d'Oslo ont été fixés en tenant compte largement d'exercices de modélisation. On doit en fait distinguer le recours à une modélisation physique des flux de transports de la pollution des sources vers les zones de dépôt et le recours à une modélisation économique à finalité optimisante.

Dans le cadre de la première, si les données et les modèle sont jugés suffisamment fiables, une procédure administrative envisageable dans le cadre du Protocole d'Oslo est la suivante :

- toute proposition d'échange devrait être soumise par les parties à l'Agence ou au Secrétariat en charge de l'exécution du système ;
- les effets environnementaux, c'est à dire les excès de dépôt sur les charges critiques résultant de la transaction seraient simulés avec le modèle, au niveau de chaque unité de la grille de découpage du territoire européen ;
- si les impacts environnementaux sont positifs, c'est à dire que les dépôts sont réduits en tout endroit, la transaction est autorisée. En revanche, si le transfert de localisation de l'émission entraîne des aggravations des dépôts en certains endroits, la transaction est refusée.

Van Ierland, Kruitwagen et Hendrix (1994) ont proposé d'aller plus loin en organisant ce qu'ils ont appelé un mécanisme « d'échange bilatéral guidé ». La comparaison des émissions résultant des allocations entre pays déterminées par le protocole et de l'allocation optimale calculée par le modèle déterminerait l'ensemble des échanges potentiels qui représenteraient un gain d'efficacité économique. Si une proposition d'échange bilatéral appartient à cet ensemble, elle est acceptée ; elle est refusée dans le cas contraire. Ce n'est que lorsque toutes les transactions bilatérales souhaitables auront été réalisées qu'une allocation économiquement efficace sera atteinte.

1.3.5. Les taux d'échange

Lorsque le dommage généré par une unité de polluant n'est pas dépendant de l'emplacement de la source, les échanges de permis peuvent être organisés sans dommage sur la base d'un taux de change unitaire, un contre un. Dans le cas contraire, il faut prendre en compte le fait que le dommage résultant d'un flux de pollution dépend de la localisation des dépôts. Il y a deux solutions à ce problème : (a) définir un zonage tel que les transactions soient librement autorisées à l'intérieur d'une zone et interdites entre zones ; (b) définir un ensemble de taux d'échanges entre zones différentes de façon analogue *offset* américains. Les taux d'échange doivent théoriquement refléter l'intensité relative du dommage écologique marginal généré par chaque unité d'émissions. Concrètement cela peut se traduire par des coefficients de type 1,25, 1,75, etc.

Bailey, Gough et Millock (1994) ont proposé une formule pour calculer ces taux d'échange dans le cadre du protocole d'Oslo sur la pollution acide. Ceux-ci sont basés sur les

coefficients de transfert des polluants des sources vers les récepteurs, pondérés par le poids des dommages causés. Le taux d'échange entre deux sources est alors le rapport des deux coefficients de transfert :

$$\text{Taux d'échange}_{1,2} = \frac{\sum_k (T_{1,k} \cdot G_k)}{\sum_k (T_{2,k} \cdot G_k)}$$

avec $T_{i,k}$ = coefficient de transfert de i vers K et

G_k = poids du dommage pour un dépôt en excès par rapport au seuil critique

Cette formule introduit indéniablement un progrès vers le respect des seuils critiques par rapport à des échanges réalisés sans taux d'échanges. Elle ne permet pas de certifier *ex ante* que les échanges n'aggraveront pas les dépôts acides dans des zones où les charges critiques sont déjà dépassées (Cros et Godard, 1998a).

1.3.6. L'échelle territoriale du système

Le choix du périmètre des échanges possibles a une dimension écologique évidente, mais aussi une dimension économique. Les exigences associées à ces deux dimensions vont le plus souvent dans des directions opposées, ce qui fait que ce choix doit être conçu comme un arbitrage. En effet, plus le périmètre d'échanges est large, plus l'échange peut aboutir à des phénomènes de concentration locale de la pollution, que l'on cherche à éviter d'un point de vue environnemental. A l'inverse, plus ce périmètre est restreint, plus les possibilités d'échange sont limitées, plus on s'éloigne d'une perspective d'un marché concurrentiel, plus les coûts de transaction s'élèvent, plus les perspectives de réduction des coûts deviennent erratiques et imprévisibles.

Dans le cas de l'application du Protocole d'Oslo en Europe, deux solutions extrêmes sont a priori envisageables : adopter les cellules de la grille EMEP, c'est à dire des unités territoriales de taille réduite (150 km X 150 km) comme zones d'échange de base ; instaurer une zone unique comme l'on fait les Américains : le territoire de l'Union. En fait, une position intermédiaire devrait être recherchée. Un découpage en 5 zones de sensibilité a été proposé par Cros et Godard (1998a et 1998b) en ce sens. L'assouplissement de la contrainte de certitude sur l'amélioration environnementale en tout point du territoire permettrait de dégager des potentialités économiques pour l'échange et d'abaisser les coûts d'abattement.

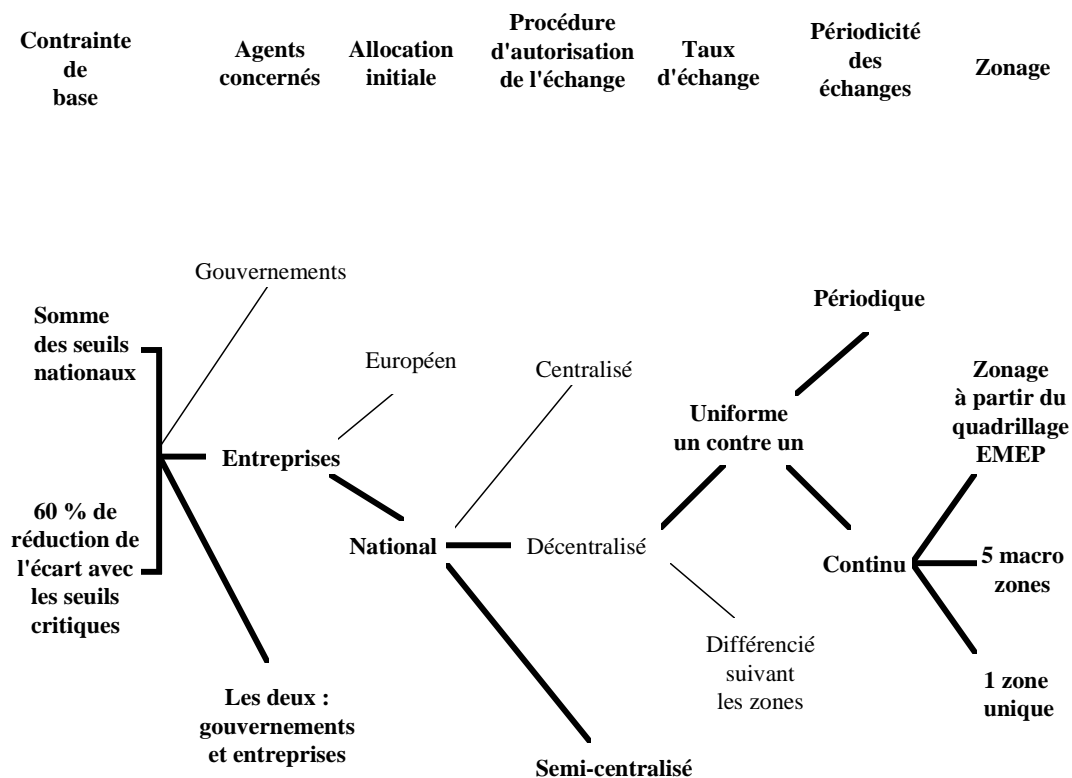
Un tel zonage pourrait évoluer dans le temps dans le sens du rapprochement vers le maillage écologique qui sert à déterminer les charges critiques en dépôts acides. Les permis négociables auraient alors servi de moyen économique de transition sur une trentaine d'années pour faciliter l'adaptation des différentes sources, en leur donnant la maîtrise du calendrier d'adaptation. Une telle évolution du zonage devrait être connue des agents économiques bien à l'avance afin qu'ils puissent former des anticipations sur les contraintes futures du jeu et déterminer leurs stratégies d'adaptation en conséquence.

1.3.7. La périodicité des échanges

Dans le contexte du Programme de lutte contre les pluies acides des États-Unis, deux types de marchés étaient organisés : un marché au comptant pour les permis utilisables dans une première période, un marché à terme pour les permis utilisables seulement dans la seconde phase. L'EPA organise une mise aux enchères pour ces deux sortes de marchés une fois par an, et les transactions privées peuvent avoir lieu à tout moment. Les transactions à terme donnent aux agents les moyens de se construire un environnement d'action prévisible. Elles ont pour condition que les règles du jeu (allocations de base, calendrier d'évolution des objectifs environnementaux) soient stables ou évoluent de façon annoncée bien à l'avance.

Lorsqu'on anticipe un marché de permis assez étroit, impliquant des coûts de transaction élevés et un caractère bilatéral peu concurrentiel, il peut être judicieux de réserver les transactions à une bourse d'échange ouverte à échéances périodiques (tous les six mois, tous les ans...) de façon à préserver autant que possible le caractère concurrentiel du mécanisme.

1.3.8. Un tableau récapitulatif dans le cas du Protocole d'Oslo



Le graphe doit être lu en colonne. Chaque colonne représente les principales options envisagées. Les options retenues par Godard et Cros (1998a et 1998b) pour l'organisation d'un système européen de permis négociables sur le SO₂ sont identifiées en gras. D'autres choix pourraient être faits pour d'autres contextes.

1.4. Les obstacles à l'adoption et à la mise en œuvre des permis négociables

Les expériences de mise en œuvre des permis négociables sont encore peu nombreuses, surtout si l'on a en vue le développement le plus complet sous la forme d'un marché régulier. Cela ne tient pas uniquement à l'absence de projets en ce sens. Dans plusieurs pays des projets de permis négociables ont été poussés assez loin (Norvège, Suisse, Royaume Uni). Dans d'autres, des expérimentations locales d'ampleur limitée quant au nombre de participants ont été réalisées (Pologne). Dans certains cas les systèmes proposés ont eu un début d'existence institutionnelle et juridique mais n'ont débouché sur presque aucune transaction (Suisse). Un récent séminaire de l'OCDE (septembre 1998) a fait le point sur ces obstacles que l'on peut ramener aux éléments suivants (Harrison, 1998, Jeanrenaud, 1998, Schreiner, 1998, Zylicz, 1998) :

- le manque d'intérêt des principaux participants au processus politique concernant le choix d'un régime de lutte contre la pollution pour les considérations d'efficacité économique collective, même si la situation est en train d'évoluer sur ce point ;
- l'organisation de régimes administratifs fondés sur la transcription réglementaire d'approches d'ingénieur, avec les concepts de *Command and Control* et de *Best Available Technology*. En particulier toute approche rigide en termes de BAT ne laisse en pratique aucune marge de flexibilité pour des échanges et est absolument incompatible avec l'instrument des permis négociables. De façon plus technique, les approches réglementaires fondées sur des taux unitaires d'émissions ne favorisent pas le recours aux permis qui impliquent la définition de quantités absolues. Ces obstacles sont très présents dans la culture réglementaire européenne où s'entrecroisent plusieurs directives technologiquement contraignantes (sur les grandes installations de combustion, directive IPPC...);
- les tentatives de greffer des permis négociables sur les dispositifs réglementaires existants, à travers l'approche des crédits d'émission, ont donné des résultats très mitigés aux USA du fait de l'accumulation des restrictions (coefficient de valorisation en crédits d'émission, taux de dépréciation dans le temps, limitations diverses sur les agents avec qui des échanges pourraient avoir lieu, etc.) et des exigences administratives de preuves pour mettre en évidence les droits à crédits et de l'indétermination d'une situation de référence qui soit acceptable par toutes les parties. Il apparaît plus facile d'introduire des permis pour faire face à un problème nouveau pour lequel n'existe encore aucun dispositif institutionnel ;
- les pertes de ressources fiscales qu'entraînerait le remplacement de mesures fiscales par des permis reposant sur une distribution gratuite ;
- l'incapacité à résoudre le problème de l'allocation initiale d'une façon satisfaisante pour les principaux groupes d'intérêts (conflits entre secteurs, conflits inter-industriels ; conflits entre grandes firmes et les régimes applicables aux PME) ;
- la volonté active des membres de l'administration de garder les positions de pouvoir et le statut important que leur confère un régime qui leur donne un grand pouvoir discrétionnaire d'appréciation, tout à fait opposé au fonctionnement régulier des permis négociables qui nécessitent des règles claires, précises et stables, des procédures

automatiques et l'absence d'ingérence administrative dès lors que les règles sont respectées ;

- la croyance de la part des administrations, mais aussi des firmes, que la souplesse souhaitée par les entreprises sera obtenue à aussi bon compte, tout en faisant l'économie de changements institutionnels importants, par la négociation informelle des conditions d'application de la réglementation, plutôt que par un système formel de permis négociables ;
- la dimension culturelle, se traduisant en Europe par une réticence à associer la protection de l'environnement au libéralisme, au marché, à la dérégulation ; évoquer des « marchés de droits à polluer » est considéré par certains comme une grave erreur de communication, outre le fait que cela correspond peu aux solutions pratiquées, mis à part le programme *Acid Rain* aux USA ;
- une pression insuffisante des contraintes environnementales, comme ce fut le cas au Royaume Uni du fait de la percée du gaz dans la production électrique ;
- l'absence de groupes d'intérêts se faisant le promoteur de l'instrument.

Au total, l'adoption des permis négociables doit s'inscrire dans une logique de résolution des problèmes qui préoccupent les acteurs du système de régulation. Il doit paraître évident à ces acteurs qu'il sera difficile de résoudre ces problèmes dans le cadre du régime réglementaire en place mais aussi que les permis négociables peuvent fournir un meilleur moyen de les résoudre que d'autres instruments économiques. Les problèmes en question ne sont pas directement les problèmes d'environnement, mais ceux qui font sens pour les différentes catégories d'acteurs, par exemple, pour les entreprises, le souci de se prémunir contre l'arbitraire administratif et d'améliorer à leur profit la répartition implicite des droits de propriété sur l'environnement ou du moins d'éviter un transfert négatif.

2. L'expérience américaine des permis négociables dans le cadre de la lutte contre la pollution atmosphérique

2.1. Le contexte historique : l'approche contraignante du Clean Air Act de 1970

L'adoption en 1970 du *Clean Air Act* a marqué une ère nouvelle dans le domaine de la prévention de la pollution atmosphérique aux États-Unis. Cette loi attribuait pour la première fois au gouvernement fédéral la responsabilité de définir des normes nationales contraignantes, plutôt que de laisser chaque État fédéré définir la politique environnementale de sa convenance. Les deux idées principales qui ont sous-tendu la conception du dispositif alors mis en place étaient les suivantes :

- le pouvoir politique (le Congrès) devait forcer les industriels et les autorités administratives à réaliser des progrès radicaux dans le domaine de la qualité de l'air, en les soumettant à des exigences détaillées leur laissant peu de marges d'application et devant être respectées dans des délais très courts ; ce faisant, des questions qui se sont révélées

ultérieurement être importantes, à savoir les coûts qui résulteraient de ces exigences et les possibilités technologiques de les satisfaire, ont été ignorées.⁸

- les principaux progrès de la qualité de l'air étaient à attendre de l'effort d'épuration sur les sources nouvelles ; il convenait donc de focaliser l'action publique sur ces sources nouvelles en laissant les installations existantes terminer leur vie utile sans les soumettre à des contraintes sévères ; le jeu du renouvellement du capital productif et du déclassement d'installations progressivement dépassées sous l'effet du progrès technique devait être le principal levier d'une politique de qualité de l'air (Kete, 1992b, p. 117). Assez largement démentie par les faits, c'est cette idée qui a fait l'objet d'une importante correction avec l'amendement de 1990 qui généralise une approche plus complète des phénomènes de pollution en introduisant des objectifs de réduction et des mécanismes d'incitation concernant l'ensemble des sources, existantes et nouvelles.⁹

En prenant en compte les modifications introduites par un premier amendement de 1977, on peut décrire comme suit les principales composantes du système mis en place dans les années soixante-dix :

- **La définition de normes de qualité de l'air ambiant (*National ambient air quality standards* - NAAQS) pour six corps polluants critiques** : le dioxyde de soufre, l'oxyde de carbone, les poussières, le dioxyde d'azote, l'ozone et le plomb. Ces normes sont définies sans considération pour les coûts économiques résultant de leur respect. Des normes de premier rang sont définies en fonction des exigences de protection de la santé publique. Des normes de second rang ont pour objet la protection des sols, de l'eau, des cultures, des bâtiments, de la visibilité et d'autres préoccupations publiques.
- **La définition de normes d'émission pour les procédés mis en œuvre dans les sources stationnaires, nouvelles ou modifiées, de pollution** (installations industrielles, centrales thermiques, mais aussi des sources plus restreintes comme les chaudières à bois). Ces normes doivent correspondre aux possibilités de la meilleure technologie disponible ayant déjà fait ses preuves. Paradoxalement, cette disposition introduite en 1977 a eu pour effet, sinon pour but, de limiter le recours au charbon à basse teneur en soufre (BTS) en provenance des États de l'Ouest et de redonner un marché pour le charbon à HTS du Midwest qui s'était effondré, entraînant la perte de plusieurs milliers d'emplois et amplifiant la dépression de l'économie de cette région. En effet, dès lors que les compagnies étaient toutes contraintes d'équiper leurs installations nouvelles en dispositifs de désulfuration, qu'elles utilisent du combustible BTS ou HTS, l'intérêt du BTS diminuait singulièrement, compte tenu des coûts de transport qui étaient alors élevés pour le faire venir de l'Ouest. Se trouve ici illustrée l'une des clés principales de la politique de lutte contre la pollution de l'air pendant ces vingt dernières années : la question de l'équilibre politique des intérêts entre les États situés dans les diverses régions des États-Unis.

8.- Dwyer (1992, p. 42) note le climat de méfiance profonde qui animait le Congrès envers les industriels et les agences locales lorsqu'il a voté le *Clean Air Act* de 1970.

9.- Une part appréciable du capital productif a eu en fait une durée de vie bien supérieure à la durée de vie anticipée : en 1995, 25 % de la capacité installée de génération d'électricité aura plus de trente ans ; en 1990, les deux tiers des émissions acides des centrales sont le fait de centrales construites avant 1970 (Kete, 1992b, p. 117).

- **La définition de normes d'émissions pour les véhicules** (composés organiques volatiles, oxyde de carbone et oxydes d'azote).
- **L'obligation faite aux États fédérés d'élaborer et de mettre en oeuvre des plans d'amélioration de la qualité de l'air.** Devant être approuvés par l'EPA, ces plans définissent des limites d'émission et des mesures d'application pour les différents types de sources, y compris des programmes de contrôle des véhicules automobiles ou des programmes contribuant à la réduction de la pollution automobile comme les actions de "co-voiturage"¹⁰ ou le développement de transports collectifs. L'objectif qui leur est fixé est au minimum de viser le respect des normes fédérales de qualité de l'air selon un calendrier de mise en conformité spécifié pour chaque type de polluant.
- **La division des États-Unis en 247 zones et le classement de ces zones en deux catégories, celles qui respectent les normes de qualité de l'air (*attainment areas*) et celles qui ne les respectent pas (*non-attainment areas*), ces deux types de zones étant soumis à des régimes différents.**
 - * Dans les *non-attainment areas*, les États sont tenus d'adopter des plans susceptibles de rendre la qualité de l'air conforme aux normes fédérales dans un certain délai. Ainsi, après une première date limite fixée à 1979, le respect des normes répondant aux exigences de santé devait être assuré pour la fin de 1982, et s'agissant de l'ozone et de l'oxyde de carbone, pour 1987. Dans le cadre de tels plans, les États devaient obliger les installations existantes à adopter des procédés techniques considérés comme "raisonnables" pour l'épuration de leurs rejets (*Reasonably Available Control Technology* - RACT). Il était de la responsabilité de l'EPA d'élaborer les dossiers techniques décrivant, pour chaque type d'activité, ce qu'étaient les techniques "raisonnables" de référence. A partir de la date limite fixée, aucune implantation de nouvelles installations polluantes d'importance ne devait être autorisée dans ces zones, ce qui pouvait être une source sérieuse de blocage de leur développement ultérieur. Néanmoins, depuis l'amendement de 1977, de nouvelles implantations industrielles ont été rendues possibles avec l'introduction du système des *offsets*. Les installations nouvelles devaient en outre être équipées de techniques de contrôle de la pollution au moins aussi performantes que les meilleures en usage dans une installation existante similaire et respectant les normes *ad hoc* édictées par l'État.¹¹
 - * S'agissant des zones satisfaisant les normes de qualité de l'air, l'amendement de 1977 a également défini de nouvelles dispositions afin de prévenir la dégradation ultérieure de cette qualité. Trois classes ont été distinguées. Dans la classe 1, seules de petites augmentations de pollution sont acceptées (cas des parcs nationaux et des zones de nature). En classe 2, une augmentation significative d'activité polluante est autorisée, sans aller jusqu'à atteindre le seuil correspondant à la norme fédérale. En classe 3, seule la norme fédérale de qualité de l'air s'applique. Les États ont la faculté de reclasser une zone de classe 2, soit en classe 1 soit en classe 3. Parmi les zones de classe 1, l'EPA a la responsabilité d'identifier celles pour lesquelles une contrainte spécifique de visibilité doit être imposée. De toute façon, l'implantation d'une nouvelle

10.- C'est l'expression française choisie pour traduire "*car-pooling*".

11- Dans la mesure où les normes fédérales ont la préséance sur les normes des États fédérés, les normes des États ne peuvent entrer en jeu que lorsqu'elles sont plus sévères que les normes fédérales.

source polluante dans une "attainment area" est soumise à l'exigence d'emploi de la meilleure technologie disponible (*Best Available Control Technology - BACT*), c'est à dire celle offrant le meilleur compromis entre les performances obtenues et le coût d'adoption.

On voit que ce dispositif n'est pas désigné pour rien par l'appellation usuelle de « *Command and control* », puisque une installation industrielle voyait sa pollution encadrée par au moins quatre types de normes : les normes fédérales de qualité de l'air ambiant, les normes fédérales sur les émissions par équipements élémentaires pour les sources nouvelles, les normes d'État qui peuvent surenchérir sur les exigences fédérales, les autorisations délivrées par les États ou les autorités locales aux installations individuelles.

2.2. Une expérience des permis négociables d'abord expérimentale puis demeurant marginale

La première phase du programme d'amélioration de la qualité de l'air, jusqu'en 1977, fut incontestablement un échec (Dwyer, 1992). Des dizaines de zones urbaines se sont montrées incapables d'atteindre les normes fixées pour la qualité de l'air. Par ailleurs, le carcan réglementaire imposé était susceptible d'imposer des coûts économiques élevés et de bloquer localement ou régionalement le développement économique. Avec la période de crise ouverte en 1973 par le premier choc pétrolier, ces perspectives furent considérées comme insupportables. On introduisit alors des mécanismes économiques plus souples dans le dispositif réglementaire dans le but principal d'éviter ces deux écueils. Mais cette introduction fut très progressive ; d'abord largement expérimentale, elle resta jusqu'en 1990 sévèrement encadrée par de nombreuses restrictions et divers contrôles administratifs. D'ailleurs l'idée de faire de l'échange de permis une orientation de base n'a été solennellement affirmée par l'EPA qu'à partir de 1986 avec l'adoption de la Politique d'Échange des Émissions (*Emissions Trading Policy*).

C'est ainsi que furent successivement adjointes au dispositif les formules, toutes facultatives sauf les *offsets*, des "compensations externes" (*offsets*) en 1976-1977 pour les *non-attainment areas*, des "mises en réserve" (*banking*) en 1977, des "bulles" (*bubbles*) en 1979 et des "compensations internes" (*netting*) en 1980. C'est en 1983 et pour quelques années seulement (jusqu'en 1987), qu'a été lancé le programme d'échange des droits à incorporer du plomb dans l'essence, dans le cadre de la politique de substitution du plomb dans les carburants. Chacune de ces formules visait à laisser plus d'initiatives aux entreprises dans le choix des moyens pour trouver les solutions de moindre coût et à prévenir un blocage complet des possibilités locales de développement économique.

La diversité des formules expérimentées ne doit pas faire illusion en donnant à imaginer, dans cette période antérieure à 1990, une profusion d'expériences d'échanges de permis de pollution. Aucune de ces formules n'a donné lieu à l'entretien d'un marché régulier de permis de pollution. Ainsi, un bilan réalisé à partir de données de 1986 (Hahn et Hester, 1989a et b) fait apparaître que :

- pour le *banking*, l'EPA n'avait encore approuvé que cinq projets au total ; une majorité de responsables d'entreprises ont craint une dévalorisation ou une confiscation des permis par les autorités de tutelle ;

- le *netting* est de loin l'instrument qui a été le plus utilisé, mais c'est celui qui est le plus éloigné de la référence à un "marché", puisqu'il désigne un mécanisme interne à un établissement d'une entreprise sur un site donné : entre 5 000 et 10 000 opérations de cette sorte ont été réalisées en dix ans, de 1974 (sous une forme expérimentale) à 1984. La moyenne des économies de coûts d'investissement par opération pour les entreprises, qui évitent ainsi d'avoir à être soumises à des normes plus contraignantes d'émissions lors de la modification de sources, se situe entre 100.000 et 1 M\$.
- le nombre d'opérations d'*offset* réalisées s'est établi à un rythme de 400 par an de 1977 à 1980, puis s'est réduit à un rythme annuel de moins d'une centaine de 1981 à 1986 après que des changements ont été introduits dans le régime. Depuis l'introduction de cet instrument, c'est donc environ 2.000 opérations qui ont vu le jour. Seule une petite proportion (maximum 10%) de ces opérations s'est réalisée de façon externe à une entreprise et a débouché sur des transactions entre agents économiques différents. Globalement, ces opérations d'*offset* se sont concentrées à 90% sur un seul État, la Californie.
- les *bubbles*, qui s'adressaient aux sources existantes, eurent un succès assez limité. De 1979 à 1986, c'est environ 42 opérations que l'EPA a autorisé, pour 91 projets soumis, auxquelles se sont ajoutées 89 autorisées directement par les États fédérés.

Le district de Californie où les formules d'échange externes ont été les plus usitées avant 1990 est le *South Coast Air Quality Management District* (SCAQMD) autour de Los Angeles. Il s'agissait en effet d'une région à forte croissance économique, les normes imposées aux installations existantes y étaient rigoureuses et il était moins aisé *a priori* de les satisfaire sur la seule base de procédures internes (*netting*) ; les seuils de soumission au régime étaient également assez bas. Malgré cela, la plupart des entreprises qui déposaient des demandes d'autorisations d'émissions de polluants (20 000 par an) ont cherché soit à se maintenir en dessous du seuil d'application du régime, soit à satisfaire aux normes par le *netting*, du fait, principalement, de la grande rareté de l'offre de permis et de l'importance des coûts de transaction.¹² Ainsi, le nombre d'entreprises ayant pris part à une transaction s'est établi autour de la cinquantaine en 1989, après avoir été quasi-négligeable au début de la décennie.

Ce demi-échec a été attribué à plusieurs obstacles généraux : l'incertitude institutionnelle sur les droits attachés aux permis, les restrictions diverses à l'échange, les craintes sur le manque d'offre de permis et sur les obstacles au développement qui en résulteraient, en particulier.

En 1986, l'EPA a publié une codification de l'ensemble des types et des règles d'échange admissibles dans le cadre de la politique fédérale (*Emissions trading policy*). Ce code qui occupe 47 pages du *Federal Register* avait pour but de rendre plus compréhensibles et rigoureuses les différentes formules proposées et les procédures à suivre, afin tout à la fois de faciliter la pratique des échanges et de répondre aux objections et alarmes formulées par les organisations de protection de l'environnement. En particulier l'EPA y précisait les conditions

12.- Pour une transaction moyenne d'un montant de 250 000 dollars, les coûts de transaction pouvaient ainsi s'élever à une proportion de 10 à 30 % de la transaction elle-même (Dwyer, 1992, p. 48).

à remplir pour valider les propositions d'attribution de crédits de réduction d'émission qui lui seraient soumises :

- dans les *non-attainment areas*, les crédits doivent correspondre à des réductions extra en sus des réductions qui sont requises pour démontrer un progrès continu vers l'atteinte des normes fédérales ; la situation de référence ne pouvait donc pas être la situation initiale de pollution ;
- les réductions doivent être immédiatement applicables au moyen d'un instrument légal ; sont donc exclues les réductions attendues d'une innovation technologique qui ne serait pas encore opérationnelle ;
- elles doivent être permanentes (avec des garanties légales apportées par une modification de l'arrêté d'autorisation ou par tout autre instrument légalement contraignant) ;
- elles doivent être physiquement mesurables, au moyen de dispositifs techniques appropriés.

Dans les faits, ces critères sont apparus restrictifs. Ainsi, sur les 40 projets de *bubbles* proposés entre 1986 et début 1989, 31 ont été rejetés, dont la moitié pour n'être pas immédiatement applicables ou pour avoir adopté une situation de référence inadéquate (Harrison and Nichols, 1990b, pp. 33-34).

Dans toute la mesure du possible, l'amendement du *Clean Air Act* de 1990 a cherché à tirer les leçons de cette première expérience, afin de mieux tirer parti du potentiel de flexibilité et de réduction des coûts économiques du contrôle des émissions polluantes que représente la famille des "permis négociables".

2.3. L'amendement du Clean Air Act de 1990 (CAAA) : un nouveau régime

Cet amendement important fut introduit après dix années de débats et d'efforts infructueux pour réformer le *Clean Air Act*. Parmi les problèmes en suspens, deux retenaient particulièrement l'attention : celui de l'ozone troposphérique, gaz précurseur du smog, problème considéré comme le plus redoutable à traiter car fortement dépendant de l'extension du trafic automobile, et celui des pollutions acides à longue distance, couramment désigné comme le problème des "pluies acides".

La nouvelle loi est organisée autour des principaux axes suivants : renforcement des exigences de contrôle de la pollution dans les *non-attainment areas*, fixation d'un objectif de réduction des émissions de SO₂ de 10 millions de tonnes (Mt.), soit 40%, par rapport au niveau de 1980 (25 Mt.) (programme de prévention des pluies acides), obligation de recourir à des technologies de contrôle des substances toxiques, renforcement des normes d'émission automobile, obligations nouvelles en matière de teneur des carburants et de développement du parc de véhicules à faibles émissions dans les villes les plus polluées, éviction des substances chimiques contribuant à l'altération de la couche d'ozone stratosphérique.

Le recours aux permis négociables est encouragé dans différents secteurs touchant à l'évolution des carburants, la rationnement des CFC et, surtout, les émissions de SO₂ à l'origine du phénomène des pluies acides.

Le titre IV rassemble les dispositions touchant à la prévention des pluies acides. L'objectif retenu est de parvenir à une réduction des émissions annuelles de SO₂ de 10 Mt., et de 2 Mt. pour les NO_x par rapport à 1980. Dans leur version finale, les règles de mise en œuvre du titre IV devraient par elles-mêmes entraîner une réduction d'environ 8 Mt. en 2005. La plus grande part de cette réduction incombe aux compagnies d'électricité qui représentent 70 % des émissions. Les règles publiées en 1992 par l'EPA ont fixé un plafond permanent à partir de 2010 de 8,95 Mt sur les émissions des centrales, ce qui revient à exiger d'elles une réduction de 50 % de leurs émissions de 1980. A partir de 2000 jusqu'à fin 2009, le plafond global du secteur électrique sera de 9,48 Mt.

Le mécanisme de base pour réaliser cet objectif est un système de permis négociables (*tradeable SO₂ allowances*) à l'échelle de l'ensemble des USA. Les principales règles définies par le CAAA et précisées en 1992 par l'EPA sont les suivantes :

- L'EPA alloue gratuitement aux sources majeures de pollution des permis d'émettre du SO₂ (*allowances*) correspondant à une quote-part de la limite générale d'émission fixée. Chaque permis autorise son titulaire à émettre une tonne de SO₂ pendant une année donnée. Le permis peut être utilisé pour un usage immédiat, mis en réserve ou cédé à tout acquéreur désireux de s'en procurer. En revanche, il n'est pas possible d'utiliser un permis avant l'année pour laquelle il est valable ; en d'autres termes il n'est pas possible d'émettre plus de SO₂ les premières années en empruntant sur le quota qui sera disponible les années suivantes. Les transactions sont libres. Elles ne nécessitent pas d'autorisation préalable. Elles peuvent être entreprises avec tous les partenaires possibles (courtiers, banques d'affaires, autres compagnies, ONG, particuliers). Elles peuvent se faire à terme, c'est à dire qu'il est possible, par exemple, de vendre en 1995 un permis qui ne sera valable qu'en 1999. Les conditions de paiement sont laissées à la libre appréciation des partenaires. A la fin de chaque période annuelle, une source doit posséder ou acquérir un nombre de permis correspondant à ses émissions de l'année. A compter de 2000, les centrales nouvelles devront acheter en totalité les permis de SO₂ correspondant à leurs émissions, sans plus recevoir d'allocation gratuite. En revanche les centrales existant avant 2000 continueront à recevoir leur dotation annuelle gratuite pendant trente ans.
- Deux sanctions dissuasives sont prévues pour les cas où la pollution effective excède les permis détenus : d'un côté, une pénalité au taux initial de 2 000 dollars¹³ par tonne de dépassement est imposée ; de l'autre côté, la compagnie défaillante est tenue de compenser le dépassement par des permis supplémentaires à acquérir l'année suivante.
- L'EPA doit enregistrer les échanges de permis de manière à pouvoir vérifier que chaque unité dispose à la fin de chaque année des permis correspondant à ses émissions. A cette fin un système de notification et de comptabilité électronique est mis en place (*Allowance Tracking System -ATS*). Chaque détenteur de permis a un compte ouvert à l'ATS, identifié par un numéro, sur lequel sont enregistrés à la fois les permis attribués ou acquis et le montant de la pollution émise. De même chaque permis est identifié par un numéro de série unique. Les parties à un échange doivent notifier leurs transactions à l'EPA pour qu'elles soient enregistrées dans l'ATS. Cette déclaration ne porte que sur les quantités de permis transférés, excluant toute information sur le prix obtenu ou payé ou sur les contreparties attachées à la transaction. L'enregistrement n'est pas obligatoire avant le

13.- Ajustée en fonction de l'inflation, cette pénalité est d'environ 2 500 dollars la tonne en 1997.

moment où les permis sont utilisés pour faire la preuve du respect des limites de pollution.¹⁴ L'information déposée dans l'ATS est d'accès public.

- L'allocation des permis se fait principalement¹⁵ sur la base de la moyenne de la consommation d'énergie fossile de chaque centrale pour la période 1985-1987 multipliée par un coefficient technique d'émissions prenant en compte les différents types de centrale. En cas de fermeture d'une centrale, les compagnies continuent de se voir créditer les permis initialement attribués.¹⁶
- Nonobstant la quantité de permis détenus par une compagnie, cette dernière est tenue de respecter l'ensemble des normes fédérales et locales (États fédérés, districts, ...) en matière de protection de l'atmosphère, en particulier celles qui visent la protection de la santé (titre I du CAAA). Le régime de permis négociables n'est en effet instauré que pour réguler les problèmes de pollution à longue distance et se surajoute à l'ensemble des autres dispositions de protection de l'environnement local et régional, sans s'y substituer.¹⁷
- Le programme est organisé en deux phases de réduction. La phase I est entrée en vigueur le 1^o janvier 1995. Elle correspond à des obligations nouvelles pour les 110 centrales à charbon les plus polluantes du pays, principalement localisées dans le *North-East* et le *Middlewest*, qui ont une capacité installée de plus de 100 Mégawatts et un taux d'émission de SO₂ supérieur à 2,5 livres par Mbtu. Chaque installation est créditée annuellement d'un nombre de permis déterminé à partir d'une formule de base multipliant sa consommation dans la période de référence par le taux de 2,5 lbs/Mbtu. D'autres centrales peuvent se joindre au programme dans cette première phase sur une base volontaire.

Des allocations supplémentaires ont cependant été prévues, d'une part pour inciter à l'installation d'équipement de désulfuration, d'autre part pour des raisons d'équilibre politique concernant les États du *Middlewest*. Au total les permis mis en circulation se sont élevés à 7,1 M. en 1995 et 7 M. en 1996, pour être ramenés à 6 M. à partir de 1997 (Mullins, 1997).

- La phase II débutera le 1^o janvier 2000. Elle se traduira par un resserrement du quota alloué et par un abaissement du seuil d'assujettissement, puisque toutes les centrales

14.- Ainsi deux compagnies peuvent réaliser en 1994 une transaction portant sur une quantité de permis utilisables à partir de 2000. Les deux parties ne sont pas tenues de déclarer cette transaction avant la date d'utilisation des permis, soit en 2000. L'inconvénient de cette disposition sur le terrain économique est ne pas assurer la transparence du marché ; la signification économique attendue des échanges, à savoir constituer un repère pour les décisions de l'ensemble des opérateurs, comme peut l'être le prix public d'un marché, s'en trouve altérée.

15.- Les compagnies peuvent bénéficier d'allocations extra s'ajoutant à leur quota de base en fonction des diverses dispositions spécifiques soit à leur programme d'application soit à leur région d'appartenance.

16.- Cette disposition *a priori* étonnante répond à deux objectifs : rendre possible 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 d'une vieille centrale, souvent très polluante, pour continuer à bénéficier de l'allocation de permis. L'ancienneté du parc installé est en effet une des principales sources de difficultés du point de vue de la pollution de l'air.

17.- En dépit de cela, l'un des principaux obstacles à l'acceptation du système d'échange instauré par le CAAA réside dans les inquiétudes assez larges soulevées par ses implications possibles pour la qualité de certains milieux locaux. Un cas exemplaire est celui du procès intenté en 1993 par l'État de New-York contre l'EPA au nom de la défense de la chaîne de montagnes des Adirondacks.

thermiques d'une capacité de plus de 25 Mégawatts¹⁸ devront alors être soumises au régime. Des formules différentes seront appliquées selon les cas. Les grandes unités (plus de 75 Mégawatt de capacité ; plus de 1,2 lbs/Mbtu de SO₂) recevront un quota calculé sur la base de ce seuil de 1,2. Les autres seront soumises à des formules ad hoc, en particulier pour les centrales peu polluantes entrées en fonctionnement entre 1986 et fin 1995.

- La règle générale pour les nouvelles centrales est qu'elles doivent acquérir, auprès de centrales existantes ou de l'EPA, des permis à hauteur de leurs émissions à compter du 1^o janvier 2000. Néanmoins certaines unités nouvelles recevront gratuitement des permis.
- Chaque source¹⁹ concernée par le programme de lutte contre la pollution acide doit être équipée d'un système d'observation continue et d'enregistrement²⁰ des émissions (*Continuous emissions monitoring system* - CEMS) pour le SO₂, les NOx, le CO₂,²¹ l'opacité et le flux volumétrique. Les informations ainsi recueillies doivent être transmises à l'EPA à la fin de chaque trimestre. Pour toutes les sources assujetties à la phase I ou à la phase II du programme, ces dispositifs doivent être installés avant 1995. Ce système de monitoring est considéré comme la clé de voûte de la crédibilité de la valeur des permis sur le marché. On en attend une précision améliorée par rapport aux systèmes de monitoring précédents, puisque la marge d'erreur devrait être ramenée de 25 % à 10 %. Cette amélioration a un coût estimé à environ 200 M. dollars /an partir de 1995, à comparer avec l'estimation des réductions de coûts à attendre du mécanisme d'échange. Une estimation initiale de ces gains les situait entre 0,7 et 1 Md \$/an sur les 18 premières années (ICF, 1992, p.ES-7). Une première évaluation rétrospective réalisée en 1997 par le MIT situe ces gains en 1995, première année de fonctionnement obligatoire du régime, dans la fourchette 225-335 M. de dollars (Ellerman et al., 1997).²²
- La distribution de permis supplémentaires est aussi utilisée pour inciter à la conservation de l'énergie et au développement des énergies renouvelables. Une réserve de 300.000 permis est retirée à cet effet du quota de la phase II pour la période 2000-2009.
- Les établissements industriels et les autres activités émettant du SO₂ peuvent choisir d'adhérer au régime des permis négociables.
- L'EPA doit organiser des ventes et des mises aux enchères de permis de façon à pallier les défaillances éventuelles des transactions privées, en particulier à l'attention des producteurs indépendants. A cette fin, l'EPA doit constituer une réserve en retenant 2,8 % du quota de permis disponibles pour chacune des deux phases. Deux voies de mise en vente se présentent. L'EPA peut vendre directement un maximum de 50.000 permis

18.- A l'exception des petites installations indépendantes et des équipements de cogénération opérationnels avant le 1^o janvier 1990, et de centrales expérimentales dans la filière du charbon propre.

19.- Les installations existantes et nouvelles d'une capacité de moins de 25 Mégawatts sont exemptées de ce système de monitoring. D'autres règles spécifiques sont prévues selon les types de centrales.

20.- La fréquence d'enregistrement des données doit être d'au moins une saisie par quart d'heure.

21.- L'adoption d'un équipement de mesure continue pour le CO₂ n'est pas obligatoire. Les exploitants peuvent choisir à la place, soit d'installer un appareil de mesure des flux d'oxygène, permettant de calculer le CO₂, soit de procéder à des estimations par voie de calcul.

22.- Cette comparaison ne signifie pas que le suivi continu des émissions soit intrinsèquement lié à l'institution d'un marché de permis pour les émissions de SO₂. Le CAAA en fait une exigence à part entière, concernant d'ailleurs des gaz pour lesquels aucun mécanisme d'échange n'est prévu, comme les NOx. On ne peut donc pas attribuer le coût du suivi continu au système de permis négociable du SO₂.

utilisables pour une année à un prix de 1.500 dollars en 1995. Mais les permis ainsi vendus ne peuvent pas être utilisés avant 2000. Par ailleurs, l'EPA doit organiser régulièrement des ventes aux enchères pour la partie restante. Elle a choisi de déléguer l'organisation de ces enchères au *Chicago Board of Trade*. De 1993 à 1995, le quota annuel mis en vente est de 150.000 permis (50.000 pour la vente de permis utilisables à partir de 1995 - *Spot Auction* ; 100.000 pour la vente anticipée de permis qui ne seront utilisables que sept années après leur achat - *Advance Auction*) ; de 1996 à 1999, 250.000 permis seront mis aux enchères (150.000 en *Spot Auction* et 100.000 en *Advance Auction*) ; à partir de 2000, le quota est ramené à 200.000, à partager moitié-moitié entre les deux types d'enchères. Le produit de ces ventes est rétrocédé par l'EPA aux centrales thermiques dont les permis ont été gelés pour constituer cette réserve. Les producteurs indépendants désireux de construire une nouvelle centrale peuvent obtenir une garantie d'achat sur la réserve future de permis de l'EPA.

Il est utile de récapituler l'ensemble des dispositifs de permis négociables incorporés dans l'amendement de 1990 au *Clean Air Act*. C'est l'objet du tableau ci-après.

Le recours aux permis négociables dans le cadre du CAAA

Ozone troposphérique	<ul style="list-style-type: none"> - interdiction du <i>netting</i> en classe V - <i>netting</i> accepté en classe III et IV si le croît net de pollution est inférieur à 25 t sur 5 ans - durcissement des taux d'<i>offset</i> : <table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <thead> <tr> <th>Classes</th> <th>Taux</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>I</td> <td>1,1</td> </tr> <tr> <td>II</td> <td>1,15</td> </tr> <tr> <td>III</td> <td>1,20</td> </tr> <tr> <td>IV</td> <td>1,30</td> </tr> <tr> <td>V</td> <td>1,50</td> </tr> </tbody> </table>	Classes	Taux	I	1,1	II	1,15	III	1,20	IV	1,30	V	1,50
Classes	Taux												
I	1,1												
II	1,15												
III	1,20												
IV	1,30												
V	1,50												
Nouveaux carburants	crédits négociables pour les performances en dessous des normes maximales pour les <i>COV</i> et le benzène, et au dessus des normes minimales pour l' <i>O₂</i>												
	crédits négociables pour les performances au dessus des normes minimales pour l' <i>O₂</i> (dans 40 <i>non-attainment areas</i> pour le <i>CO</i>)												
Véhicules propres	crédits négociables pour des performances supérieures aux exigences en matière de taux d'équipement de flottilles de véhicules en unités propres ou en matière de performances de ces véhicules propres												
	crédits négociables en Californie pour les constructeurs dépassant les objectifs quantitatifs de vente de véhicules propres												
SO₂	Régime de permis négociables en 2 phases (1995, 2000) pour les centrales électriques												
Ozone stratosphérique	permis négociables pour la consommation et la production de substances en cours d'éviction (CFC, 3 halons, tétrachlorure de carbone) ; extension possible au niveau international												

2.4. Une première expérience du programme Acid Rain

La phase I, qui impose un premier plafond de réduction aux centrales les plus polluantes, n'a débuté qu'en janvier 1995. Mais la période antérieure n'a pas été inactive. Certaines obligations (élaboration de programmes de permis de la part des États fédérés, équipement en système de suivi continu pour les sources concernées par la phase I) ont fait sentir leurs effets bien avant 1995. Surtout, différentes initiatives ont commencé à donner vie aux échanges de permis d'émission de *SO₂* : d'un côté plusieurs transactions "privées" se sont réalisées, soit directement, soit par l'intermédiaire d'un courtier ; de l'autre côté, l'EPA a commencé en 1993 les opérations de mise aux enchères de permis utilisables durant les deux phases du programme. Ces premières expériences ont suscité des réactions dont il est utile de rendre compte.

Les premiers échanges directs de permis en 1992-1993

Après l'adoption du CAAA, la réaction générale du milieu des compagnies électriques était celle d'un profond scepticisme quand aux possibilités qu'un marché de permis prenne vraiment corps. Plusieurs tentatives de transactions ont été engagées en 1991 par des firmes de consultant comme Citicorp, Merrill Lynch, Price Waterhouse, Kidder Peabody. Mais elles sont demeurées infructueuses. De part leur statut de monopole régulé, les compagnies électriques sont tributaires des décisions des commissions de régulation des États fédérés pour le traitement des opérations d'échanges de permis : à qui incomberaient les profits ou les pertes réalisés à l'occasion d'opérations d'échange ? aux propriétaires ou aux consommateurs ? Un investissement dans des équipements d'épuration et un investissement d'achat de permis négociables seraient-ils traités de façon identique du point de vue du partage des marges entre actionnaires et consommateurs et du calcul des tarifs pour les consommateurs ? En 1993, toutes les commissions ne s'étaient pas encore prononcées ou l'avaient fait de manière plutôt défavorable à une logique de développement des transactions.²³

La première opération d'échange rendue publique date de mai 1992. L'une des principales compagnies électriques, la *Tennessee Valley Authority* (TVA) a acheté 10.000 permis à la *Wisconsin Power and Light* (WP&L) pour un prix unitaire, tenu secret, compris entre 250 et 300 dollars. Cette première transaction a fait l'objet d'une importante opération de relations publiques de la part de ceux qui en furent les auteurs (TVA, WP&L, CACM), mais aussi de la part de l'EPA et de la Maison Blanche qui y voyaient le signal attendu de la capacité d'une logique de marché à servir la prévention de la pollution, ce qui était le thème idéologique principal de l'administration Bush et des nouvelles orientations de l'EPA depuis 1986. D'autres transactions ont été réalisées en 1992-1993, mais elles demeurèrent peu nombreuses (6 au total pour une quantité de 200 000 permis).

La première vente aux enchères de permis de SO₂ par l'EPA

C'est après un concours public que l'EPA choisit de déléguer l'organisation des enchères au *Chicago Board of Trade* (CBOT). S'agissant d'une délégation de pouvoir, dûment autorisée par le CAAA, le CBOT a pris en charge cette fonction sans aucune rémunération et en s'interdisant de prendre part aux transactions. La méthode d'enchères retenue a été choisie dans son principe par l'EPA : les candidats intéressés par la vente, soit comme acheteur potentiel, soit comme vendeur potentiel de permis, devaient faire parvenir leur propositions sous pli scellé avant la date fixée pour la vente, en indiquant les quantités demandées (resp. proposées) et le prix maximum (resp. minimum) qu'ils accepteraient. Les acquéreurs potentiels devaient en outre joindre un chèque certifié pour le montant qu'ils proposaient d'acquérir. Deux ventes étaient organisées, l'une (*spot*) pour la phase I (permis utilisables à compter de 1995), l'autre (*advance*) pour la phase II (permis utilisables à compter de 2000).

Les résultats obtenus furent les suivants :²⁴

- Pour la vente *spot*, 145.010 permis étaient mis en vente, dont 50.000 sur le quota réservé par l'EPA et 95.010 offertes volontairement par les compagnies. 50.010 permis *spot* furent

23.- Ainsi la Commission du Service Public de l'État du Wisconsin a-t-elle adopté la règle selon laquelle tous les bénéficiaires de la vente de permis devaient directement profiter aux consommateurs sous la forme de rabais sur leurs factures d'électricité tandis que les pertes éventuelles seraient à assumer par les actionnaires.

24.- Les informations sur ces résultats sont extraites du *Federal Register* du 10 Mai 1993, p. 27563.

vendus pour un prix allant de 450 à 131 \$ (valeur moyenne : 157 \$; montant total de la vente : 7,8 M.\$). Seuls les permis du quota réservé de l'EPA ont été vendus. La moitié des achats furent le fait de deux compagnies seulement, la *Carolina Power and Light Co.* et les *Kentucky Utilities*.

- Pour la vente *advance*, 130.500 permis étaient proposés, dont 100.000 provenaient du quota réservé de l'EPA et 30.500 d'offres volontaires. 100.000 permis ont été vendus, pour un montant total de 13,6 M.\$ (valeur moyenne : 136 \$), seul le quota réservé de l'EPA ayant trouvé preneur. Là encore, la *Carolina Power and Light Co.* a acheté 72 % des permis.

Ces résultats ont dans l'ensemble été jugés comme assez décevants par de nombreux observateurs et ont fait par ailleurs l'objet d'un accueil critique d'une partie de la presse. Pour les premiers, la faiblesse du prix obtenu et le fait qu'aucun permis offert de façon volontaire n'ait pu être vendu, auguraient mal du développement futur du marché. Le prix moyen, autour de 150 \$ était bien inférieur à ce que la plupart des experts avaient anticipé : certains avaient même évoquer un prix de 1 000 \$! Cette anticipation générale s'était reflétée dans les prix minima fixés dans les offres, qui allait de 210 \$ à 1 900 \$.

Cette situation offrait un nouvel exemple d'une réalité pratique souvent sous-estimée : les coûts économiques d'un type d'action ou de certaines options technologiques sont souvent mal connus et controversés ; les estimations faites par les experts ont une dimension stratégique. D'où l'importance, dans la conception des politiques publiques, de mécanismes d'incitation à la révélation de l'information et de l'organisation d'une confrontation raisonnée des chiffres avancés par les uns ou par les autres.

L'expérience du programme de 1994 à 1997

La tendance à un prix bas qui s'était manifestée dès 1993 lors de la première enchère s'est accentuée jusqu'à fin 1997, tant dans les enchères annuelles successives que dans les transactions privées. Après une plongée aux environs de 70 dollars en 1996 (Conrad and Kohn, 1996), le cours est remonté en 1997 aux alentours de 100 dollars et de 130 dollars au printemps 1998.

Le volume des transactions est resté faible de 1992 à 1995, alimentant beaucoup de commentaires sur le quasi-échec du programme. Le programme n'est cependant devenu contraignant que début 1995. En fait, le nombre de mouvements de compte sur les permis s'est fortement accru en 1996 et 1997. Situé autour de 1,5 M. de avril 1994 à mars 1995, le volume de ces mouvements est passé à 5,2 M. de avril 1995 à mars 1996 et à près de 6 M. l'année suivante. Au 31 décembre 1996, l'EPA avait enregistré depuis 1994 un volume total de mouvements de 51 M. de permis, dont 34 M. correspondaient à des 'transactions' réalisées par des compagnies électriques et le reste à des crédits accordés par l'EPA au titre de dispositions diverses du *Clean Air Act*. Sur les 34 M., 27 correspondaient à des transactions internes et 7 seulement à des transactions externes (Mullins, 1997). Il faut donc ajuster les jugements couramment émis :

- (1) le volume des mouvements de permis est désormais de l'ordre de grandeur des permis distribués pour une période annuelle ;

- (2) la plus grande part des mouvements est réalisée à l'intérieur d'une même compagnie ; seules quelques compagnies ont eu largement recours aux transactions externes ; en ce sens, le marché n'est pas encore bien développé ;
- (3) la souplesse offerte par le dispositif est surtout utilisée par les compagnies pour mettre en réserve des permis délivrés pour la Phase I en vue d'une utilisation en Phase II à partir de 2000. Aussi les émissions sont-elles globalement aujourd'hui à un niveau bien inférieur au plafond autorisé. Le montant des permis mis en réserve pourrait représenter entre 25% et 50% de la totalité des permis délivrés pendant les cinq années de la Phase I (Bohi and Burtraw, 1997).

Une interrogation demeure sur le faible niveau des prix : quelle signification lui accorder ? Si le prix est bas, c'est que l'offre est abondante au regard de la demande. L'effet de raréfaction provoqué par l'entrée en Phase I du Programme s'est révélé modéré et progressif. Plusieurs explications ont été proposées (Burtraw, 1996 ; Conrad and Kohn, 1996 ; Ellerman et al., 1997) :

- plusieurs centrales du Midwest ont été contraintes par les autorités locales, pour des raisons de pollution de proximité ou de protection des marchés pour le charbon local à haute teneur en soufre, de s'équiper de façon précoce de dispositifs de désulfuration (*scrubbers*) ; elles se sont alors retrouvées à la tête d'un important stock de permis non utilisés ;
- les pressions politiques au sein du Sénat ont conduit à une distribution additionnelle de permis, pour divers motifs d'équilibre politique régional, qui a fortement atténué la contrainte de réduction des émissions (3,5 M. de permis extra ont été distribués au total pour les cinq années de la Phase 1, soit un bonus de 11%) ;
- pendant la même période, la déréglementation a touché à la fois les mines de charbon et le transport par chemin de fer, ce qui a provoqué une chute des prix à la sortie des mines (25\$ la tonne pour le charbon BTS des Appalaches au lieu de 40\$ attendus) et pour le transport de charbon à basse teneur en soufre venant de l'Ouest ; beaucoup de centrales se sont donc adaptées en recourant à un charbon BTS devenu très compétitif ;
- enfin, dans la mesure où ils ne disposaient plus d'un monopole réglementaire et où ils étaient mis en concurrence avec d'autres solutions, les producteurs de *scrubbers* semblent avoir été incités à innover et sont parvenus, au moyen d'un ensemble d'améliorations peu spectaculaires, à faire baisser considérablement (de 50%) le coût de leur équipement à la tonne de SO₂ évitée.

Par ailleurs, les craintes quant aux coûts de transaction ne se sont pas vérifiées. Le coût des interventions de courtiers semble avoir été réduit à un montant inférieur à 2\$ par permis, ce qui devient négligeable (Conrad and Kohn, 1996).

Les gains d'efficacité économique permis par le programme *Acid Rain*

Une lecture favorable mais superficielle de cette expérience pourrait la présenter comme un succès économique considérable en faisant valoir l'énorme différence entre les prix effectifs

des permis et les estimations de coûts produites *ex ante* et en attribuant aux permis négociables la totalité des économies de coûts réalisées en fait pour des raisons largement exogènes. Symétriquement, une lecture défavorable et moins superficielle pourrait faire ressortir les faibles bénéfices directement attribuables à l'instrument jusqu'à présent : les émissions sont très largement inférieures aux montants autorisés, mais on a en fait relâché la contrainte les premières années en distribuant des permis extra ; à voir le faible nombre des transactions externes, le marché n'est pas encore pleinement développé ; les baisses de coûts ont été obtenues à cause d'événements exogènes (dérégulation du chemin de fer, etc.). Néanmoins une telle lecture défavorable conduirait à faire un contresens important sur les gains économiques rendus possibles par l'instrument :

- Bien que principalement internes à une même firme, les transactions entre centrales permettent des économies de coût substantielles, même si des analystes comme ceux du MIT invitent à la prudence dans l'évaluation de telles économies (Ellerman et al., 1997). D'après les estimations officielles du *US Government Accounting Office*, les seuls échanges internes aux compagnies permettraient une économie de 42% sur les coûts de réduction en 2001 par rapport à une approche réglementaire classique de type *Command and Control* (CAC) qui aurait appliqué des normes homogènes à toutes les centrales. Les gains que pourrait apporter un marché pleinement développé sont estimés par le GAO à 67% du coût de l'approche CAC (Burtraw, 1996).
- L'appréciation correcte des avantages apportés par les permis négociables demande que l'on considère ce qu'aurait été la mise en œuvre de la politique en leur absence. Avec une approche de type CAC, des *scrubbers* auraient été imposés à quasiment toutes les centrales thermiques. Le marché des *scrubbers* serait resté un marché captif et leur coût serait vraisemblablement resté élevé, jusqu'au double de ce qui a été obtenu du fait de la présence du système de permis négociables. Par ailleurs, une approche de forçage technologique aurait interdit de tirer avantage des changements dans l'environnement économique du secteur électrique. On en serait resté à des coûts de réduction des émissions beaucoup plus élevés, plus proches des estimations initiales de la fin des années 1980.

Au total, même si les gains qu'on peut retirer d'un système de permis négociables sont logiquement plus importants quand le marché est pleinement développé, ces gains peuvent quand même être appréciables lorsque ce n'est pas le cas. Les économies de coûts tiennent certes à celles que les permis négociables permettent de réaliser à l'occasion des transactions ; ils tiennent aussi à l'évitement des coûts qu'aurait induit le choix d'autres instruments.

Les permis négociables présentent deux grands avantages économiques comparativement aux approches administratives et réglementaires classiques : ils poussent les coûts de réduction de la pollution à la baisse (qualité qu'ils ont en commun avec les taxes incitatives) et ils forcent à la révélation de ces coûts, lorsque l'information économique sur les transactions est rendue publique. Le cas américain est un cas d'école pour illustrer l'ampleur des écarts entre les coûts estimés *ex ante* par les experts dans un contexte stratégique où l'appréciation des coûts pèse sur la négociation collective d'une nouvelle politique, et la réalité des coûts *ex post* qui s'imposent une fois que les incitations adéquates sont mises en place et poussent l'innovation à jouer dans le sens de la baisse des coûts : bien que l'on ne

puisse confondre ces coûts avec les prix de transaction réalisés²⁵, l'écart entre coûts estimés et coûts réalisés est potentiellement d'un facteur deux.

3. Des permis négociables dans le dispositif français de lutte contre la pollution atmosphérique ? Une question de trajectoire institutionnelle

L'évolution récente du régime public de lutte contre la pollution atmosphérique en France est-elle propice à l'incorporation de mécanismes de permis négociables ? Existe-t-il des obstacles institutionnels importants à une telle incorporation. Ces questions sont à la base d'un travail de C. Cros et O. Godard (1996, 1998a) sur la situation française. En effet, selon un lieu commun fort répandu, « l'esprit français » incarné par la régulation publique de l'environnement industriel, reposant sur une « magistrature technique » exercée par des ingénieurs (Lascoumes, 1994) s'opposerait radicalement à cet instrument venu d'Amérique que sont les permis négociables.

Le point de départ adopté est le concept de trajectoire institutionnelle. Ce dernier exprime l'idée que l'action publique à un moment donné, tel le choix d'une réforme ou d'un nouvel instrument, ne se peut comprendre qu'au regard de l'action antérieurement menée, des dispositifs qu'elle a cristallisés et de leurs effets pratiques, pour une part non voulus. L'innovation se fait de préférence à la marge de l'existant, selon un principe de satisfaction et d'incorporation progressive, allant de la périphérie au noyau dur. L'intelligibilité de l'introduction d'innovations plus radicales, car il en est, peut alors être recherchée dans deux circonstances principales :

- Lorsque ces innovations paraissent en mesure de surmonter les insuffisances ou contradictions des dispositifs en place, telles qu'elles sont perçues par les acteurs qui ont le sentiment d'en pâtir (logique endogène).
- Lorsque l'apparition de contraintes dures et de changements de valeurs, touchant des composantes perçues comme identitaires par les groupes dirigeants, modifie le contexte global de l'action publique et conduit à remettre en cause les systèmes d'action spécialisés, d'une façon qui leur est largement exogène.

Quand ces deux sources convergent, l'innovation devient nettement plausible. La recherche de l'efficacité économique, au sens académique du terme, n'étant pas l'objectif poursuivi par la plupart des acteurs,²⁶ les trajectoires qui peuvent conduire à l'introduction d'instruments économiquement efficaces doivent pouvoir se construire en fonction d'autres qualités et avantages de ces instruments dans une perspective de résolution de problèmes.

25 - S'agissant des prix des permis, l'écart entre valeurs estimées *ex ante* et valeurs constatées *ex post* est approximativement d'un ordre de grandeur.

26 .- A quelques exceptions près, l'efficacité économique n'intéresse que les économistes et les cercles qui leur sont proches (fonctionnaires du ministère de l'Économie ou de l'Industrie, ...), avec d'ailleurs des nuances interprétatives qui peuvent être importantes. Cela n'empêche pas toutes sortes d'acteurs d'user de la rhétorique de l'efficacité économique pour justifier des positions ou des propositions dont les fondements sont autres.

La conclusion de la recherche est assez simple. Si les permis négociables n'ont pas été explicitement développés en France, ce n'est pas parce que des obstacles institutionnels sérieux bloqueraient leur adoption. « L'esprit français », contrairement aux idées reçues, pourrait s'y faire, s'y fait même déjà dans une certaine mesure. Différentes évolutions récentes, apparues de façon indépendante, touchant le domaine de la pollution atmosphérique, ou les formes plus générales de l'action publique, convergent objectivement pour rendre les permis négociables, sinon attractifs, du moins acceptables dans le nouveau paysage institutionnel qui se met en place. Toutefois, la pression des problèmes non résolus par le régime en place n'était pas suffisamment vive jusqu'à présent pour susciter intérêt et motivation pour ce nouvel instrument : les acteurs du monde de la pollution atmosphérique industrielle sont dans l'ensemble plutôt satisfaits du régime actuel.

Il existe en revanche un fort obstacle subjectif, qu'on peut qualifier de moral, à l'encontre de deux aspects :

- la notion de « droit à polluer », dans un pays attaché à associer le terme « droit » à des contenus positifs, fait l'objet d'un rejet ;
- l'idée que des agents privés puissent « faire de l'argent » avec de la pollution, ici assimilée à un pouvoir de nuire à autrui, est généralement considérée comme immorale ou, du moins, les acteurs du monde de la pollution atmosphérique craignent ils que cela soit tenu pour immoral par l'opinion publique. Ces deux obstacles ne condamnent pas toute formule de permis négociables, même s'ils ne favorisent pas les formes les plus développées.

3.1. Le cadre français de lutte contre la pollution atmosphérique

La France a jusqu'à présent adopté une approche essentiellement normative et administrative de la gestion de la pollution de l'air, même si un petit mécanisme financier a également été mis en place sous la forme d'une taxe parafiscale. Traditionnellement, la réglementation visait une maîtrise technologique et quantitative des seuls effluents. Cette approche a été appelée à évoluer avec l'introduction, via l'intervention communautaire européenne, d'objectifs de résultat environnemental (concentration de polluants dans l'air ambiant, référence aux charges critiques en dépôts acides à la surface terrestre). L'articulation de ces deux dimensions (contrôle des effluents, normes de qualité de l'environnement) est la source de tensions et difficultés nouvelles.

En 1979, la France a signé la Convention de Genève sur la pollution transfrontière à longue distance. Elle a par la suite participé à l'élaboration de plusieurs Protocoles pris en application de celle-ci. Par ailleurs, la Communauté européenne s'est très tôt préoccupé de protection de l'environnement, bien qu'il ne s'agisse pas là d'une attribution conférée par le Traité de Rome. Dès 1980, le Conseil a adopté une directive sur la limitation de la teneur en soufre de l'air ambiant et, par la suite, sur les concentrations de plusieurs autres polluants²⁷. Dans son V^{ème} programme d'action pour l'environnement, l'Union Européenne a adopté comme objectif à terme que les charges critiques de dépôts soufrés ne soient pas excédées

27.- Il s'agit des Directives du Conseil n°80-779 du 15 juillet 1980 concernant le SO₂ et les particules en suspension, n°82-884 du 3 décembre 1982 concernant le plomb, et n°85-203 du 7 mars 1985 concernant le NO₂.

dans chaque zone unitaire de 150 km X 150 km d'un maillage de l'ensemble du territoire européen.

Naturellement, la France est liée par les directives adoptées à Bruxelles. L'administration française a pourtant tardé à transposer en droit national les directives relatives à la qualité de l'air ambiant²⁸, car elles rompaient avec son mode de gestion. Ces normes instaurent en effet une obligation de résultat environnemental. Un tel résultat est difficile à garantir par l'approche traditionnelle française. En effet, toute entreprise, sous réserve de respecter certaines conditions techniques, peut s'implanter en quelque lieu que ce soit. Le fait qu'une zone dépasse déjà des seuils de qualité de l'air ambiant, ou les dépasserait si la nouvelle unité était installée, n'est pas un motif valable de refus d'une autorisation. Toute implantation nouvelle se traduit donc potentiellement par un accroissement des émissions totales. La régulation négociée à la française ne permet qu'une adaptation différée dans le temps à cette situation.

La focalisation de l'approche sur les moyens technologiques exigés des seules installations industrielles n'introduit qu'une régulation partielle au regard de l'objectif de qualité de l'air. Les concentrations ambiantes de polluants ne sont pas seulement le fait des sources industrielles, mais également des transports ainsi que des secteurs résidentiel et tertiaire. Plus les normes de qualité environnementale prennent de l'importance, plus il devient difficile d'y répondre en fonction de la seule approche industrielle et technique. L'administration française a tenté d'éviter les difficultés en repoussant la référence aux performances de qualité environnementale autant que possible. Elle n'a transposé les directives en droit national que lorsque la mise en conformité de la qualité de l'air de l'ensemble du territoire lui semblait assurée sur la base de ses procédures habituelles. Les installations n'ont pas eu à subir un choc de mise en conformité avec les normes de qualité de l'air.

La situation de la France révèle ainsi la tension existant entre deux modes d'approche de la gestion de l'environnement : l'une est centrée sur l'amélioration continue des performances techniques du parc industriel, elle-même pilotée par l'évolution des techniques et le rythme de renouvellement ou d'adaptation du capital productif, qui répond à des considérations économiques, et non environnementales ; l'autre est centrée sur la réalisation de performances environnementales spatialisées définies du point de vue de la santé publique ou d'un point de vue écologique et soumet les logiques économiques et industrielles à des contraintes exogènes. Les mesures relevant des deux approches se télescopent : à quoi bon réguler les techniques industrielles si l'impact sur l'environnement est déjà bien maîtrisé ? A quoi bon poser des normes contraignantes de qualité de l'environnement si l'appareil industriel est déjà au maximum de ses possibilités techniques pour un coût économique qui ne soit pas excessif ?

La nature de cette tension révèle en creux le profil du dispositif qu'il conviendrait de mettre sur pied. Le cadre qui permettrait le plus facilement d'articuler une contrainte environnementale formulée en termes de résultats et un fonctionnement technico-économique souple et efficace est un système de permis négociables. De plus, cet instrument paraît

28.- Elles n'ont été transposées que le 25 octobre 1991 par le Décret n°91-1122 suite à une condamnation prononcée par la Cour de Justice Européenne.

s'inscrire formellement dans certaines tendances récentes d'évolution des institutions publiques en France.

3.2. Tendances de l'évolution générale des institutions publiques en France

L'évolution récente du droit public économique français est marquée par une triple orientation : *"une contrainte : l'apparition des préoccupations d'environnement ; une recherche : la déréglementation ; une réalité : la décentralisation"* (Linotte, Mestre, Romi, 1992). Or, déréglementation et décentralisation s'inscrivent dans la même logique générale que celle qui est attendue du fonctionnement d'un système de permis négociables.

3.2.1. La déréglementation

La déréglementation s'emploie à restaurer l'autonomie de la décision privée et à transférer la mise en œuvre d'une politique de la puissance publique vers les acteurs décentralisés. Elle ne manifeste pas pour autant un abandon des prérogatives stratégiques de l'État, auquel il revient de fixer les objectifs et le cadre de règles. Elle entend seulement abandonner la gestion méticuleuse du détail de l'action aux acteurs qui disposent de la meilleure information. Ainsi la réglementation, *"dispositif de régulation parmi d'autres"* (Chevallier, 1987, p. 289) peut laisser la place à d'autres approches visant le même résultat. D'ailleurs, *"plus économique dans son usage, plus souple dans ses effets et sans doute plus efficace dans ses résultats, l'incitation tend à devenir l'instrument privilégié de régulation étatique"* (Chevallier, 1987, p. 290). C'est ainsi que les approches économiques prennent une place de choix dans les politiques publiques. Les transformations économiques contemporaines réclament des capacités d'adaptation rapide et une information précise qui échappent aux administrations. Ce qu'agence ainsi la déréglementation, c'est un processus de transfert de la production des normes qui encadrent l'activité économique, de l'État vers les milieux professionnels. En faisant dépendre l'allocation des efforts de réduction de la pollution des initiatives et stratégies des acteurs décentralisés et de la réalisation d'accords privés, un système de permis négociables participe de la même perspective, tout en maintenant la présence de l'intérêt collectif à travers la fixation d'une contrainte globale sur le volume des émissions.

L'approche contemporaine des marchés en France correspond assez bien à la réalité des permis négociables, où mécanismes d'échanges décentralisés et pratiques administratives sont étroitement articulés. C'est sous cet angle qu'il est intéressant de souligner le rôle pris en France par des organismes originaux d'encadrement des marchés : les autorités administratives indépendantes.

3.2.2. L'émergence d'autorités administratives indépendantes

L'apparition des autorités administratives indépendantes est étroitement liée au phénomène de déréglementation. Une autorité administrative indépendante est créée lorsque l'État veut garder un domaine sous sa responsabilité mais ne souhaite pas exercer une tutelle

administrative directe, pour des raisons scientifiques ou techniques, ou parce qu'il veut dégager l'exercice de la régulation du domaine en question de l'influence du pouvoir politique. L'autorité administrative indépendante assume une double mission : la régulation du secteur concerné en fonction d'une exigence de production d'un bien collectif essentiel ; la protection des libertés publiques. Elle a à encadrer un secteur dans le respect de l'équilibre entre les intérêts dont le législateur a voulu assurer la prise en compte ; elle peut donc être appelée à procéder à des arbitrages entre ces intérêts. Pour exécuter ses missions, l'autorité administrative indépendante doit mettre en place un système de contrôle continu des activités placées sous son autorité. Mais au contrôle *a priori* qu'instaurent le régime de l'autorisation et l'exercice d'une « magistrature technique », se substitue ici le contrôle *a posteriori* de conformité et d'équilibre général du fonctionnement. La parenté avec les permis négociables est ici évidente. Mais, "*pour prendre corps, une autorité administrative indépendante nécessite un espace administratif suffisamment ouvert*" (Longobardi, 1995, p. 172). Ce dernier point soulève évidemment quelque difficulté dans le domaine de la régulation de la pollution industrielle car l'espace administratif y est loin d'être libre de toute occupation.

3.3. Des conditions administratives plus permissives qu'il n'y paraît

Un régime de permis négociables repose sur la délivrance à des agents économiques, par l'administration, d'une autorisation d'émettre une certaine quantité de polluants. En cela, les permis négociables ont le même fondement que l'approche administrative usuelle. Cependant des objections sont couramment faites à l'encontre des autres composantes de l'instrument, tant du point de vue des droits subjectifs des citoyens que du droit administratif.

"*Par essence, l'autorisation administrative est incessible*" (Moinard, 1994, p. 14). Ce principe, pilier du droit administratif, exprime le caractère inaliénable de la souveraineté publique et paraît ériger un obstacle insurmontable à l'introduction des permis négociables en France. En fait, quand la nécessité s'est faite sentir à d'autres occasions, le législateur a su trouver les moyens de contourner ledit principe.

Le précédent de l'organisation de la profession de taxi est ici intéressant. Cette activité nécessite une autorisation administrative de stationnement pour pouvoir être exercée. La valeur du fond de commerce des entreprises concernées est évidemment dépendante de la possibilité de transfert des autorisations sur l'acquéreur. "*Avant 1973, la jurisprudence admettait le principe de la cessibilité des autorisations de stationnement*" (Moinard, 1994, p. 14). Cette possibilité a été interdite par décret du 2 mars 1973. À partir de cette date, les autorisations ont été délivrées à titre gratuit avec interdiction de les vendre. Seuls les titulaires d'autorisations antérieures à cette réglementation étaient habilités à présenter à l'administration un successeur à titre onéreux. De fait, ce régime à double règle s'est révélé difficile à gérer et l'interdiction de cessions ouvertes a donné lieu au développement de transactions sur le marché noir. Le gouvernement a proposé une loi relative à ces questions pendant la première session ordinaire 1994-1995, afin d'homogénéiser la situation et de contrôler son évolution. Les possibilités de présentation d'un successeur à titre onéreux sont maintenant généralisées à tous les professionnels, sans distinction. Ce revirement a été justifié par la continuité de logique car "*en réalité, ce n'est pas l'autorisation qui est cessible - puisqu'une autorisation administrative ne peut, par définition, être cédée - mais le fonds de commerce, la cession étant cependant subordonnée à la délivrance au cessionnaire par*

l'autorité administrative de l'autorisation dont le cédant était auparavant titulaire” (Moinard, 1994, p.24). Les débats au Sénat n'ont à aucun moment remis en cause cette forme de cessibilité indirecte des autorisations, mais ont plutôt tourné autour de la vénalité de telles transactions.

Le cas n'est pas complètement transposable, mais il montre qu'en choisissant judicieusement sa terminologie, on peut organiser un système assimilable à un marché d'autorisations administratives. D'une façon plus générale, la réglementation économique et fiscale qui régit diverses autres professions a pris en compte la possibilité de céder des autorisations administratives (cas des licences de transports routiers, avant la déréglementation de cette profession, ou des droits d'exploitation de débits de boisson). D'ailleurs cette acceptation est ancienne et peut légitimement être considérée comme une composante de « l'esprit français » qui habite les institutions du pays. “*Par le biais des ordres professionnels, les actes administratifs devinrent un élément du “calcul économique” et un objet de spéculation*” (Batailler, 1965, p. 1055).

Qu'il existe des résonances globales avec certaines évolutions, que les obstacles imaginés insurmontables ne le soient pas, tout cela ne suffit pas encore pour inscrire les permis négociables dans la réalité institutionnelle française. Il faut encore identifier les acteurs qui promeuvent l'instrument, et étudier comment ce dernier pourrait s'insérer dans l'organisation actuelle de la lutte contre la pollution atmosphérique.

3.4. Des initiatives et expérimentations qui préparent le terrain

Une enquête menée dans le monde de la pollution atmosphérique témoigne de réticences *a priori*, avant toute réflexion, quasi unanimes à l'encontre de l'idée de « marchés de droits à polluer ». Elle fait également apparaître un jugement favorable concernant différentes initiatives récentes, encore peu nombreuses et marginales que les personnes enquêtées n'identifiaient pas aux permis négociables, bien qu'elles se rapprochent des différentes formules généralement classées sous cet intitulé aux États-Unis.

Ainsi une pratique informelle « *d'échanges réglementaires* » semble avoir vu le jour sous l'égide de certaines DRIRE. Mentionnées à plusieurs reprises, ces expériences consistent, pour deux installations mitoyennes, à négocier auprès de la DRIRE locale la possibilité que l'une d'entre elles émette plus de polluants que le niveau autorisé, à charge pour l'autre d'en émettre moins. En d'autres termes, il s'agissait de fixer ce que les Américains ont appelé une « bulle » au-dessus d'un complexe industriel, et de globaliser les exigences concernant les émissions.

Une bulle nationale a déjà été mise en place avec succès ! Dans le cadre du protocole d'Helsinki demandant aux pays signataires de réduire de 30% leurs émissions de SO₂, l'administration française a demandé à EDF de réduire de 30 % l'ensemble des émissions de ses centrales thermiques. La diminution ne s'est pas faite par une réduction uniforme sur chaque centrale, comme l'aurait imposé une approche purement administrative. Elle s'est effectuée en fonction d'un calcul économique réalisé par l'entreprise elle-même, visant à minimiser ses coûts et tenant compte de l'intérêt à installer un équipement de désulfuration en fonction de la durée de vie résiduelle de la centrale....

Un pas décisif vers l'institutionnalisation des permis négociables a été effectué avec l'Arrêté du 1^{er} mars 1993 touchant à la pollution atmosphérique. A la demande des pétroliers, celui-ci autorise les raffineries à ne plus être contrôlées que globalement sur l'ensemble de leurs émissions et non plus cheminée par cheminée. Le rapprochement avec les formules de la « bulle » et du « *netting* » (compensation interne à l'occasion d'une modernisation ou d'une extension) est évident.

3.5. Des conditions subjectives qui font encore défaut

Les acteurs concernés par la lutte contre la pollution atmosphérique d'origine industrielle exprimaient en 1995 une large satisfaction quant au fonctionnement du régime de régulation.²⁹ Des critiques pouvaient être avancées sur des points particuliers du fonctionnement, mais nul ne remettait en question l'organisation d'ensemble du système. Le mode de régulation organisé par les DRIRE était considéré comme un exemple d'efficacité et de pragmatisme. D'ailleurs, plusieurs des critiques sont en fait des regrets, empreints de nostalgie, concernant l'évolution du fonctionnement des DRIRE dans un sens plus contraignant, évolution due à la fois au resserrement des contraintes européennes et à la modification des règles de responsabilité des agents de l'État. Il n'existait donc alors pas de problèmes ou points de blocage perçus d'origine industrielle qui les conduisent à se faire les promoteurs actifs d'un changement du régime de régulation.

Par ailleurs, l'enquête faisait ressortir une forte opposition concernant l'introduction d'intérêts et de mécanismes financiers dans la gestion de la qualité de l'air. Ces éléments financiers ne semblent légitimes que lorsqu'ils sont la contrepartie d'un apport positif à la richesse et au bien-être de la collectivité. L'émission de polluants n'étant pas considérée comme le pendant nécessaire de la production, mais comme une nuisance, « faire de l'argent » en revendant le droit de nuire à autrui est *a priori* perçu comme illégitime. Le fait que les entreprises doivent d'abord réduire leurs émissions en dessous du niveau autorisé et donc diminuer le niveau de nuisance engendré comme préalable à la possibilité de vendre des permis inutilisés ne semble pas être pris en compte.

Enfin, comme les autres instruments économiques, un système de permis négociables vise à restaurer les conditions d'une saine concurrence entre entreprises et entre secteurs d'activités en induisant l'internalisation des effets externes de la production. Or les entreprises ne sont pas prêtes à voir les conditions actuelles de mise en concurrence bouleversées pour des motifs touchant à la protection de l'environnement. L'environnement n'est pas perçu comme un facteur de production, relevant d'une gestion économique, mais davantage comme un objectif moral pour la réalisation duquel les « entreprises-citoyennes » acceptent de coopérer entre elles (pour les réseaux de mesure par exemple). L'exacerbation des rivalités et concurrences qu'impliquerait la forme développée des échanges de permis d'émission est en porte-à-faux avec cette représentation de leur action dans ce domaine.

En conclusion, si les permis négociables n'ont pas encore été introduits en France ce n'est pas du fait de quelque obstacle majeur, mais seulement du manque de raisons positives

29.- Les facteurs récents de tensions dans le domaine de la pollution atmosphérique tiennent principalement, non à la pollution industrielle, mais à la pollution automobile, en particulier dans les grandes agglomérations.

suffisamment fortes pour le faire, même si l'état des perceptions en 1995 apparaît en retrait sur le jeu des forces qui travaillent à bousculer le paysage traditionnel.

4. Trois schémas possibles d'organisation pour des permis négociables d'émission de SO₂ au sein de l'Union européenne

Le Protocole d'Oslo procède à une répartition d'objectifs quantifiés de réduction des émissions de SO₂ pour chaque pays et affiche en même temps un objectif de long terme de respect des charges critiques en dépôts acides pour chaque zone élémentaire. Les objectifs pris en compte visent une réduction de 60 % des dépôts en excès sur les charges critiques pour l'ensemble du territoire. Il y a là deux contraintes principales qui complexifient la conception d'un système de permis négociables, puisqu'il s'agit de trouver un système combinant contraintes d'émissions et contraintes de dépôts. Un système de permis d'émission qui découlerait de la seule mise en œuvre des objectifs nationaux n'a aucune raison d'allouer les efforts de réduction entre les centrales de façon à assurer le respect de la contrainte de dépôt. Trois systèmes différents sont proposés par Cros et Godard (1998a et 1998b) et Godard (1998) pour prendre en compte les deux contraintes du respect des quotas attribués aux pays, et de la diminution de 60 % des excès de dépôt au-delà des charges critiques par zone :

- dans le premier, les deux contraintes sont intégrées dans le même système, tout en introduisant la distinction entre permis utilisables et permis échangeables ; les échanges résultent des différences d'attributions correspondant à chacune des contraintes ;
- le second établit deux types de permis, l'autorisation d'émettre étant suspendue à la réunion en mêmes quantités de deux types de permis qui représentent chacun l'une des contraintes (émission et dépôt) ;
- le troisième établit un marché entre installations sur la base des permis de dépôt et laisse aux gouvernements le soin de réaliser des échanges sur les quotas répondant aux engagements nationaux sur les émissions.

Dans la mesure où les deux contraintes ne sont pas d'emblée exprimées dans la même unité, il est nécessaire de recourir à la modélisation des transports de polluants, par exemple avec le modèle EMEP pour donner la localisation des dépôts en fonction des émissions, de même qu'il est nécessaire de disposer de la carte des sensibilités écologiques par zone. L'utilisation conjointe de ces instruments permet de calculer l'écart entre dépôts et charges critiques, ainsi que la correspondance, en termes d'émission, de l'objectif de réduction de l'écart de 60%.

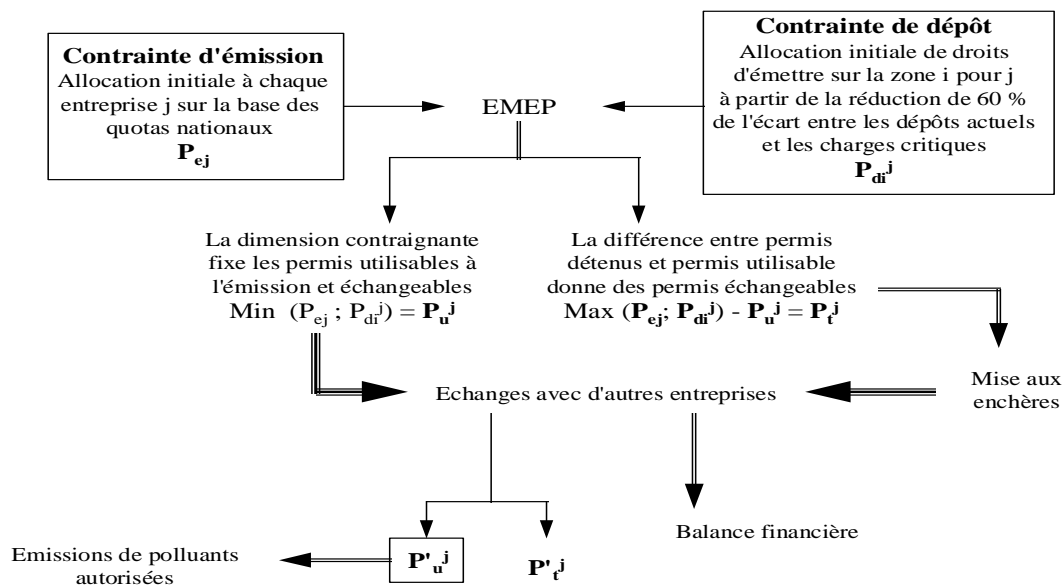
4.1. Un système intégré distinguant droit à l'émission et droit à l'échange

L'idée directrice de ce système est de distinguer droit à l'émission et droit à l'échange de permis d'émission. Un titulaire pourrait disposer dans son patrimoine d'une quantité totale de permis dont seule une partie serait utilisable directement pour couvrir ses émissions, tout en étant également échangeable, tandis que l'autre partie ne pourrait pas faire l'objet d'un usage

direct, mais pourrait être cédée à d'autres titulaires qui, dans certaines conditions, pourraient en faire usage. Ainsi pourraient être prises en compte les deux contraintes de base du système.

La procédure d'allocation pourrait se dérouler comme suit : une première allocation de permis aux sources serait calculée sur la base des quotas d'émission nationaux. On évaluerait alors la localisation des dépôts et l'impact géographique de cette distribution. Ces résultats seraient confrontés au maximum de dépôts acceptables sur chaque zone en fonction de la règle de diminution de 60 % des écarts aux charges critiques. La plus petite des deux valeurs serait retenue comme allocation *stricte* de permis à la fois utilisables et échangeables. L'autre valeur correspond à l'allocation dite *large*. La différence entre les allocations *large* et *stricte* donne lieu à des permis échangeables mais non utilisables. Ces permis pourraient approvisionner une réserve nationale de permis destinée à être vendue aux enchères par l'autorité centrale. Les acheteurs de ces permis aux enchères seraient toujours soumis aux mêmes exigences de base en ce qui concerne les contraintes de dépôts. Une telle acquisition ne serait avantageuse pour l'acquéreur que si ses contraintes de dépôts ne sont pas saturées. Le produit financier des enchères serait reversé aux sources titulaires des droits sur les permis.

Un système distinguant droit à l'émission et droit à l'échange



Avec ce système, toutes les contraintes sont prises en compte sans compromettre les engagements politiques des pays dans le cadre du Protocole d'Oslo. En même temps, un marché de référence est organisé et donne des repères pour les transactions bilatérales. Dans la mesure où il y a des zones où les contraintes d'émission sont plus sévères que des contraintes de dépôts et d'autres où c'est la hiérarchie inverse qui s'établit, il paraît logique d'envisager que des transactions puissent prendre place pour les permis « non utilisables, mais échangeables » par une source donnée. La principale limite de ce système tient aux exigences d'information qui doivent accompagner chaque transaction, puisqu'il faut organiser la traçabilité du contenu en dépôts des permis d'émissions.

4.2. Un système de double-permis négociables

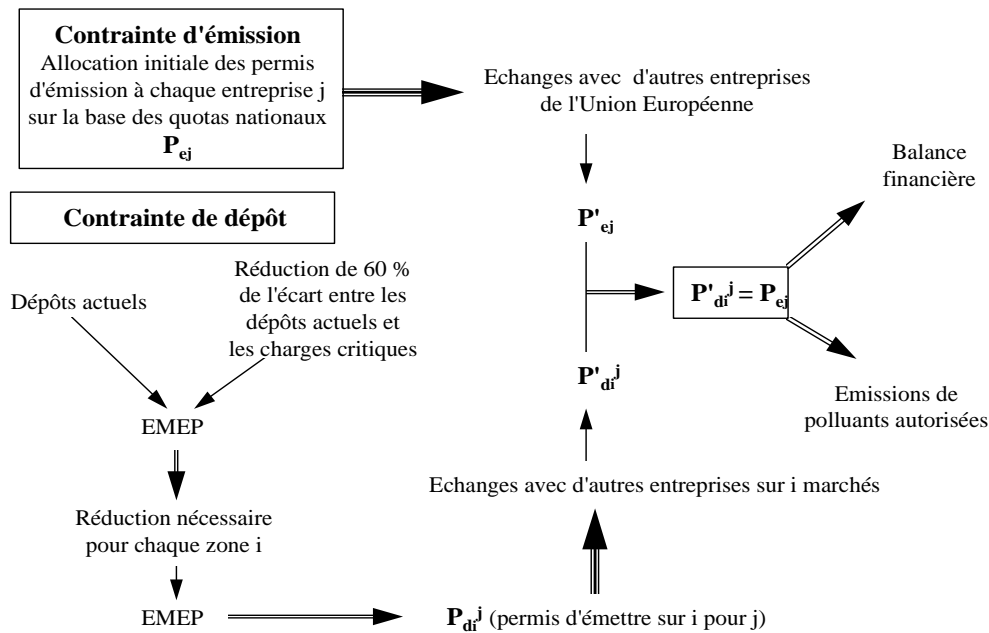
Le principe de base de ce système est d'instaurer deux types de permis de natures différentes correspondant chacun à l'une des deux contraintes d'émission et de dépôt. Pour avoir le droit d'émettre une tonne de SO₂, une source doit détenir un permis de chaque type pour le montant d'une tonne de SO₂. Les sources sont libres de redéployer leurs actifs en réalisant des transactions sur les deux types de permis. Ainsi apparaissent deux types de marché, dont l'un est à l'échelle de l'Union, alors que l'autre n'implique que les sources responsables de dépôts dans la même zone réceptrice. S'il y a n zones de dépôts, il y a donc potentiellement $n+1$ marchés différents.

Ce système de double-permis semble quelque peu compliqué. Son fonctionnement pratique pourrait cependant ne pas être trop rédhibitoire. Sur les marchés de permis de dépôt, les partenaires potentiels sont en nombre limité. Les coûts de recherche de partenaire seront limités, tous les partenaires potentiels se connaissant *ex ante*. Cette situation a un revers : les possibilités de comportements stratégiques de partenaires potentiels. La prise en compte de ce risque pourrait inciter les concepteurs d'un système à établir un zonage territorial à une échelle plus grande que la taille des cellules de la grille EMEP actuelle (150 km X 150 km) : avec des zones unitaires de plus grande taille, le risque stratégique ou le risque de trouver une situation bloquée se réduit pour laisser la place à des perspectives de marché plus fluide. Le fonctionnement de ce système d'échanges garantit le respect de la contrainte environnementale sur les dépôts. Les agents ajustent ensuite leur stratégie sur le marché des permis d'émission, plus flexible.

Quand bien même la contrainte relative aux dépôts serait globalement plus sévère que la contrainte sur les émissions, on ne peut pas postuler qu'il en est ainsi pour chaque source. Le double système se justifie donc. Si un jour tous les pays de l'Union abandonnent leurs quotas nationaux entre les mains d'une agence commune souveraine, alors un seul type de permis et un seul type de marché, centré sur les dépôts et les objectifs relatifs aux charges critiques, pourrait suffire. Cependant cette hypothèse ne correspond pas aux conditions politiques actuelles de l'Union, qui n'est pas un État fédéral. Les pays membres veillent à préserver des aspects essentiels de leur souveraineté nationale. Sous peine de sombrer dans l'irréalisme, la conception d'un éventuel système de permis négociables ne peut ignorer cette contrainte institutionnelle et politique de base. C'est ce que font les trois systèmes proposés et en particulier le système de double-marché dans lequel la dimension nationale est prise en compte par le respect des quotas nationaux d'émissions, et la dimension européenne coopérative par la référence aux charges critiques.

Le fait de combiner deux types distincts de permis est également une incitation à l'échange. En effet, si les participants ne possèdent pas les deux permis requis, la valeur d'usage d'un permis est annulée, ce qui représente une forte incitation à entrer sur un marché.

Un système de double-permis négociables



4.3. Un système réservant l'échange aux agents décentralisés, mais prévoyant des compensations financières entre gouvernements

La bipolarité des systèmes précédents trouve son origine dans l'équilibre politique que cristallise le Protocole d'Oslo. Les pays s'étant accordés sur des taux nationaux de réduction des émissions, âprement négociés dans certains cas, ils ne sont sans doute pas prêts à les remettre en commun. Une éventuelle redistribution des quantités globales d'émission au niveau européen qui aurait pour effet de diminuer sans compensation les quotas initialement attribués à un pays serait vraisemblablement récusée par ce dernier.

Cependant, l'objectif qui constitue un obstacle frontal à l'instauration d'un système centré sur les seules émissions est la diminution de 60 % des dépôts en excès des charges critiques. Or, certaines zones de la grille EMEP ont des dépôts qui n'excèdent pas les charges critiques. La diminution de 60% de l'excès ne serait donc pas contraignante pour ces zones. Des pays entiers sont d'ailleurs concernés, comme l'Espagne, le Portugal ou la quasi-totalité de la Grèce. La contrainte écologique retenue n'impose pas une réduction des dépôts sur ces lieux. Et pourtant, ces pays ont des plafonds d'émission pour les échéances au-delà de 2000. Il est donc économiquement souhaitable de disposer d'un mécanisme de redistribution des quotas en fonction de la contrainte environnementale.

L'idée qui sous-tend ce troisième schéma d'organisation est de réserver la contrainte (dépôt ou émission) et les possibilités d'échange correspondantes à un seul niveau d'organisation, celui des relations entre agents (centrales thermiques), tandis que les gouvernements dont les quotas diminueraient par rapport aux objectifs fixés dans le Protocole pourraient obtenir des compensations de la part de ceux dont les quotas augmenteraient du fait de ces échanges.

Le processus d'attribution des permis pourrait suivre les étapes suivantes :

- identification des lieux d'impact des émissions de chaque source,
- attribution d'un nombre de permis correspondant aux émissions actuelles, si la zone est non saturée, et diminuée de la réduction des 60 % des excès des charges critiques à proportion de la contribution respective de chaque source, si la zone est excédentaire sur les dépôts,
- si une source S engendre des dépôts à la fois sur des zones saturées et des zones non saturées, son allocation va s'en trouver affectée. Prenons l'exemple suivant : admettons que 3 tonnes soient déposées sur la zone Z_1 non saturée et 8 sur Z_2 saturée ; la source recevra $3 P_{d1}$; si sur l'ensemble de Z_2 , 20 tonnes de polluants sont comptabilisées comme excédentaires, et que la responsabilité incombant à la source S est de 5 % des dépôts totaux de la zone, alors S recevra également au titre de la zone Z_2 :

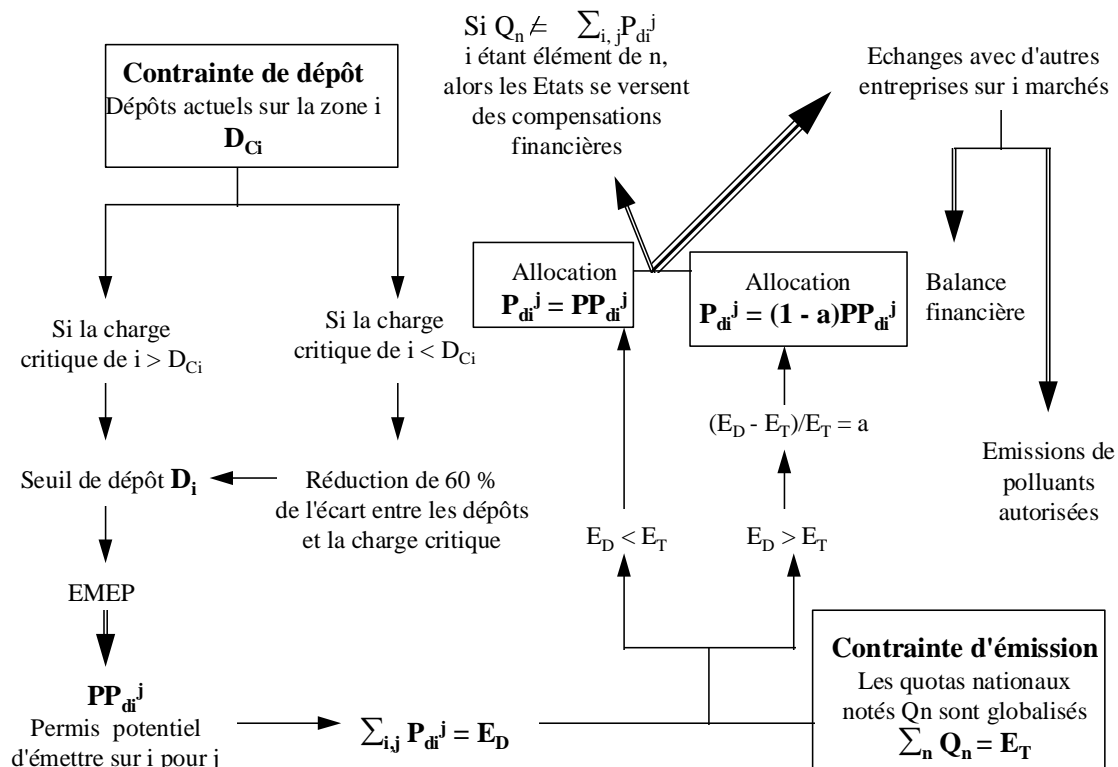
$$\{8 - [(20 \times 60\%) \times 5\%]\} = 7.4 P_{d2}.$$

- le montant des émissions totales résiduelles E_R consécutives à ce mode de calcul est le suivant :
 - si $E_R \leq E_T$ (émissions totales autorisées par le Protocole d'Oslo), l'allocation potentielle des quotas est confirmée ;
 - si $E_R > E_T$, on réduit les attributions de permis de toutes les sources dans la proportion du dépassement.

Par exemple, si $E_R = 1,2 \times E_T$, alors l'attribution initiale de S sera de : $[(3/1,2 P_{d1} ; 7,4/1,2 P_{d2})]$, c'est à dire $(2,5 P_{d1} ; 6,15 P_{d2})$.

Une allocation de ce type respecte à la fois le montant d'émissions maximales autorisées pour l'ensemble de l'Union, et la diminution de 60 % de l'excès des dépôts sur les charges critiques impliquée par la mise en oeuvre conjointe. Cependant, il n'y a aucune raison pour qu'elle respecte la répartition entre pays établie par le Protocole d'Oslo. Ce point peut être très délicat, politiquement parlant pour les pays dont l'attribution initiale est diminuée. Pour que ces pays « perdants » ne s'opposent pas au système, un mécanisme de compensation pourrait être adopté. Puisque les pertes sont d'ordre économique et financier, une compensation de nature financière pourrait être jugée recevable. Les ressources nécessaires pourraient être prélevées sur les gains collectifs de l'adoption du nouveau système. Les pays lésés recevraient ainsi une partie de la rente collective afin de compenser leurs déséconomies individuelles. L'instauration d'un tel mécanisme de compensation financière ne constituerait pas une révolution majeure dans le fonctionnement de l'Union. Ces compensations pourraient être déterminées à partir du prix de marché des permis.

Un système d'échanges centré sur les dépôts



5. Les mécanismes de flexibilité dans le Protocole de Kyoto

La Convention cadre sur le climat, revisitée par le Protocole de Kyoto, pourrait être l'affaire du siècle pour le développement de mécanismes de permis négociables. Outre l'échelle envisagée (un système d'échanges mondial), le problème de l'effet de serre présente en effet une propriété rare qui correspond de façon idéale à un instrument reposant sur l'échange : l'impact climatique des émissions de CO₂ est tout à fait indépendant de la localisation et, dans une certaine mesure, de la date des émissions³⁰. Flexibilité spatiale et flexibilité temporelle peuvent donc y tenir un rôle considérable auprès duquel aucune autre expérience ne peut prendre une dimension comparable. Les potentiels d'économie dans les coûts de réduction des émissions sont *a priori* considérables. Il reste à savoir si les logiques politiques qui président aux négociations internationales sauront ne pas les gaspiller.

Le Protocole de Kyoto incorpore cinq mécanismes de flexibilité dont plusieurs reposent sur le transfert ou le commerce de quotas ou crédits d'émission : (a) le commerce intergouvernemental des quotas d'émission entre pays industriels³¹, rassemblés dans l'Annexe 1 de la Convention, qui ont souscrit des engagements chiffrés ; (b) le transfert, entre

30.- L'impact climatique dépend de la concentration atmosphérique des gaz, et pas directement des émissions. Plusieurs trajectoires d'émissions peuvent aboutir au même niveau de concentration atmosphérique. Sur ces points voir le rapport du GIEC : Bruce, Lee et Haites (1997).

31.- Il s'agit des pays de l'OCDE, sauf le Mexique et la Turquie, de la Russie, de l'Ukraine et des pays est-européens en transition, à l'exception de la Biélorussie.

pays de l'Annexe 1 de crédits d'émission obtenus au niveau de projets ; (c) un « mécanisme de développement propre » (*clean development mechanism*) prévoyant le transfert à des pays de l'Annexe 1 de réductions d'émission certifiées résultant de projets réalisés dans des pays hors de l'Annexe 1, qui n'ont pas d'objectifs chiffrés d'émission ; (d) la possibilité pour plusieurs Parties de tenir leurs engagements de façon conjointe sur la base d'un accord séparé ; cet accord doit préciser une nouvelle distribution du quota agrégé résultant de leurs objectifs chiffrés respectifs pour la période d'engagement 2008-2012 ; (e) la possibilité de mise en réserve des quotas d'émission non utilisés (émissions inférieures au quota) pour une période future.

Naturellement, sans que le Protocole ait besoin de le dire, les pays peuvent organiser des marchés nationaux de permis d'émissions pour les gaz visés par le Protocole. Cependant, la visée de beaucoup d'États est que ces marchés servent de base d'appui pour des transactions internationales entre firmes, comme le suggère l'orientation des travaux du Groupe d'experts des pays de l'Annexe 1 animés par l'OCDE et l'AIE. Il y a donc lieu de s'attendre à l'essor de trois types d'échanges de quotas : des échanges entre gouvernements ; des échanges entre agents économiques d'un même pays ; par extension, des échanges entre entreprises ou opérateurs de différents pays.

5.1. Le commerce intergouvernemental des quotas d'émission

L'article 17 prévoit la possibilité pour les Parties de l'Annexe 1 ayant souscrit des objectifs chiffrés de se livrer à un commerce d'unités d'émission en vue d'honorer leurs obligations quantifiées de réduction des émissions. Ces obligations correspondent aux plafonds d'émissions valables pour la période 2008-2012 pour les 6 gaz pris en compte³². Cette possibilité ne peut être utilisée que de façon complémentaire (*supplemental*) aux mesures intérieures prises par les Parties. Les principes, modalités, règles et lignes directrices de ce commerce seront définis par la prochaine Conférence des Parties à Buenos Aires en novembre 1998. Cet article ne mentionne pas, mais n'exclut pas, que les Parties pourront associer d'autres agents (les entreprises) à la réalisation des transactions.

Les discussions d'experts qui ont entouré la préparation, puis la négociation de Kyoto, visaient explicitement le développement des échanges internationaux entre firmes de pays différents, pour les pays qui le désiraient. Ce sera l'un des points critiques des négociations de la Conférence de Buenos Aires.

L'autre point critique concerne la manière dont sera interprétée en pratique la clause de « complémentarité ». Les travaux préparatoires en Europe ont accouché de l'idée d'imposer un plafond aux mécanismes de flexibilité. Les propositions autrichiennes³³ formulées durant l'été 1998 conduiraient à limiter le recours de chaque pays à ces mécanismes à un montant maximal d'environ 2,5% des émissions de 1990, c'est à dire un montant marginal. En France, cela représenterait 2,6 MtC. D'après les travaux de l'Atelier 2 du Groupe Énergie 2010-2020, les émissions de CO₂ d'origine énergétique en 2010

32.- Les quotas correspondant à ces objectifs sont définis en équivalent-carbone. Les équivalences sont déterminées à partir des indices de potentiels de réchauffement attribués à chacun de ces gaz, tels qu'ils sont établis par le GIEC, qui est l'instance scientifique de référence retenue explicitement par le Protocole.

33.- L'Autriche présidait l'Union pendant cette période.

pourraient augmenter dans une fourchette de 14,5 à 27 MtC pour les scénarios « État industriel –S2 » et « Société de marché-S1 », respectivement (CGP, 1998). Ce n'est que dans un scénario où la protection de l'environnement deviendrait la valeur centrale de la société française et des pouvoirs publics (Scénario « État Protecteur de l'environnement-S3 ») que ces émissions seraient stabilisées au niveau de 1990 (en fait –3 MtC).

Diverses restrictions géographiques sont aussi envisagées. Elles auraient des implications très directes sur le prix d'équilibre et sur le volume des transactions. Trois hypothèses principales sont considérées : un marché confiné aux seuls pays de l'OCDE ; un marché concernant les pays de l'Annexe 1 ; un marché mondial. Le prix pourrait se situer aux alentours de 220\$ dans le premier cas, de 90\$ dans le second et de 25\$ dans le troisième (Direction de la prévision, 1998). Si la France décidait de couvrir 50% de ses obligations de réduction par l'achat de permis à d'autres pays, les restrictions géographiques mentionnées provoqueraient un surcoût budgétaire annuel de 7 Mds de francs dans le scénario S2 et de 13 Mds de francs dans le scénario S1. En toute hypothèse, ce surcoût serait inférieur à celui que la France devrait supporter si la flexibilité était limitée à 2,5% de ses émissions de 1990.

5.2. Les crédits d'émission au niveau de projets dans les pays de l'Annexe 1

L'article 6 prévoit la possibilité de toutes les Parties de l'Annexe 1 (y compris celles qui n'ont pas de plafonds nationaux) de transférer ou d'acquérir des unités de réduction des émissions qui résulteraient de projets visant soit la réduction des émissions, soit le retrait des gaz présents dans l'atmosphère par des puits (*sinks*). Cette possibilité ne peut être utilisée qu'à plusieurs conditions parmi lesquelles la clause « d'additionnalité » : pour donner lieu à crédits transférables, les réductions devront venir en supplément de celles qui auraient été réalisées en l'absence de ces projets ; la situation de référence n'est donc pas celle d'une absence de réduction par rapport à une date donnée. Ce mécanisme va connaître les mêmes difficultés que toutes les approches en termes d'*emissions credits*, avec des coûts de transaction assez élevés et une incertitude institutionnelle difficile à résorber.

5.3. Le mécanisme de développement propre

L'article 12 prévoit la création d'un « mécanisme de développement propre » (MDP) destiné à aider les Parties hors Annexe 1 (pays en développement) à réaliser un développement durable et à apporter leur concours aux objectifs de la Convention, et les pays de l'Annexe 1 à respecter leurs obligations quantifiées de réduction. Des projets réalisés dans les pays hors Annexe 1 pourront donner lieu à des réductions d'émission certifiées³⁴ que les Parties de l'Annexe 1 pourront utiliser. Les réductions certifiées obtenues entre les années 2000 et 2007 pourront être utilisées pour les obligations de la période 2008-2012. Ce mécanisme sera supervisé par un organe exécutif spécifique. La participation à ce mécanisme sera ouverte aux personnes privées et publiques. Les réductions d'émission devront être certifiées par des

34.- Cet article ne mentionne que les réductions d'émission et pas la fixation du carbone dans des "puits", ce qui semble exclure tous les projets de reboisement actuellement envisagés dans divers pays.

organismes opérationnels de certification. On retrouve une clause d'additionnalité identique à celle de l'article 6. Il est en outre spécifié que ne pourront être créditées que les actions entraînant des effets réels, mesurables et à long terme du point de vue du changement climatique.

En outre, le MDP devra fournir une assistance au montage financier des projets certifiés. Une part du produit financier du transfert des émissions certifiées sera réservée à la couverture des coûts administratifs et à l'attribution d'une aide aux Parties hors Annexe 1 particulièrement vulnérables au changement climatique, afin qu'elles puissent faire face au coût des mesures d'adaptation aux modifications climatiques³⁵.

Ce dispositif est potentiellement d'une grande importance économique et politique, mais ses contours demeurent encore imprécis. Politiquement il peut frayer la voie d'une association des pays en développement aux actions de prévention du risque climatique et contribuer à surmonter la difficulté majeure résultant de la structuration initiale asymétrique de la Convention. Économiquement, s'il est géré de façon à permettre aux investisseurs du Sud, et pas seulement à ceux du Nord, d'être crédités pour des réductions additionnelles, il peut diffuser largement auprès des décideurs économiques la notion d'un coût d'opportunité à l'émission de GES (Godard et Henry, 1998). En effet, émettre des GES, ce serait perdre le revenu qui pourrait être obtenu de la vente de crédits d'émission aux pays de l'Annexe 1. La prise en compte de ce coût d'opportunité inciterait les pays en développement à ne pas fixer dans leurs infrastructures et leur capital productif des techniques intensives en carbone qu'il serait ensuite extrêmement coûteux de remettre en cause³⁶.

5.4. L'application conjointe au sein de bulles internationales, pour les pays de l'Annexe 1

D'après l'article 4, les Parties de l'Annexe 1 peuvent décider de satisfaire de façon conjointe les obligations quantifiées qui leur incombent pour la période 2008-2012. Elles doivent alors établir un accord séparé précisant les niveaux d'émission autorisés pour chaque Partie de cet accord. Le montant agrégé des émissions d'une telle bulle ne peut pas être supérieur au total des engagements individuels des Parties membres, tels qu'ils figurent dans le Protocole. Devant être déposé au moment de la ratification ou de l'acceptation du Protocole de Kyoto, cet accord de bulle³⁷ doit rester valide pendant la durée entière de la période d'engagement 2008-2012.

Cet article répond aux préoccupations de l'Union européenne, mais il ouvre des perspectives qui peuvent être saisies par toutes les autres Parties, sans que l'appartenance à une organisation intégrée en soit une condition. Des « bulles » opportunistes, ne reposant pas sur un lien géographique, économique et politique fort peuvent donc être constituées.

35.- L'objet de la Convention et du Protocole n'est pas d'empêcher tout changement climatique, ce qui demanderait des mesures d'une tout autre ampleur, mais une interférence dangereuse avec le climat.

36.- Le MDP peut cependant modifier les termes de la concurrence entre installations situées dans la zone de l'Annexe 1 et les autres, dans des conditions qui sont examinées plus loin.

37.- Cela signifie qu'il ne sera pas possible de créer des bulles à tout moment et en particulier pas durant la période 2008-2012.

L'existence de cette possibilité a deux effets négatifs sur lesquels il convient d'attirer l'attention :

- Toute tentative de certaines Parties d'obtenir, lors des prochaines Conférences, la fixation de règles communes ou harmonisées d'organisation du commerce des quotas peut se fracasser sur la menace des Parties qui refuseraient une telle harmonisation de constituer, à l'abri de toute règle négociée dans le cadre de la Convention, une « bulle » redéployant les objectifs de réduction fixés dans le Protocole. Il pourrait par exemple s'agir d'une « bulle » entre les USA, le Canada, le Japon, la Russie, l'Australie et la Nouvelle Zélande. Il est donc assez paradoxal que cet article ait été introduit à la demande de l'Union européenne qui est par ailleurs demanderesse d'un niveau élevé d'harmonisation, aussi bien sur les « politiques et mesures » que sur l'échange des quotas et crédits d'émission.
- Dans le cas de l'Union européenne, l'institution d'une double responsabilité solidaire entre les États et la Commission crée une incertitude juridique pour chaque État membre : chaque pays ne doit pas seulement s'organiser pour honorer ses propres obligations, mais éventuellement pour faire face à la situation de devoir assumer des efforts supplémentaires destinés à pallier, en réponse à des initiatives communautaires, les défaillances de tel ou tel autre État membre.

5.5. La mise en réserve pour des périodes ultérieures

Les Parties de l'Annexe 1 ayant souscrit des objectifs chiffrés ont la possibilité reconnue par l'article 3.13 de mettre en réserve pour une période d'engagement ultérieure, non précisée dans le Protocole, des quotas d'émission non utilisés par elles dans une période d'engagement donnée (émissions inférieures au quota). Cela signifie que les pays parvenant à émettre dans la période 2008-2012 moins d'émissions que les quotas à leur disposition pourront, s'ils n'ont pas vendu ces quotas inutilisés, les employer pour honorer les obligations qui pourraient être les leurs dans des périodes ultérieures que ne couvre pas le Protocole de Kyoto.

Cette disposition de la mise en réserve a un effet indirect important pour l'issue d'une controverse persistante sur les quotas jugés trop généreux qui ont été attribués à la Russie et à l'Ukraine. Beaucoup d'observateurs estiment que les quotas de ces deux pays dépassent dans une proportion importante³⁸ les émissions qui auraient été les leurs à l'horizon 2010 s'ils n'avaient pris aucun engagement sur la question du climat. L'évolution de l'activité économique de ces pays depuis 1990 est en effet marquée par une forte contraction, qui rejaillit sur les consommations énergétiques et les émissions de GES. Les possibilités d'échange des quotas d'émissions obtenus à Kyoto risquent donc de mettre en circulation dans la zone de l'Annexe 1 des droits d'émissions qui ne correspondraient à aucune réduction nouvelle des émissions, ce que les anglo-saxons appellent du *hot air*. Cela permettrait artificiellement aux autres pays de limiter leurs efforts tout en préservant les apparences d'une action énergétique. Ce serait l'esprit de la Convention sur le climat qui serait ainsi violé.

Ce *hot air* a beaucoup préoccupé les négociateurs avant la conférence de Buenos Aires. Il est à l'origine du succès de l'idée soutenue par des pays comme l'Allemagne ou

38.- Ce surplus de droits d'émissions est estimé se situer dans une fourchette annuelle d'émissions de 95 à 150 MtC, à comparer aux 840 MtC émises par la Russie en 1990 (tous gaz).

l’Autriche, mais aussi par une partie de l’administration française, d’imposer un plafond drastique aux possibilités d’échange, afin d’empêcher le *hot air* de déferler sur les pays de l’OCDE. Cependant, ces restrictions aux échanges apparaissent comme une arme pénalisante pour toutes les Parties et tout à fait inefficace compte tenu de l’existence du mécanisme de « mise en réserve ». Entré dans le jeu à Kyoto, le *hot air* russe et ukrainien de la période 2008-2012 ne pourra plus en être éliminé. Si l’on interdisait à ces pays de participer aux échanges dans le but de prémunir le régime international contre le *hot air*, ils pourraient de toute façon utiliser les droits d’émissions correspondants pendant les périodes suivantes, laissant l’impact climatique ultime, qui dépend des concentrations à long terme, tout à fait inchangé. Cette solution reviendrait à leur imposer une pénalisation économique sans bénéfice environnemental, et ce d’autant plus que la quasi-impossibilité d’échange des droits d’émission provoquerait un mouvement de délocalisation opportuniste d’activités industrielles fortement émettrices de GES vers ces pays et vers les PED dans le but d’échapper aux coûts plus élevés des réductions dans la zone OCDE.

6. Effet de serre, permis négociables et concurrence industrielle : l’harmonisation internationale des règles domestiques en question

Le Protocole de Kyoto soulève deux problèmes de concurrence : entre les pays de l’Annexe 1 qui adopteraient des politiques et des règles différentes pour atteindre les objectifs adoptés à Kyoto ; entre ce premier groupe et les pays en développement sur lesquels ne pèse actuellement aucune obligation particulière de réduction des émissions. Le choix non coordonné de règles de mise en œuvre des politiques nationales serait-il susceptible d’ouvrir la porte à une utilisation stratégique par des gouvernements désireux d’obtenir ou de préserver des avantages compétitifs ? La faculté d’échange de crédits d’émission entre pays industriels et pays en développement contribuerait-elle à renforcer ou à atténuer l’incitation à la délocalisation industrielle créée par l’asymétrie d’obligations pesant sur ces deux groupes de pays ?

La compétitivité est un argument central du débat public pour tout ce qui touche les questions économiques internationales. Et pourtant les économistes ont reconnu la difficulté à définir ce concept de façon opératoire, en particulier lorsqu’on veut considérer la compétitivité de pays et pas seulement celle de firmes. Les analyses passées des liens possibles entre compétitivité et sévérité des politiques d’environnement n’ont jamais démontré un lien statistiquement significatif (Johnstone, 1998), ce qui ne veut pas dire qu’une relation ne puisse pas s’établir à l’avenir pour un problème ayant des répercussions aussi vastes que celui de l’effet de serre. Cependant, si l’on pense que les permis négociables sont un moyen économiquement efficace d’atteindre des objectifs environnementaux, la baisse des coûts engendrée devrait favoriser l’économie des pays qui les adopterait par rapport à ceux qui préféreraient s’en remettre aux instruments réglementaires et administratifs classiques, plus coûteux pour l’économie dans son ensemble. Il est donc important de souligner en préambule que les problèmes de compétitivité, de distorsion de concurrence et de délocalisation ne commencent pas de se poser avec les permis négociables. C’est même avec les permis négociables qu’ils risquent de se poser avec le moins d’intensité. Si deux pays adoptent des régimes réglementaires à la sévérité inégale, ils imposent en effet des coûts inégaux à leurs firmes respectives. Si, sur cette même base, des échanges de quotas peuvent se

produire, les avantages procurés aux entreprises bénéficiant du régime le plus favorable se réduisent comparativement dans la mesure où leurs potentiels de réduction à coûts plus faibles vont permettre aux entreprises de l'autre pays d'échapper aux coûts élevés qu'un régime rigide leur imposerait.

Néanmoins, le risque d'utilisation stratégique des régimes nationaux existe et si son ampleur est jugée non négligeable, chaque gouvernement pourrait être amené par anticipation à aligner son régime intérieur sur les règles jugées les plus favorables aux entreprises industrielles grandes consommatrices d'énergie fossile, quitte à s'interdire des réformes avantageuses du point de vue de l'intérêt collectif. Refusant l'harmonisation des règles au nom de la préservation de leur liberté souveraine de choix, les pays s'enfermeraient alors, sous l'effet des jeux de la compétition industrielle mondiale, dans un 'dilemme du prisonnier' planétaire dans lequel leurs choix domestiques seraient tout aussi contraints, mais en les mettant dans une position économique nettement moins avantageuse.

Craignant que le MDP soit le levier de mouvements importants de délocalisations, certains pays pourraient également vouloir cantonner ce mécanisme à un rôle marginal, alors que c'est en procédant de cette manière qu'ils augmenteraient en fait le risque que de telles délocalisations se produisent.

6.1. Asymétrie des obligations et risque de délocalisations spécifiques

Considérons le cas de délocalisations additionnelles qui seraient spécifiquement attribuables à l'asymétrie entre pays de l'Annexe 1 et les autres qui a été confirmée par le Protocole de Kyoto. On les appellera « délocalisations spécifiques ». Si elles ont pour mobile la possibilité d'utiliser des techniques plus polluantes en CO₂ mais moins coûteuses, elles contribuent à freiner l'action internationale de prévention du risque climatique. De plus, si les marchés destinataires demeurent principalement situés dans les pays de l'Annexe 1 (surtout pour la zone Europe et la zone nord-américaine), elles impliquent certains coûts supplémentaires (obsolescence accélérée des installations fermées, coûts de transports supplémentaires des produits) qui contribuent à dégrader l'efficacité économique de la production industrielle pour le consommateur final, même si ce consommateur ne s'en aperçoit pas puisque les prix mondiaux n'enregistrent pas le coût externe climatique. Cependant, l'argument demeure partiel. Le jugement global doit s'appuyer sur la signification attribuée au régime international qui organise les différences et asymétries d'obligations entre les pays et les groupes de pays. Sans dispositifs de flexibilité comme le MDP, le fait que les pays en développement n'aient souscrit à aucun objectif quantifié a en effet une traduction économique directe : une valeur nulle de la contrainte d'émission de gaz à effet de serre sur leur territoire.

Si un régime international asymétrique devait organiser de façon durable les rapports entre les pays industriels et les pays en développement, la valeur nulle de la tonne de carbone évitée dans les pays en développement donnerait lieu à un avantage comparatif. Si la différence de coûts marginaux de contrôle de la pollution l'emporte alors sur les coûts supplémentaires de la délocalisation spécifique, il n'y a pas de justification valable, ni sur le terrain de l'efficacité économique ni sur celui de l'équité politique, à vouloir enrayer les délocalisations qui se réaliseraient alors.

A l'inverse, si les bases du régime qui vient d'être mis sur pied ne reflètent qu'un arrangement provisoire, bien imparfait et destiné à être profondément amendé dans les années qui viennent, il serait économiquement désavantageux que se produisent des délocalisations spécifiques d'installations lourdes qui fixeraient dans le capital productif des technologies dont le profil environnemental et économique serait vite en décalage par rapport à l'évolution du contexte institutionnel et économique concernant l'emploi de sources fossiles d'énergie dans les pays en développement. Il serait alors souhaitable d'accompagner le régime transitoire de mécanismes évitant ou limitant les délocalisations spécifiques.

En l'état de la coordination internationale, un écart significatif de coûts marginaux de contrôle des émissions de gaz à effet de serre entre pays industriels et pays en développement apparaît comme un élément durable de la situation, mais cet écart est appelé à se réduire à long terme par rapport à la situation de départ. L'existence de mécanismes d'échange de crédits d'émission entre les deux zones peut jouer un rôle décisif pour accélérer le rapprochement des coûts marginaux et limiter les délocalisations inopportunes, sans que cela ne s'accompagne d'un effet-revenu régressif pour les pays en développement.

La possibilité pour des pays industriels de l'Annexe 1 de réaliser des investissements dans les pays en développement dans des projets de réduction des émissions et d'obtenir en retour des crédits d'émission apparaît généralement aux observateurs comme une incitation à la délocalisation. Cela est vrai seulement si l'on précise que l'on raisonne dans un cadre statique et qu'il s'agit d'une incitation qui vient s'ajouter à la marge à celle, fondamentale, créée en premier lieu par l'asymétrie d'engagements sur l'effet de serre entre les deux zones (Annexe 1, pays en développement). D'un point de vue dynamique, le contrôle du risque de délocalisations spécifiques sera en fait mieux assuré par l'épanouissement du MDP que par son confinement dans la marginalité (Godard et Henry, 1998). Plus les transferts de crédits d'émissions du Sud vers le Nord pourront être importants, au point de provoquer la baisse du prix de marché des quotas d'émissions dans la zone de l'Annexe 1, moins les entreprises du Nord trouveront avantageux de se délocaliser pour le seul motif de profiter du différentiel de coûts entre la zone de l'Annexe 1 et les pays en développement. En dynamique, le MDP doit être vu comme un mécanisme qui réduit, et non pas qui augmente, l'incitation à la délocalisation. Il faut néanmoins pour cela que les crédits d'émissions transférés correspondent bien à des réductions « *s'ajoutant à celles qui auraient lieu en l'absence de l'activité certifiée* », pour reprendre les termes du protocole de Kyoto (article 12.5.c). Ces réductions additionnelles doivent avoir un coût pour l'investisseur et ne seront pas seulement une aubaine à saisir gratuitement.

Pour comprendre l'effet économique du MDP, il convient de comparer la situation qui s'établirait en son absence (cas 1) avec celle où il se développerait avec ampleur (cas 2) (Godard, 1998a). Considérons l'évolution du différentiel des coûts marginaux entre les deux zones. Le cas 1 serait durablement attractif pour les investisseurs, car ces derniers économiseraient la totalité de la valeur carbone qu'ils devraient prendre en compte, directement ou par opportunité, dans leurs activités menées dans la zone de l'Annexe 1. Soit C_N^t la valeur de marché de la tonne de carbone dans cette zone au temps t dans le cas 1. Elle représente à la fois le prix de marché du quota unitaire d'émission et le coût marginal d'évitement de l'émission de carbone dans cette zone. En l'absence de MDP, c'est donc une valeur de C_N^t par tonne de carbone émise dans un pays en développement que l'entrepreneur épargne en délocalisant. Dans un régime qui reposerait durablement sur l'asymétrie des

engagements entre la zone de l'Annexe 1 et le reste du monde, et où la contrainte se ferait plus sévère de période en période à l'intérieur de la zone de l'Annexe 1, on peut raisonnablement escompter un accroissement de la valeur de C_N^t dans le temps : $C_N^t > C_N^{t-1}$. Cela signifie que l'incitation à la délocalisation augmenterait dans le temps. Dans le cas 2, l'investisseur doit supporter un certain coût, reflétant le coût marginal C_S^t de l'évitement du carbone dans les pays du Sud à la période t , mais il bénéficie en contrepartie d'un crédit d'émission qu'il peut valoriser dans la zone de l'Annexe 1. Son gain à la tonne est alors de : $C_N^t - C_S^t < C_N^t$. Avec un développement ample du MDP, on peut s'attendre à ce que le différentiel des coûts marginaux se réduise de deux façons : d'un côté C_N^t serait de plus en plus inférieur à C_N^{t-1} pour les raisons déjà indiquées ; de l'autre côté, on doit s'attendre à un relèvement de C_S^t du fait de l'exploitation progressive des possibilités les plus avantageuses de réduire les émissions. L'avantage financier additionnel que pourraient retirer du MDP les investisseurs du Nord ne pourraient donc jouer qu'à court terme, tant que le mécanisme resterait marginal et sans effet sur le prix en vigueur dans la zone de l'Annexe 1. En revanche, sans MDP, l'avantage financier de la délocalisation pour les entreprises industrielles serait croissant dans le temps.

Naturellement, si le MDP est organisé de telle manière que des limites sévères ou des coûts de transaction élevés seraient imposés aux investisseurs, la force de l'incitation à réduire les émissions de carbone dans les pays du Sud diminuerait d'autant, mais également la protection qu'il apporte contre les délocalisations spécifiques.

Bien conçu, le MDP apparaît comme un instrument économiquement supérieur aux approches en termes de Fonds, comme le Fonds pour l'Environnement Mondial, que certains proposent comme une alternative. De tels Fonds pourraient certes assurer le financement d'un certain nombre de projets intéressants mais, du fait du plafonnement *a priori* des ressources financières dont ils disposeraient, ils imposeraient une logique de guichet qui n'aurait pas d'effet d'entraînement pour tous les agents dont les projets ne seraient pas retenus. En d'autres termes, sauf à être dotés de ressources considérables, les Fonds ne susciteront pas l'apparition d'un coût d'opportunité à l'émission de carbone dans les pays en développement alors que le MDP peut le faire s'il n'est pas entravé.

6.2. Les modalités du commerce intergouvernemental

La crainte est souvent émise que les échanges de quotas entre gouvernements soient fort éloignés de la rationalité économique, qu'ils reposent sur des rapports léonins entre des gouvernements à la puissance très inégale, qu'ils soient très inégalement accessibles et enfin qu'ils manquent de transparence. En termes crus, en l'absence d'une organisation correcte de ce marché, certains États pourraient capturer à bon compte les quotas d'émission proposés à l'échange par d'autres, ou même pourraient imposer une cession de quotas dans le cadre d'une négociation portant sur d'autres questions comme le transfert de technologies, l'investissement ou la sécurité militaire.

On pourrait surmonter ces phénomènes en réservant le commerce entre gouvernements aux transactions menées à travers une Bourse internationale d'échange qui pourrait être créée de toutes pièces ou confiée à des places boursières existantes. En ce cas, les transactions et

arrangements bilatéraux seraient interdits. Cette formule de Bourse internationale aurait plusieurs avantages :

- chaque État demandeur aurait un accès équitable, mais concurrentiel, à toutes les offres de permis ; cela éviterait les arrangements privilégiés et exclusifs qui réserveraient le bénéfice des échanges les plus prometteurs à certains États, en fonction de relations d'allégeance ou de dépendance ;
- la mise en concurrence la plus large des offres et des demandes ferait apparaître un prix économiquement significatif qui, rendu public, fournirait une information précieuse à tous les opérateurs, y compris ceux qui ne sont pas parties à l'échange ;
- l'information publique ainsi donnée sur les prix des transactions permettrait aux organes de contrôle d'évaluer aisément par la suite les conditions dans lesquelles les gouvernements rétrocéderaient sur la scène intérieure les permis ainsi acquis ; une rétrocession à un prix inférieur au prix d'acquisition se révélerait comme une subvention déguisée ;
- la liquidité du marché serait accrue, tandis que les coûts de transaction seraient réduits.

6.3. Une mise en ordre partielle des influences possibles des structures de marché

L'analyse des enjeux concurrentiels du choix des instruments de politique dépend du mode d'articulation entre les effets allocatifs (changement dans les décisions de production et de consommation et par suite, dans les équilibres de marché) et les effets distributifs (pur transfert). Cette articulation dépend elle-même de la structure des marchés de produits sur lesquels opèrent les entreprises en compétition : contextes concurrentiels où toutes les entreprises sont amenées à considérer les prix comme une donnée et contextes de concurrence imparfaite où les prix sont des variables stratégiques entre les mains d'au moins certaines firmes. Pour disposer d'une étude complète, il faut également prendre en compte la distinction entre une analyse statique, à capacité de production et technologies données, et une analyse dynamique prenant en compte l'investissement et le progrès technique. Il faut également considérer les différences existant entre des changements mineurs qui n'affectent que l'équilibre partiel du marché d'un produit donné et ceux qui sont susceptibles de modifier l'équilibre économique général. On se contentera ici de quelques résultats sur les structures de marché dans un contexte d'équilibre partiel (Godard, 1998a).

En analyse d'équilibre partiel de concurrence parfaite

Dans la foulée du théorème de Coase (1960), en équilibre partiel, dans certaines conditions définies ci-après, le mode de répartition des droits d'usage de l'environnement (les quotas d'émission, dans le contexte postérieur à Kyoto) n'affecte pas l'équilibre économique dès lors que les droits en question sont échangeables. Cela signifie que le choix entre différentes règles d'allocation des quotas d'émission est indifférent pour l'équilibre du marché des quotas d'émission, et notamment son prix, et pour l'équilibre des marchés des produits que vendent les firmes soumises à ces quotas d'émissions. Concrètement, le prix et les parts de marché de produits détenues par les différentes firmes en compétition ne sont pas modifiés par le

changement de règles de répartition des quotas d'émission. Les conditions requises pour un tel résultat sont que les droits de propriété et d'usage doivent être clairement définis, que les coûts de transaction soient suffisamment faibles pour être négligeables, et qu'un marché concurrentiel de quotas d'émission fasse apparaître un prix s'imposant à tous.

Diverses implications importantes peuvent être tirées de ce résultat pour les choix d'instruments de politique et pour la conception de systèmes de permis négociables :

1. Que la répartition initiale soit gratuite ou payante, qu'elle se traduise par une répartition plus généreuse pour tel secteur et moins pour tel autre, cela n'affectera pas l'équilibre économique du marché de permis ni celui des marchés de produits dans la zone soumise au rationnement d'émissions. En effet, le fait de recevoir des permis négociables, qui ont donc une valeur marchande, fait que leur usage a un coût d'opportunité égal à leur prix de marché pour les entreprises qui les reçoivent. Si ces entreprises sont rationnelles, ce coût sera intégré dans leurs décisions de production exactement de la même manière, que la répartition initiale soit gratuite ou payante. Bien entendu l'impact sur les profits des firmes ne sera pas le même, mais cet effet demeure distributif en contexte statique de concurrence parfaite.
2. Quelle que soit la règle de distribution (gratuite ou payante, au prorata des émissions passées ou d'un autre critère), l'introduction d'un niveau global de rationnement donné reposant sur un système de quotas négociables doit entraîner la même élévation du prix d'équilibre du marché des produits dans la zone concernée. Il n'y a donc pas lieu d'escompter qu'une distribution gratuite de quotas négociables aux firmes pourrait réduire l'impact sur les équilibres de marché de produits ou qu'une allocation aux enchères entraînerait un choc sur ces équilibres qu'une allocation gratuite n'entraînerait pas. Autrement dit, le choix d'une règle quelconque de répartition initiale n'est susceptible d'entraîner aucune distorsion de concurrence entre les entreprises soumises collectivement à un nouveau rationnement.
3. En revanche, quelle que soit la règle de distribution retenue, l'introduction du rationnement crée une rareté sur les quotas d'émission dont la valeur est révélée par le prix de marché des quotas. Cette valeur représente le coût marginal de contrôle de la pollution qui sera intégré dans le coût de production des firmes soumises à rationnement. Ces dernières souffriront alors d'un différentiel de compétitivité avec des firmes qui ne seraient pas soumises à ce rationnement. La création de deux zones, l'une soumise à rationnement (Annexe 1) et l'autre pas (pays en développement) engendre bien un changement des conditions de la concurrence entre les installations implantées dans ces deux zones. Ce phénomène intervient pleinement même lorsque l'allocation initiale est gratuite.
4. Si par hypothèse un gouvernement choisissait d'introduire, non des quotas négociables, mais une taxe sur les émissions dont le niveau correspondrait au prix de marché des quotas, les effets sur l'équilibre économique des marchés de produits seraient identiques, même si les quotas négociables sont initialement distribués de façon gratuite. Les craintes relatives aux effets de l'instrument sur la détérioration des conditions de la concurrence avec les pays hors Annexe 1 doivent être les mêmes, qu'on utilise l'approche par la taxe ou l'approche par les quotas négociables.

5. L'utilisation d'autres instruments comme la réglementation, les aides financières sur projets ou les accords volontaires, s'ils sont conçus pour permettre l'atteinte des mêmes objectifs quantifiés de réduction des émissions que des taxes ou des permis négociables, entraînera des coûts économiques au moins aussi élevés, et vraisemblablement beaucoup plus, que ceux engendrés par des taxes ou des permis négociables, du fait des inefficacités créées par les imperfections d'information dont souffrent les tutelles administratives. Cependant ces coûts ne seront pas rendus visibles aux yeux de l'ensemble des agents économiques, à la différence d'une taxe ou du prix de marché d'un quota d'émission.
6. A la différence des quotas négociables, le recours à ces autres instruments est susceptible d'engendrer des distorsions significatives de concurrence entre firmes appartenant à la même zone (pays de l'Annexe 1) soumise au régime en question. En effet, ni les réglementations, ni les subventions, ni les accords volontaires ne sont transférables entre entreprises de la même branche ou d'autres branches. Dès lors, toute inégalité de traitement éloignant de l'égalisation des coûts marginaux se traduit directement sous la forme de différences dans les coûts de contrôle de la pollution qui vont être répercutés dans les coûts de production des produits. Ainsi, utiliser une subvention attribuée pour un investissement n'a pas de coût d'opportunité pour son bénéficiaire puisque ce dernier ne peut normalement pas en réallouer le montant à un autre usage. Le coût de production du bénéficiaire est alors artificiellement diminué d'autant par l'intervention publique. Cela peut changer les conditions d'équilibre du marché des produits en modifiant les parts de marché à l'avantage du bénéficiaire. Les autres instruments (réglementations, accords volontaires) provoquent une différenciation du même type entre concurrents de la même zone.
7. En dépit des inefficacités économiques introduites, la différenciation des exigences environnementales qui serait opérée au travers de ces autres instruments peut atténuer, pour les entreprises qui seraient les gagnantes de la répartition, l'effet de distorsion de concurrence avec les entreprises de la zone non soumise à une contrainte d'émission (pays en développement). Cet avantage serait évidemment payé par les autres agents soumis en contrepartie à un régime plus sévère, puisqu'il faudrait bien que les objectifs quantifiés soient collectivement atteints, mais aussi par les consommateurs des produits, qui devront en moyenne les payer plus cher du fait des inefficacités économiques introduites, et par l'ensemble des contribuables lorsqu'il s'agit de subventions.

Au total, en équilibre partiel de concurrence parfaite où tous les agents sont des preneurs de prix, les quotas négociables ne créent pas d'effets de distorsions des conditions de la concurrence entre entreprises soumises à un régime de rationnement des émissions, et ce quelles que soient les règles d'allocation initiale. Taxes et permis négociables ont les mêmes effets d'augmentation du prix des produits. En revanche, un système de permis négociables, tout comme les autres instruments, engendre une modification des termes de la concurrence avec les entreprises situées dans des pays en dehors de la zone de rationnement.

Si l'on cherche à donner une traduction à ces conclusions dans le contexte du débat international sur l'harmonisation des règles, pour autant qu'il soit assimilable au cadre retenu pour le raisonnement, c'est à dire d'effets d'équilibre partiel sur des marchés concurrentiels, on est conduit à donner raison aux gouvernements qui n'estiment pas nécessaire une harmonisation des régimes intérieurs de permis négociables, dès lors que les permis seraient échangeables au niveau international. On est aussi conduit à donner raison aux

gouvernements, d'ailleurs les mêmes, qui font de l'entrée des pays en développement dans le jeu des quotas négociables une condition majeure pour éviter l'apparition, au regard de la situation de départ, de désavantages concurrentiels dont pourraient souffrir les entreprises des pays de l'Annexe 1. Ces mêmes gouvernements n'avaient alors cependant pas raison, sur le terrain de l'efficacité économique ou des enjeux de concurrence, de s'opposer en 1992 à la mise en place d'un régime de taxes nationales harmonisées dont les effets économiques, dans le cadre des hypothèses ici retenues, auraient finalement été les mêmes qu'un système de permis négociables, l'aspect distributif mis à part.

En univers de concurrence imparfaite

Les contextes de concurrence imparfaite recouvrent des situations variées où s'exerce un pouvoir de marché (certaines entreprises sont en position d'influencer les prix du marché), où sévissent diverses asymétries d'information, où se font sentir des coûts de transaction non négligeables, etc. Le principal effet de ce type de contextes est de rompre l'indépendance des effets allocatifs et des effets distributifs : le mode d'allocation initiale des permis peut avoir une influence sur l'équilibre économique (prix, part de marché) du marché de permis et du marché des produits.

Ainsi Robert Hahn (1984) a montré que lorsqu'un agent est en mesure d'avoir un pouvoir de marché sur le marché des quotas, le mode d'attribution initiale des permis a une influence sur l'allocation finale de ces permis. Par exemple, si cet agent reçoit un nombre de permis inférieur à ses besoins à l'optimum, il sera conduit à réduire davantage sa pollution qu'il ne serait optimal, afin de faire baisser le prix de marché des quotas qu'il aura à acheter (stratégie de monopsonne). Symétriquement, si cet agent est en position de monopole, il utilisera pour lui-même plus de permis que nécessaire à l'optimum afin de raréfier l'offre de permis et de faire augmenter le prix auquel il vendra les permis non utilisés. Ainsi plus la distribution initiale avantage un agent disposant d'un pouvoir de marché, plus il est rationnel pour lui d'utiliser les permis reçus pour lui-même, ce qui l'incite à limiter son propre effort de réduction des émissions. Dans le cas de l'effet de serre, les États-Unis, représentant à eux seuls 34% des émissions des pays de l'Annexe 1 en 1990 (1,587 Mds de tonnes d'équivalent-carbone sur 4 679), pourraient avoir un tel pouvoir de marché. Si la communauté internationale avait jugé prioritaire que, du fait de son influence sur l'évolution des modes de vie et des technologies dans le monde, ce pays entreprenne sur son territoire des réductions plus importantes que celles correspondant à son optimum statique, c'est une quantité de permis nettement inférieure à ses besoins à l'optimum qu'il aurait fallu attribuer à ce pays. Cependant, pour que ce mécanisme puisse jouer, il faut que le pays en position de monopole puisse escompter susciter par son action une baisse sensible des prix des quotas. Si ces prix sont déjà au plus bas, du fait d'une offre surabondante (le *hot air* russe ?), le mécanisme ne s'amorce pas.

E. Sartzetakis s'est intéressé dans plusieurs articles (1994, 1997a, 1997b) aux interactions entre marchés de permis et marchés de produits. Il met ainsi en évidence que dans certaines conditions d'imperfection du marché de produits, il pourrait être judicieux du point de vue économique de vouloir limiter les échanges de permis d'émission, même si ceux-ci se déroulent de façon concurrentielle (Sartzetakis, 1997b). Il compare à cet effet une approche par quotas non négociables et une approche par quotas négociables dans le cas où la structure

du marché de produits est un duopole de Cournot³⁹. Avec des quotas d'émission non négociables, si la technologie du produit est homogène, l'agent le plus efficace du point de vue de la réduction des émissions est incité à réaliser un taux supérieur d'épuration unitaire, puisque l'épuration lui revient moins cher. Cela lui permet d'augmenter sa production et de gagner des parts de marché sur son concurrent sur le marché des produits, qui doit supporter un coût moyen d'abattement plus élevé. Ainsi, cette approche par quotas contraignants conduit à rééquilibrer le partage du marché de produits au profit de celui qui a les coûts d'épuration les plus faibles. Cependant les coûts marginaux de réduction des émissions ne sont pas égalisés entre les deux concurrents, du fait de l'hétérogénéité des quotas reçus, ce qui représente une perte économique. L'autorisation de l'échange des quotas a, dans ce contexte, deux effets : d'un côté une amélioration de l'efficacité pour le sous-problème de l'optimisation de l'effort d'épuration, mais de l'autre côté un mouvement inverse par lequel l'agent le moins efficace dans le domaine de l'épuration regagne des parts de marché sur le marché des produits contre son concurrent plus efficace dans la dépollution. Ce dernier a en effet trouvé plus avantageux de lui céder une partie de ses quotas. Grâce à cette acquisition, le moins efficace abaisse son coût moyen d'abattement et peut être plus offensif sur le marché des produits que dans le cas où les quotas sont non négociables. En d'autres termes, l'échange de quotas atténue la portée de la différence initiale d'efficacité dans la dépollution entre les deux concurrents et permet au moins efficace de mieux défendre sa position sur le marché des produits.

Le résultat précédent compare deux contextes de régulation (quotas négociables contre quotas non négociables) mais ne compare pas directement l'allocation résultant de quotas négociables avec celle qui serait associée à un équilibre non contraint par des quotas d'émission. On peut donc le prolonger sur ce plan : en l'absence de contrainte environnementale, le différentiel d'efficacité dans la dépollution est nul ; avec des quotas non négociables, ce différentiel s'exprime complètement ; avec des quotas négociables, ce différentiel est résorbé. Cela signifie que les quotas négociables seront susceptibles d'avoir moins d'interférence avec les conditions de la concurrence prévalant sur les marchés de produits avant l'introduction de la contrainte environnementale que les approches par quotas non négociables.

Pour autant que l'on puisse transposer cette conclusion aux relations entre États auxquels seraient alloués des quotas d'émission, comme dans le Protocole de Kyoto, les États ayant les coûts marginaux les plus élevés pour réduire les émissions ont plus à craindre de modifications dans les positions de leurs industries sur les marchés de produits avec un système de quotas non négociables qu'avec un système de quotas négociables.

La prise en compte précise des structures de concurrence imparfaite dans le contexte d'une organisation intergouvernementale d'un commerce de quotas d'émission est cependant délicate car les conséquences à intégrer dépendent des structures de marché de chaque produit, des hypothèses sur l'accès à la technologie et sur les coûts respectifs des agents en présence (coûts marginaux constants, décroissants, croissants). A la lettre, cela pourrait plaider en faveur de l'organisation de systèmes de régulation par branches, de façon à coller à la structure des marchés de produits. Outre le niveau d'information dont devraient disposer les

39.- Dans un duopole de Cournot, chaque entreprise considère les quantités vendues par l'autre comme une donnée et définit alors un prix de monopole sur le segment de marché qui lui revient.

régulateurs pour intervenir de façon avisée dans chaque branche, ce type de cloisonnement des échanges de quotas serait la source d'importantes pertes d'efficacité et ferait perdre au marché de quotas le caractère concurrentiel qu'on peut attendre de lui si les échanges sont ouverts à travers branches et secteurs. On peut ici reprendre la conclusion de Sartzetakis (1997b) : du point de vue du bien-être, les effets d'efficacité sur le marché des quotas d'émission devraient généralement l'emporter sur les effets de redistribution de parts de marchés sur le marché des produits ; il serait donc plus important de préserver le caractère concurrentiel du marché de quotas d'émission que de vouloir faire du *fine tuning* sur le marché des produits.

Le cas économiquement le plus régressif serait celui où l'agent qui aurait les coûts marginaux les plus faibles pour la dépollution serait également le plus efficace dans le domaine de la production. Alors la vente de ses permis amènerait à un transfert de production vers le moins efficace qui se traduirait par une élévation du coût moyen de production de la branche. S'agissant des pays en développement, il est souvent argumenté que les coûts marginaux de la réduction des émissions y sont beaucoup plus faibles que dans les pays industriels mais que l'organisation de la production y est globalement moins efficace. Il ne semble donc pas que le contexte international de l'effet de serre corresponde à ce cas le plus régressif. On retiendra alors qu'en résorbant les différences de coûts marginaux de la dépollution des différents agents, l'échange des quotas tend à limiter l'ampleur des bouleversements sur le marché des produits.

Références bibliographiques

- Amann, M., Forsund, F. and Klaassen, G. (1994), « Emissions trading in Europe with an exchange rate », *Environmental and Resource Economics*, **4**, pp. 305-330.
- Bailey, P., Gough, C. and Millock, K. (1994), « Sulphur emission exchange rates », in F. Forsund and G. Klaassen (eds), *op. cit.*
- Batailler F. (1965), « Les "Beati Possidentes" du droit administratif (Les actes unilatéraux créateurs de privilèges) », *Revue de droit public et de la science politique*, pp. 1051-1096.
- Bohi, D.R. and Burtraw, D. (1997).- *SO₂ Allowance Trading: How Experience and Expectations Measure Up*. Washington DC, Resources For the Future, Discussion Paper 97-24, February, 21 p.
- Bruce, J., Lee, H. et Haites, E. (dir.) (1997), *Le changement climatique. Dimensions économiques et sociales. Contribution du groupe de travail III au Deuxième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Paris, Ed. 4D, diffusion la Documentation française, 546 p.
- Bureau, D. et Hourcade, J.-C. (1998), « Les dividendes économiques d'une réforme fiscale écologique », in CAE, *Fiscalité de l'environnement*, Paris, la Documentation française, Collection des rapports du CAE auprès du Premier Ministre, juillet, pp. 41-81.

- Burtraw, D. (1996).- « The SO₂ emission trading program : cost savings without allowance trades », *Contemporary Economic Policy*, Vol. 14, (2), pp. 79-94.
- Burtraw, D., Krupnick, A., Mansur, E., Austin, D. and Farrell, D. (1997).- *The Costs and Benefits of Reducing Acid Rain*. Washington, D.C., Resources for the Future, September, Discussion papers 97-31, 32 p.
- Cason, T.N. (1993).- « Seller incentive properties of EPA's emission trading auction », *Journal of Environmental Economics and Management*, 25, pp. 177-195.
- Chevallier (1987), « Les enjeux de la déréglementation », *Revue de Droit Public et de la Science Politique*, p. 289.
- Coase, R.H. (1960).- « The problem of social cost », *Journal of Law and Economics*, **III**, October, pp. 1-44.
- Commissariat général du Plan (1998), *Énergie 2010-2020 – Rapport de l'Atelier 'Trois scénarios énergétiques pour la France'*. Paris, CGP, septembre, 310 p.
- Council of Economic Advisers (1998).- « Chapter 5. Improving Economic Efficiency : Environmental and Health Issues », *Annual Report*, February, pp. 155-180.
- (1993).- « Clean Air Act ; Acid rain provisions ; 1993 EPA SO₂ allowance auctions results », *Federal Register*, **58**, (88), Monday, May 10, pp. 27563-27567.
- Conrad, K. and Kohn, R.E. (1996).- « The US market for SO₂ permits. Policy implications of the low price and trading volume », *Energy Policy*, **24**, (12), pp. 1051-1059.
- Cros, C. et Godard, O. (1996), *Trajectoires institutionnelles et choix des instruments de politique publique. Les marchés de droits à polluer aux États-Unis et en France. Le cas de la pollution atmosphérique*. Paris, CIRED, rapport pour le Programme 'Prospective et veille scientifique' du ministère de l'Environnement, janvier, 127 p.
- Cros, C. et Godard, O. (1998a), *Conditions d'adoption et de fonctionnement de permis négociables en Europe et en France pour la pollution atmosphérique acide d'origine industrielle*. Rapport au SRAE- DGAD du MATE, janvier.
- Cros, C. and Godard, O. (1998b), « The economic design of a potential tradable permit system for SO₂ emissions in the European Union », *European Economy – Reports and studies series* (1), European Commission, Directorate General for Economic and Financial affairs, pp. 91-127.
- Direction de la Prévision (1998), *Changement climatique et permis négociables : les enseignements des Modèles d'Équilibre Général Calculables sur les prix et les flux d'échange des permis*. Paris, Bureau Agriculture et environnement, réf C4-98-128.
- Dwyer, J.P. (1992).- « Chapitre 3. La politique de la Californie en matière de permis négociables d'émission et ses applications dans le cadre de la lutte contre les gaz à effet de serre : étude de cas », in OCDE, *op. cit.*, pp. 41-80.
- Ellerman, D., Schmalensee, R., Joskow, P., Montero, J.P., Bailey, E.M. (1997).- *Emissions trading under the U.S. Acid Rain Program. Evaluation of compliance costs and allowance market performance*. Cambridge, Center for Energy and Environmental Policy Research, MIT, October, 77 p.
- Forsund, F. and Klaassen, G. (eds) (1994), *Economic Instruments for Air Pollution Control*, Kluwer
- Gastaldo, S. (1992), « Les droits à polluer aux États-Unis », *Économie et statistique*, (258-259), octobre-novembre, pp. 35-41.
- Godard, O. (1992), « Des marchés internationaux de droits à polluer pour le problème de l'effet de serre : de la recherche de l'efficacité aux enjeux de légitimité », *Revue Politiques et Management Public*, **10**, (2), juin, pp. 101-131.

- Godard, O. (1993), « Chapitre 2 : Les taxes » in OCDE, *Les instruments économiques internationaux et le changement climatique*, Paris, Ed. de l'OCDE, pp. 45-107.
- Godard, O. (1994).- *L'expérience américaine des permis négociables dans le domaine de la pollution atmosphérique*. Paris, CIREN, (Coll. Environnement et Société 94/11), décembre, 92 p.
- Godard, O. (1995), « Trajectoires institutionnelles et choix d'instruments pour les politiques d'environnement dans les économies en transition », *Revue d'études comparatives Est-Ouest*, **26** (2), CNRS, juin, pp. 39-58.
- Godard, O. (1997), « Les permis négociables et la convention sur le climat : de l'expérience américaine aux enjeux de l'harmonisation », *Revue de l'Énergie*, (491), octobre, pp. 606-622.
- Godard, O. (1998a), « Le commerce des permis d'émission de gaz à effet de serre et les enjeux de concurrence industrielle internationale », in M. Moreaux (éd.), *Actes du Colloque 'Réformes fiscales verte et instruments économiques pour une coopération internationale : le contexte post-Kyoto* », organisé par le MATE, Université de Toulouse, 13 mai, à paraître, 27 p.
- Godard, O. (1998b), « Chapter 15. Economic instruments and institutional constraints : possible schemes for SO₂ emissions trading in the EU », in Sorell, S. and Skea, J. (eds), *Pollution For Sale : Emissions Trading and Joint Implementation*. Edward Elgar, pp. 272-295.
- Godard, O. et Henry, C. (1998).- « Les instruments des politiques internationales de l'environnement : la prévention du risque climatique et les mécanismes de permis négociables », in Conseil d'analyse économique, *Fiscalité de l'environnement*. Paris, la Documentation française, Collection des rapports du CAE auprès du Premier Ministre, juillet, pp. 83-174.
- Hahn, R.W. (1984).- « Market power and transferable property rights », *The Quarterly Journal of Economics*, November, pp. 753-765.
- Hahn, R.W. & Hester, G.L. (1989a).- « Where did all the markets go ? An analysis of EPA's Emissions Trading Program », *Yale Journal on Regulation*, **6**, (1), Winter, pp. 109-153.
- Hahn, R. & Hester, G. (1989b).- « Marketable permits : Lessons for Theory and Practice », *Ecology Law Quarterly*, **16**, (2), pp. 361-406.
- Harrison, D. (1998), « Tradable permits for air pollution control : the United States experience », *OECD Workshop on domestic tradable permit systems for environmental management : issues and challenges*, Paris, 24-25 September
- Harrison, D. & Nichols, A.L. (1990a).- *Benefits of the 1989 Air quality management plan for the South Coast Air Basin : A reassessment*. Cambridge (Mass.) : National Economic Research Associates, Inc. (NERA), for the Californian Council for Environmental and Economic Balance, March, 81 p. + ann..
- Harrison Jr, D. & Nichols, A.L. (1990b).- *Market-based approaches to reduce the cost of clean air in California's South Coast Basin. Final Report*. Cambridge (Mass.) : National Economic Research Associates, Inc. (NERA), for the Californian Council for Environmental and Economic Balance, November, 145 p. + ann.
- Henry, C. (1989), *Microeconomics for Public Policy – Helping the invisible hand*. Oxford University Press.
- Henry, C. (1990), « Efficacité économique et impératifs éthiques : l'environnement en copropriété », *Revue économique*, **41**, (2), mars, 195-214.

- Hourcade, J.-C. et Baron, R. (1993).- « Chapitre 1. Permis d'émission négociables », in OCDE.- *Les instruments économiques internationaux et le changement climatique*. Paris, Ed. de l'OCDE, pp. 11-44.
- Van Ierland, E.C., Kruitwagen, S. and Hendrix, E.M.T. (1994), « Tradable Discharge Permits for Acidifying Emissions in Europe : 'guided' bilateral trade », in F. Forsund and G. Klaassen, *op. cit.*
- Jeanrenaud, C. (1998), « Obstacles to the implementation of tradable permits : lessons from recent projects – The case of Switzerland », *OECD Workshop on domestic tradable permit systems for environmental management : issues and challenges*, Paris, 24-25 September.
- Johnstone, N. (1998), « Tradable permit systems and industrial competitiveness : a review of issues and evidence » *OECD Workshop on domestic tradable permit systems for environmental management : issues and challenges*, Paris, 24-25 September.
- Joskow, P. and Schmalensee, R. (1997), « The political economy of market-based environmental policy : the US Acid Rain Program », *Journal of Law and Economics*.
- Kete, N. (1992a).- *The politics of markets : the Acid rain control policy in the 1990 Clean air act amendments*. Baltimore, (Maryland), PHD of John Hopkins University, 390 p.
- Kete, N. (1992b).- "Chapitre 4. Le système de permis d'émission négociables américain appliqué à la lutte contre les pluies acides", in OCDE, *op. cit.*, pp. 81-116.
- Klaassen, G. (1996), *Acid rain and Environmental Degradation. The Economics of Emissions Trading*, Edward Elgar.
- Lascoumes, P. (1994), *L'écopouvoir*. Paris, Éd. La Découverte.
- Linotte D., Mestre A., Romi R. (1992), *Services publics et droit public économique*. Paris, Litec.
- Longobardi N. (1995), « Autorités administratives indépendantes et position institutionnelle de l'administration publique », *Revue française de droit administratif*, **11** (1), janvier-février.
- Moinard L. (1994), *Rapport fait au nom de la commission des Affaires économiques du Plan sur le projet de loi relatif à l'activité de conducteur et à la profession d'exploitant de taxi*. Paris, Sénat.
- Mullins, F. (1997).- *Lessons from existing trading systems for international GHG Emission Trading. Paper 1 : The US Acid Rain Programme : SO₂ Allowance Trading*. Paris, OECD, Expert paper by the OECD and IEA secretariats for the Annex I Expert Group on the UN FCCC, April, 11 p.
- Nordic Council of Ministers (1997).- *A joint implementation as emission quotas trades. An experiment among 4 Nordic countries*. Copenhagen, (1997.4.).
- Nussbaum, B.D. (1992).- « Chapitre 2. Réduction progressive du plomb dans l'essence aux États-Unis. Réglementations, incitations, échange et capitalisation » in OCDE, *op. cit.*, pp. 23-39.
- OCDE (1992). *Le changement climatique : concevoir un système de permis négociables*. Paris, Éd. de l'OCDE.
- Sartzetakis, E.S. (1994).- « Permis d'émission négociables et réglementation dans des marchés de concurrence imparfaite », *L'Actualité économique, Revue d'analyse économique*, **70**, (2), juin, pp. 139-157.
- Sartzetakis, E.S. (1997a).- « Raising rivals' costs strategies via emission permits markets », *Review of Industrial Organization*.

- Sartzetakis, E.S. (1997b).- « Tradeable emission permits regulations in the presence of imperfectly competitive product markets : welfare implications », *Environmental and Resource Economics*, **9**, pp. 65-81.
- Schreiner, P. (1998), « Obstacles to the implementation of tradable permits : the case of Norway », *OECD Workshop on domestic tradable permit systems for environmental management : issues and challenges*, Paris, 24-25 September.
- South Coast Air Quality Management District (SCAQMD) (1993).- *RECLAIM. Vol. 1 : Development report and proposed rules - Final*. Diamond Bar (Cal.), October, 158 p. + ann.
- Stavins, R. (1995).- « Transaction costs and tradeable permits », *Journal of Environmental Economics and Management*, **29**, (2), September, pp. 133-148.
- Tietenberg, T.H. (1985), *Emissions Trading. An Exercise in Reforming Pollution Policy*. Washington DC, Resources for the Future.
- Tietenberg, T.H. (1992), *Environmental and Natural Resource Economics*, New-York, Harper Collins Publ.
- Weitzmann, M.L. (1974).- « Prices versus quantities », *Review of Economic Studies*, **41**, 477-491.
- Zylicz, T. (1998), « Obstacles to implementing tradable pollution permits - The case of Poland », *OECD Workshop on domestic tradable permit systems for environmental management : issues and challenges*, Paris, 24-25 September.