

Laboratoire d'Economie Appliquée de Grenoble

REGLEMENTATION VS TAXE-SUBVENTION VS PERMIS NEGOCIABLE

QUELLE EFFICACITE DES INSTRUMENTS DE REGULATION POUR LA REDUCTION DES EMISSIONS AZOTEES DANS LE BASSIN RHENAN ?

SAULNIER Jérôme

2008

Working Paper GAEL ; 2008-09

Institut National de la Recherche Agronomique - Université Pierre Mendès France
Unité Mixte de Recherche 1215
Domaine Universitaire - BP 47 - 38040 GRENOBLE Cedex 9
Tél. : 33 (0) 4 76 82 54 39 - Fax : 33 (0) 4 76 82 54 55
E-mail : vertier@grenoble.inra.fr - http://www.grenoble.inra.fr

Réglementation vs taxe-subvention vs permis négociables.

Quelle efficacité des instruments de régulation pour la réduction des émissions azotées dans le bassin rhénan ?

Jérôme SAULNIER*

Working Paper GAEL
2008 - 09

*INRA – Grenoble Applied Economics Laboratory (GAEL), Université Pierre Mendès-France, Grenoble II.

Mots-clé : efficacité, instruments économiques, réglementation, optimisation, externalités, émissions azotées, bassin rhénan.
JEL codes : C61. H23. Q52. Q53. Q58.

RESUME.

La régulation par une approche réglementaire mise en œuvre dans le bassin rhénan n'a pas apporté tous les résultats escomptés en matière de réduction des émissions azotées. En outre, il s'agit d'une approche dont la théorie économique nous enseigne qu'elle peut être relativement couteuse. Dans cet article, nous nous interrogeons donc sur le fait de savoir si les instruments économiques que sont la taxe-subvention et les permis négociables pourraient offrir une alternative. La réponse à cette question nécessite de procéder à l'évaluation des gains d'efficacité que chaque instrument permet. A bénéfice identique, c'est en effet le gain en terme de réduction des coûts d'épuration comparé au coût additionnel d'adaptation pour le régulateur qui peut nous éclairer sur l'opportunité du recours à un instrument préférablement à un autre. Les simulations réalisées indiquent que l'efficacité des instruments économiques est significativement réduite par rapport à une situation théorique de moindre coût qui permettrait des gains en terme de coût de réduction des émissions de l'ordre de 40% par rapport à la poursuite d'une approche principalement réglementaire. En comparaison, les permis conduisent à un gain de 28% et un système de taxe-subvention généralisé légèrement inférieur. La taxe subvention étant déjà présente dans le contexte européen, cela nous amène plutôt à envisager cette solution comme celle qui devrait être favorisée dans le futur.

Mots-clé : efficacité, instruments économiques, réglementation, optimisation, externalités, émissions azotées, bassin rhénan.

SUMMARY.

The command and control approach, which is currently pursued to reduce nitrogen emissions in the Rhine basin ,has not brought, so far, the results that were expected. Moreover, the economic theory tells us that this approach is generally a relatively costly alternative for reaching an environmental target. In this article, we therefore investigate if taxe-subsidies and tradable emission permits could be more efficient instruments in this context. The question here for the regulator is also to decide if more flexibility in the existing approach would not be more appropriate, as the integration of the economic instruments in the existing regulatory framework could significantly reduce their efficiency. The results of the simulations conducted indicate that overall, considering the theoretical least cost solution, 40% cost savings would be reached compared with the existing command and control approach. With a tradable emission permits scheme, the cost savings would reach 28%. The implementation of a taxes-subsidies system would bring a slightly lower amount of cost savings. Taxes-subsidies systems being already used in the European water quality regulatory framework, we conclude that it is more likely that the authorities will pursue towards using this instrument rather than moving radically towards the introduction of tradable emission permits.

Keywords: efficiency, economic instruments, command and control policies, optimization, externalities, nitrogen emissions, Rhine basin.

1. Introduction

Dans un contexte où la mise en œuvre d'instruments économiques est désormais largement encouragée, le faible recours aux systèmes de permis d'émission négociables pour la gestion qualitative de la ressource en eau en Europe peut apparaitre paradoxal. C'est d'autant plus vrai que la plupart des réticences européennes à l'instrument ont été surmontées depuis l'entrée en vigueur du protocole de Kyoto. En outre, l'étude des propriétés théoriques et l'analyse des applications existantes montrent qu'ils peuvent éventuellement être un instrument efficace et adapté pour la gestion qualitative de la ressource en eau (Tietenberg, 2007). Toutefois, plusieurs travaux concluent que lorsque le cadre strict du modèle théorique de régulation à l'optimum est abandonné, et que l'ensemble des critères de sélection qui se dégagent est considéré, le choix entre les instruments devient impossible sans le recours à des hypothèses supplémentaires sur le comportement du régulateur et des sources (Bohm et Russel, 1985 ; Kraemer et al., 2004 ; O'Ryan, 2006). Le problème est que la préexistence dans la réalité de modes de régulation oblige à une intégration des instruments dans le cadre organisationnel existant, ce qui peut réduire le gain potentiel attendu de leur application. La comparaison des instruments visant à réduire les rejets dans les eaux de surface dans un contexte identique est dès lors nécessaire pour évaluer l'applicabilité en pratique des alternatives (Saulnier, 2007a).

Dans cet article, nous nous intéressons à la régulation des émissions azotées dans le bassin rhénan. Il s'agit en effet, de l'un des bassins versants les plus importants en Europe et l'un des plus soumis aux pressions polluantes. Une régulation des substances azotées s'y opère depuis de nombreuses années ce qui nous permet de disposer sur une longue période de plusieurs sources d'informations indispensables à l'estimation des composantes du modèle d'évaluation. Les sources responsables de ses émissions sont également identifiées et le bassin de part de sa taille, laissait supposer, pour les permis négociables, un marché d'échange potentiel suffisamment important. En outre, alors que jusqu'à présent une unanimité s'était dégagée autour de la nécessité de réduire les émissions, il semble désormais que les conditions économiques et l'importance des résultats déjà obtenus poussent les acteurs concernés à la recherche de solutions de moindre coût. Le programme Rhin 2020 fait ainsi, pour la première fois, explicitement référence à la nécessaire évaluation du coût de la mise en œuvre de la régulation environnementale (CIPR, 2001). Dans ce cadre, plusieurs instruments économiques sont envisageables en pratique, mais nous avons décidé de nous intéresser plus particulièrement aux permis d'émission négociables et aux systèmes de taxe-subvention. Il s'agit des deux instruments les plus discutés actuellement et dont le recours s'est largement développé dans la réalité (Saulnier, 2007b).

Pour pouvoir comparer les instruments, il faut néanmoins être en mesure de quantifier quels bénéfices de tels systèmes pourraient éventuellement apporter par rapport à la régulation actuelle. C'est précisément sur cette question, à travers l'évaluation de l'efficacité des différents instruments que nous nous penchons dans cet article. Nous privilégions pour cela une situation d'équilibre partiel où les autres marchés sont à l'équilibre. Nous distinguons différentes catégories de sources indépendantes et dont on suppose qu'elles font preuve d'un comportement rationnel. Les spécificités inhérentes à la régulation des rejets azotés dans les

eaux du bassin sont également intégrées. Une première partie est donc consacrée à la présentation du cadre d'analyse et de simulation et revient sur le système de régulation actuel dans le bassin rhénan et sur le modèle d'estimation des émissions et des courbes de coût marginal d'épuration. Les simulations effectuées et les résultats obtenus en terme d'efficacité économique et environnementale sont ensuite détaillés. Dans la seconde partie, les résultats sont analysés et les conclusions que permettent de tirer les simulations sont discutées. Nous en exposons notamment les limites avant de terminer en nous interrogeant plus largement sur l'opportunité du recours à un système de permis négociables pour la gestion qualitative de la ressource en eau en Europe.

2. Cadre conceptuel d'évaluation et simulations effectuées.

La comparaison des différents instruments est réalisée à travers la simulation de la mise en œuvre effective de ces instruments pour réduire les émissions azotées dans le bassin rhénan. Dans cette partie, les éléments constitutifs du modèle d'évaluation sont donc d'abord décrits. Les différentes configurations d'instruments simulées et l'ensemble des hypothèses retenues sont ensuite détaillés.

2.1. Présentation du cadre conceptuel d'évaluation.

La régulation des émissions azotées dans le bassin rhénan a été formalisée par Saulnier (2008) qui, sur la base des travaux de Millock et al., (2002) et Romstad (2003), propose un modèle d'analyse qui s'organise en deux étapes. Simplement, dans le bassin rhénan, les valeurs maximales autorisées aux différents récepteurs sont respectées. Nous ne somme donc plus situés dans la première étape du modèle où le régulateur a pour priorité de faire respecter les objectifs en imposant des plafonds d'émissions (q_k*) pour les sources ponctuelles et les régions du bassin. Dans la seconde étape du modèle, toute régulation supplémentaire des émissions dans les eaux n'est plus accompagnée d'objectifs individualisés. Le modèle se réduit à un simple modèle d'émission avec k sources (*i*j sources ponctuelles + j sources diffuses*) et un objectif de réduction de 50%. L'approche est sectorielle avant d'être géographique, en ce sens que chaque secteur est supposé être indépendant et que les régions sont présumées contrôler chaque secteur séparément. En d'autres termes les régions et les pays adoptent des stratégies sectorielles comme cela est d'ailleurs le cas dans la réalité. La quantité totale d'émissions d'origine anthropique est donnée par :

$$Q = \sum_k (q_k) \qquad avec\ q_k \leq q_k^* \qquad (1)$$

L'objectif environnemental supplémentaire porte sur la réduction globale du total des rejets dans les eaux du bassin au-delà des valeurs maximales autorisées. Il est simplement défini par :

$$Q^{obj} = 50\% * Q \qquad (2)$$

Sachant q'un régulateur qui a pour but d'assurer une régulation efficace va chercher à ce que les réductions supplémentaires qu'il envisage se fassent au moindre coût possible pour les sources concernées, il doit désormais résoudre :

$$\min \sum_k C_k(r_k) \qquad (3)$$

sous la contrainte $\sum_k (q_k - r_k) \le Q^{obj}$ (4)

et $r_k \ge 0$ (5)

avec k= 1, …, K

Nous obtenons les conditions de Kuhn-Tucker associées à ce problème :

$$\frac{\partial C_k(r_k)}{\partial r_k} - \lambda \ge 0 \qquad \text{pour k = 1, …, K} \qquad (6)$$

$$r_k * \left(\frac{\partial C_k(r_k)}{\partial r_k} - \lambda \right) = 0 \qquad \text{pour k = 1, …, K} \qquad (7)$$

$$\sum_k (q_k - r_k) \le Q^{obj} \qquad (8)$$

$$\lambda * \left[\sum_i (q_k - r_k) - Q^{obj} \right] = 0 \qquad (9)$$

$$r_k \ge 0; \lambda \ge 0 \qquad \text{k = 1, …, K} \qquad (10)$$

Où les fonctions $C_k(r_k)$ représentent les fonctions de coût de réduction des émissions pour les différentes sources, et r_k les quantités de réduction d'émissions au-delà des plafonds ($q_k \le q_k$*). Les conclusions sont que le coût total de réduction des émissions est minimum lorsque les coûts marginaux d'épuration sont égaux entre toutes les sources. Dans ce modèle, c'est donc l'efficacité économique de chaque instrument que nous évaluons, l'objectif étant de voir si les gains permis par ailleurs seraient suffisamment importants pour justifier une adaptation de l'orientation actuelle. A bénéfice identique, c'est en effet le gain en terme de réduction des coûts d'épuration comparé au coût additionnel d'adaptation pour le régulateur qui peut nous éclairer sur l'opportunité du recours à un instrument préférablement à un autre. Les acteurs du système sont les secteurs d'émission agricole, industriel et communal dans les 15 régions du bassin, soit au total 45 secteurs. Les fonctions d'émission et de coût d'épuration estimées par Saulnier (2008) sont les éléments qui vont nous servir à évaluer l'efficacité des instruments en terme de moindre coût de réduction des émissions rejetées dans les eaux du bassin.

En ce qui concerne les émissions de chaque sources, celles-ci sont obtenue à partir d'un modèle hydrologique à moyen terme, calibré pour le bassin rhénan sur la base des travaux de Berendt (1996) et De Wit et al., (2000). Celui-ci fournit une représentation des phénomènes

physiques qui interviennent dans le transport de l'azote et explique les variations temporelles et spatiales observées dans les quantités moyennes d'azote transportées[1]. Nous utilisons la version du modèle qui s'intéresse aux rejets à moyen terme, c'est-à-dire à moins de 5 années d'intervalle entre le moment où les rejets sont effectués et celui où ils rejoignent les eaux du bassin. Le problème se pose en réalité principalement pour l'agriculture où une partie des émissions transite pendant de longues années dans les sols et dans les nappes souterraines avant de rejoindre les eaux de surface. De Wit et al., (2000), fournissent une estimation du phénomène pour les émissions azotées dans le bassin rhénan. Ils concluent que environ 17% des rejets agricoles à la source circulent profondément dans les nappes à un horizon qui peut aller jusqu'à plus de 20 années avant de rejoindre les eaux du bassin. Nous ne prenons pas en compte cette partie des émissions, d'une part parce qu'il n'est pas possible d'en évaluer les conséquences à court terme sur la qualité environnementale, d'autre part, parce que l'horizon de temps ne s'inscrit plus dans le cadre des programmes de restauration actuel et que l'estimation des coûts associés sur une période aussi longue sont peu pertinents. Formellement, les émissions dans chaque district hydrographique sont calculées à partir des mesures de quantités transportées faites à $r = 8$ récepteurs. Soit lr le district hydrographique le plus aval des districts hydrographiques en amont du récepteur r, c'est-à-dire le district hydrographique associé au récepteur r, la quantité moyenne d'émissions azotées rejetées dans ce district hydrographique s'écrit[2] :

$$l_r = \sum_k (\lambda_{rk} * q_k) \qquad (11)$$

avec

$$l_r = \frac{L_r}{[1/(1+\kappa * s_r{}^{\beta})]} - \sum_{r=1}^{r-1} lr \qquad \text{r = 1, …, 8} \qquad (12)$$

Dans la première équation, q_k représentent la quantité moyenne totale rejetée dans les eaux du bassin par les centres urbains, les sources industrielles et l'agriculture dans chaque région. Les λ_{rk} sont des coefficients qui figurent la part des rejets de chaque secteur de chaque région qui est déversée dans le district hydrographique associé au récepteur r. Dans la seconde équation, le premier terme du second membre de l'équation ne désigne rien d'autre que le total des émissions pour tous les districts hydrographiques en amont du récepteur r, c'est-à-dire les émissions pour le bassin total associé à ce récepteur. Lr est la quantité totale moyenne d'azote transportée, mesurée au niveau du récepteur r Le dénominateur corrige pour les pertes dans les eaux de surface qui interviennent du fait des phénomènes de nitrification dénitrification et qui sont liés à l'écoulement spécifique s_r dans le bassin total en amont du récepteur concerné[3]. Le second terme représente, lui, le total pour tous les districts hydrographiques en amont de r à l'exception du district hydrographique r qui est justement celui dont nous cherchons à évaluer les émissions. Ce modèle nous permet donc d'obtenir, à partir des mesures de quantité d'azote

[1] Pour une revue sur d'autres types de modèles hydrologiques voir Andersson et Arheimer, 2002.

[2] lr est donc la somme des rejets directs d'azote et des rejets indirects via le sol et la nappe phréatique, c'est-à-dire en fait toutes les quantités d'azote qui arrivent dans les eaux du bassin total associé au récepteur.

[3] Les paramètres du modèle, c'est-à-dire les paramètres κ et β ainsi que les valeurs sr pour les récepteurs que nous avons retenus sont tirés du travail de De Wit (2000) sur le transport des rejets azotés dans le bassin rhénan.

transportées dans le fleuve, la quantité d'émission de chaque secteur dans les régions du bassin (Saulnier, 2008).

En ce qui concerne les courbes de coût marginal de réduction des émissions, nous privilégions une approche dite "ascendante", c'est à dire basée sur des évaluations microéconomiques[4]. Il s'agit d'une méthode éprouvée que l'on retrouve dans de nombreuses études empiriques (voir entre autres O'Neil et al., 1983 ; Hanley et al., 1998 ; Turner et al., 1999 ; Schwabe, 2000 ; Bennet et al., 2000 ou encore Atkinson et Morton, 2004). Nous distinguons différentes catégories de sources dont on suppose qu'elles sont indépendantes et font preuve d'un comportement rationnel. Plus précisément, cela signifie que lorsqu'elles sont libres de choisir les mesures d'épuration qu'elles peuvent adopter, les sources commencent par appliquer celles qui sont les moins coûteuses. Elles n'ont recours aux techniques les plus coûteuses que lorsqu'elles doivent procéder à des réductions supplémentaires. Formellement, soient m_k les mesures à la disposition de la source k pour réduire ces émissions, c^m_k le coût total de l'application de la mesure m, r_{mk} la quantité d'émission potentiellement réduite et μ^m_k le pourcentage d'utilisation potentiel de la mesure m, chaque source est confrontée au choix de la combinaison de techniques qu'elle va employer, étant donnée la quantité d'émission $Nred_k$ qu'elle envisage de réduire :

$$Min \sum_m \mu_k^m c_k^m \tag{13}$$

Sous la série de contraintes suivantes :

$$\sum_m \mu_k^m * r_k^m = q_k * Nred_k \tag{14}$$

$$A^m \leq B \tag{15}$$
$$\mu^m{}_j \geq 0 \text{ et } \mu^m{}_j \leq 1$$

avec A une matrice qui reprends les critères techniques associées aux μ_{mk}, et dont la valeur doit être inférieure ou égale à la contrainte représentée par B. En faisant varier l'objectif de 1% entre 0 et le maximum de réduction possible, nous obtenons après résolution du programme de minimisation une série de points qui représentent le coût total de réduction des émissions à chaque fois que l'objectif de réduction des émissions augmente de 1%. En faisant l'hypothèse que la courbe de coût total a un caractère continu, l'estimation par les moindres carrés ordinaires fait apparaître que la courbe de coût total (*Ctot*) est la mieux représentée par une fonction de type cubique. La courbe de coût marginal (*Cmar*)de réduction des émissions est simplement calculée par dérivation de la courbe de coût total. Il s'agit d'une courbe de type quadratique ce qui, comme pour la courbe de coût total, est un résultat standard des travaux existants.

[4] Pour une revue des autres approches possibles voir Criqui et al., 1999 et De Cara et Jayet, 2000.

$$Ctot_k = \theta_k * r_k^{\,3} + \sigma_k * r_k^{\,2} \quad (16)$$

$$Cmar_k = 3 * \theta_k * r_k^{\,2} + 2 * \sigma_k * r_k \quad (17)$$

Avec rk la quantité de réduction d'émissions azotées totale en tonnes ; θ et σ les coefficients de l'équation. Les opérations présentées ci-dessus ainsi que le programme de minimisation sous contrainte sont reconduites pour l'ensemble des régions. Cela nous permet d'obtenir les courbes de coût marginal de réduction des émissions pour chaque secteur dans chacune des 15 régions du bassin (*voir annexe I*)[5]. Les coûts marginaux vont nous éclairer sur l'efficacité économique des différents modes de régulation envisagés, la condition d'égalisation des coûts marginaux entre les sources devant être satisfaite pour une régulation au moindre coût possible (Baumol et Oates, 1988). Les coûts marginaux vont également nous servir à affiner l'analyse en pointant les secteurs ayant la capacité d'atteindre les objectifs au moindre coût. Les coûts totaux, quant à eux, vont nous permettre de comparer les différents modes de régulation envisagés et de juger de l'impact financier de leur application sur les différents secteurs. Le but est maintenant, dans le cadre actuel de régulation, de simuler la possibilité de la mise en place de ces instruments et de déterminer dans quelle mesure ils peuvent être une alternative efficace à la régulation proposée par la CIPR.

2.2. La situation de référence : simulation de la régulation par la norme uniforme.

L'approche réglementaire a souvent été favorisée sans que l'efficacité économique des systèmes mis en œuvre ne soit évaluée. La CIPR a ainsi préconisé d'appliquer un objectif de 50 % de réduction à l'ensemble des secteurs d'activité. Or, réduire uniformément des rejets va entraîner une charge élevée pour les sources pour lesquelles il est relativement plus coûteux de réduire leur émissions et ne va pas prendre en compte les capacités d'épuration à moindre coût dans d'autres secteurs. Si les études théoriques existantes concluent dès lors à la supériorité des instruments économiques par rapport à l'approche réglementaire, les résultats des évaluations ex-post sont parfois moins catégoriques (OCDE 2004, 2006). Dans la pratique, l'efficacité relative des instruments les uns par rapport aux autres n'est donc pas toujours aussi défavorable à la flexibilisation du cadre réglementaire existant (Oates et al., 1989 ; Cros, 1998). Cela nous amène à simuler d'une part une situation théorique de référence, qui va consister à l'application simple d'une norme uniforme de 50% de réduction des émissions. D'autre part, comme nous disposons d'un certain recul, nous évaluons également les résultats de l'approche réglementaire telle qu'elle a été mise en œuvre par la CIPR. Le but est de voir si dans la réalité, et compte tenu des nombreux facteurs qui peuvent intervenir dans le cadre empirique, l'inefficacité économique de l'approche réglementaire a été aussi importante que ce que prévoyait l'évaluation théorique.

[5] Les techniques ainsi que les coûts ont été estimés en Euros de 1999. Il s'agit des techniques d'épuration identifiées dans la littérature avant 1999. Cela ne semble pas être problématique puisque, si les technologies ont fortement évolué dans les années 1990, elles sont depuis plus ou moins identiques. Il ne semble pas non plus que leurs prix aient baissé de manière significative depuis cette période. Nous comparons en outre les instruments pour les mêmes techniques et les mêmes coûts, le raisonnement se fait donc en termes relatifs.

La simulation qui va servir de référence est donc celle de l'imposition d'une norme uniforme de 50% de réduction des émissions à chaque secteur du bassin. Pour cela, les émissions finales correspondant au respect de l'objectif sont d'abord calculées. Puis nous vérifions que celle-ci soient bien inférieures à la limite de réduction de ce que permet l'application des techniques existantes (q_{min}). Lorsque ce n'est pas le cas, c'est la valeur de cette limite qui est utilisée. Les quantités de réduction finale d'émissions sont obtenues par simple soustraction entre les rejets initiaux et les rejets après imposition de la norme. Finalement, sur la base de ces quantités de réduction et des fonctions de coût estimées, le coût total et le coût marginal sont simplement calculés pour l'ensemble des 45 secteurs d'activité. Formellement, avec un objectif de 50%, chaque source doit donc réduire ses émissions d'une quantité rk correspondante :

$$r_k = (50\% * q_k) \qquad avec\ q_k - r_k > q_{min} \tag{18}$$

Le coût total et le coût marginal de cette réduction sont donnés respectivement par les équations (17) et (18) ci-dessus. Nous menons donc une analyse avant tout de statique comparative qui évalue les instruments par rapport à leur résultat une fois l'équilibre atteint, l'installation de nouvelles techniques ne pouvant en effet pas se faire immédiatement. Les secteurs sont en outre supposés se soumettre complètement à la norme. Ils respectent donc les objectifs fixés et la régulation se fait sans coût. Le résultat d'une telle politique est que le coût marginal à l'équilibre est différent pour chaque secteur, avec une moyenne de 30 Euros par kg d'azote rejeté dans les eaux du bassin pour l'agriculture, contre seulement 8 Euros dans l'industrie et 6 Euros dans le secteur communal (voir *annexe I*). Lorsque l'on regarde plus en détail, en terme de coût net total par secteur, quel pourrait être l'effet de l'application d'une telle norme, les résultats confirment que l'agriculture est bien le secteur qui devrait faire face aux coûts les plus élevés comme l'illustre la figure de *l'annexe II*. Les secteurs de l'agriculture aux Pays-bas, en Suisse, en Rhénanie du Nord Westphalie, et au Baden Wurtemberg sont, dans l'ordre, ceux qui affichent les coûts totaux les plus élevés. Ces quatre régions sont aussi celles qui, en prenant en compte l'ensemble des secteurs, vont être confrontées aux coûts totaux les plus importants, la Rhénanie du Nord Westphalie présentant également les secteurs communal et industriel avec les coûts totaux les plus importants.

Nous pouvons d'ores et déjà en conclure que le coût total de la réduction que nous estimons à 1600 millions d'Euros n'est pas le plus faible possible. Il est vraisemblable que des économies importantes puissent être réalisées en mettant plus à contribution le secteur communal et le secteur industriel que l'agriculture. De ce point de vue, l'évaluation de la situation théorique de moindre coût va nous éclairer sur le gain potentiel en terme de coût total d'épuration, qui pourrait être obtenu par l'application d'une régulation efficace. Pour cela, il nous faut déterminer le prix implicite de la réduction d'une unité d'émission à l'équilibre. Nous résolvons donc l'équation du second degré correspondant aux courbes de coût marginal pour différent prix d'équilibre, ce qui nous donne les quantités de réduction d'émissions pour chaque secteur. Cette opération est répétée par itération successive de prix jusqu'à ce que le prix qui permette d'atteindre une réduction de 50% des émissions soit atteint. Sur la base du prix d'équilibre obtenu, les quantités de réduction d'émission étant connues, il ne nous reste finalement plus qu'à calculer les coûts correspondants pour les 45 secteurs d'activité. Nous vérifions bien entendu toujours tout au long du processus que les réductions envisagées restent bien inférieures à la limite de réduction de ce que permet l'application des techniques existantes. Le résultat est que le prix d'équilibre du modèle va se fixer à 10,2 Euros pour un

objectif de 50% correspondant à une réduction totale de 238759 tonnes d'émissions. L'égalité entre les coûts marginaux nous garantis en outre que ce résultat a bien été atteint avec le coût le plus bas possible pour chaque secteur. Le coût net total est de 953 millions d'euros, soit une économie de plus de 40% par rapport à la norme uniforme.

La norme uniforme préconisée par la CIPR n'est donc pas une solution de moindre coût et, d'un point de vue économique, apparaît comme un instrument de régulation inefficace. Ce résultat n'a rien de surprenant et confirme les conclusions des études existantes sur l'inefficacité économique manifeste de l'approche réglementaire par la norme uniforme. Toutefois, comme nous l'avons évoqué, les propriétés théoriques générales d'efficacité économique d'un instrument ne suffisent pas forcément à asseoir son efficacité pratique lorsque cet instrument est plongé dans un contexte institutionnel, social, et économique particulier. Notamment le résultat précédent suppose que les différentes sources vont se soumettre à l'obligation qui leur est faite et supporter le surcoût imposé par la norme uniforme. Il s'agit d'une vision simpliste de la relation entre le régulateur et les sources d'émissions, qui est loin de pouvoir décrire ce que l'on observe dans la réalité. Il s'agit néanmoins d'une hypothèse courante des évaluations ex ante qui, à défaut de vouloir entrer dans des analyses de toute façon incertaines sur le comportement supposé des différents acteurs, s'avère commode et peut se justifier. Dans notre cas, l'avantage est que nous pouvons mener une analyse ex post sur les réductions d'émissions déjà effectuées entre 1985 et 1999 par les différents secteurs. Il nous suffit pour cela, sur la base des émissions de 1999, de calculer les coûts associés aux efforts consentis, puis de comparer les résultats à ceux des situations théoriques que nous venons de décrire. La première chose que l'on peut dire est que, comme nous l'avons souligné, l'objectif de 50% n'est pas atteint. Selon nos calculs, la réduction serait pour les sources anthropiques d'un peu plus de 21% en 1999 par rapport à 1985[6]. Ce seul état de fait montre déjà que les sources ne répondent pas spontanément à la sollicitation de la réglementation et ne remplissent pas les objectifs assignés sans tenir compte des coûts engendrés.

De plus, lorsque nous regardons en détail les secteurs qui ont réduit leurs rejets, il se trouve précisément que ceux qui affichent les efforts les plus importants sont également ceux dont les coûts marginaux d'épuration sont les plus faibles. Le résultat, s'il améliore la situation par rapport à ce qu'aurait été l'imposition d'une norme uniforme qui assure le même niveau d'épuration[7], est cependant loin du bénéfice que procurerait un système de régulation au moindre coût. Le problème est que l'industrie a été le secteur qui a le plus réduit ses rejets, au-delà même de ce qu'une situation de moindre coût aurait exigé, puisque en moyenne sur toutes les régions, la réduction atteint 39%, alors que la situation de moindre coût aurait seulement demandé 28%. Le secteur communal et le secteur agricole, ont, quant à eux, épuré en dessous de ce que l'efficacité aurait demandé. La baisse a été en moyenne de respectivement 26% et 7%, au lieu de 32% et 12% requis pour une efficacité maximale. D'un point de vue régional, l'effort a été particulièrement prononcé aux Pays Bas et dans les régions allemandes, notamment en Rhénanie du Nord Westphalie. En outre, si l'on extrapole la situation actuelle en conservant la répartition de l'effort d'épuration telle qu'elle est en 1999 et en augmentant progressivement les pourcentages de réduction, il apparaît qu'il ne sera difficile d'aller au-delà

[6] La CIPR (2003) avance un chiffre de 28% pour 2000, la différence pouvant être complètement expliquée par le fait que nous utilisons des moyennes sur 5 années et non les valeurs annuelles, que le milieu des années 1980 correspond au pic d'émissions et que la baisse est importante sur les dernières années.
[7] C'est-à-dire une norme uniforme de 21% de réduction des émissions.

d'une réduction de 42%. Le respect de l'objectif de 50% ne pourra par conséquent vraisemblablement pas être atteint sans mettre à contribution de manière plus forte qu'actuellement les sources agricoles et communales.

2.3. Simulation d'un système de taxe-subvention.

L'approche réglementaire, n'a pas d'une part été en mesure de conduire au respect de l'objectif environnemental et, d'autre part, n'assure pas une régulation au moindre coût. Il nous faut maintenant analyser si un système de taxe-subvention, en théorie un instrument de régulation efficace d'un point de vue économique (Mummy, 1980 ; Baumol et Oates, 1988), permettrait d'améliorer la politique menée par la CIPR. Pour comparer les instruments, les hypothèses, l'objectif et l'organisation du système sont conservés et le modèle d'évaluation reste identique. Seul l'instrument de régulation utilisé va changer, l'efficacité du système étant toujours appréhendée par le moindre coût de réduction des émissions pour atteindre l'objectif. Avant de procéder à la simulation à proprement parler, il nous reste à décrire comment le système va fonctionner dans la pratique. Tout d'abord, la détermination des taux de taxe et de subvention est généralement difficile et controversée[8]. Un mécanisme de gestion simple consiste cependant à considérer un système pour lequel l'ensemble des recettes de l'imposition de la taxe est entièrement réaffecté au versement de la subvention[9]. Dans la pratique, un autre problème va concerner l'autorité chargée d'administrer le système, de percevoir les taxes et de distribuer les subventions. La CIPR devrait éventuellement jouer ce rôle, mais, dans la configuration de ses attributions actuelles, celle-ci ne pourra pas remplir cette fonction. Un coût d'adaptation et des aménagements importants sont donc à prévoir. Cette réflexion nous amène d'ailleurs à évoquer un troisième problème qui risque d'entraver la mise en œuvre d'une taxe-subvention globale, à savoir l'existence préliminaire de systèmes au niveau national. En effet, le recours à la taxe-subvention en France, en Allemagne et surtout aux Pays Bas est déjà développé et organisé. Il est donc difficile d'envisager que ces pays vont accepter de laisser le soin à un organisme transfrontalier de gérer un système global, chaque état cherchant avant tout à conserver ses prérogatives.

Une question connexe est d'ailleurs celle de l'attribution du droit de fixer le montant de taxation. Ainsi en France, celui-ci a été enlevé aux agences de l'eau par le Parlement en raison du caractère non légal d'une telle décentralisation fiscale. Au niveau européen, tout ce qui touche à la politique fiscale reste cantonné aux seules prérogatives des états. Il est dès lors possible de s'interroger sur la faisabilité de systèmes de régulation par les prix qui puissent se défaire de cette emprise du cadre national. Un dernier problème concerne l'acceptabilité du système et le degré de volonté des sources à payer pour la réduction des émissions d'autres sources. Il n'est ainsi pas certain que les états acceptent que leurs sources nationales payent pour financer des équipements de réduction des émissions ou des pratiques agricoles différentes dans d'autres parties du bassin. Certaines sources étant contributrices nettes, il convient de s'interroger sur la propension de ces sources à accepter cet état de fait, la question

[8] Pour une analyse théorique des mécanismes sous-jacents des systèmes de taxe-subvention et pour une revue des applications existantes pour la gestion qualitative de la ressource en eau voir Baumol et Oates, 1988 et Saulnier, 2007b.

[9] Il s'agit par exemple de l'approche adoptée par les agences de l'eau en France et qui nous évite ici d'avoir à s'intéresser aux problèmes annexes de financement des subventions.

étant de savoir si, au final, chacune ne préférera pas s'exprimer en faveur d'un système qui s'organise par secteur ou au niveau national. Ce peut être le cas par exemple pour l'agriculture qui dans la réalité a jusqu'à présent plus ou moins réussi à échapper à une régulation qui soit à la hauteur des quantités d'émissions que ce secteur déverse dans les eaux. Le fait que les rejets soient diffus et le soutien dont bénéficient les agriculteurs au niveau politique peut expliquer en partie pourquoi la charge a pour l'instant essentiellement reposé sur les communes et les industries. Devant l'éventualité d'un système qui les pénalise plus fortement, on peut donc s'attendre à ce que ces sources plaident pour une approche plus décentralisée à un niveau sur lequel elles ont une emprise plus forte[10].

Pour prendre en compte l'ensemble de ces éléments, nous réalisons une simulation de généralisation d'un système de taxe-subvention à l'ensemble du bassin mais en fixant la détermination des montants de taxe (*T*) et de subvention (*S*) au niveau national. Cela signifie que ce qui est prélevé dans le secteur d'un pays particulier ne peut être reversé que dans un autre secteur de ce même pays. Pour plus de réalisme, nous réalisons la simulation avec les différentiels de taux de taxation actuel en Allemagne, France et Pays Bas et le taux efficace pour les autres pays, en faisant l'hypothèse que le système puisse être étendu de manière uniforme à l'ensemble des secteurs. Nous supposons également, comme c'est généralement le cas dans la réalité, que seulement 90% des recettes peuvent être redistribuées sous la forme d'une subvention à la réduction des émissions. Les 10% restants sont censés couvrir les coûts administratifs et les autres frais annexes de gestion du système. De plus nous supposons, l'objectif de réduction des émissions étant connu, que chaque régulateur national choisit les montants de taxe et de subvention qui équilibrent son budget et qui sont tels que l'incitation fournie par le système de taxe-subvention assure que l'objectif environnemental visé est atteint de manière efficace. Le régulateur cherche en effet à assurer une régulation qui se fasse au moindre coût, ce qui le conduit à retenir des montants de taxe et de subvention tels que la somme des deux soit égale au prix implicite d'une unité d'émission à l'équilibre dans chaque pays. Le système s'organise alors de telle façon que chaque régulateur prélève une taxe avec payement et distribue une subvention pour la réduction supplémentaire des émissions jusqu'à hauteur d'un montant maximum tel que les recettes anticipées soient redistribuées. Chaque source opère donc un arbitrage entre le paiement de la taxe, le montant de subvention qu'elle peut éventuellement percevoir et la réduction de ses émissions. Elles sont donc confrontées à la résolution du problème suivant :

$$\underset{r_i \geq 0}{Min}\left[\left(C_k\left(r_k\right) + T \times \left(q_k - r_k\right) - S \times \left(50\% \times q_k - \left(q_k - r_k\right)\right)\right)\right] \qquad (19)$$

avec $S = 0$ si $50\% * q_k < (q_k - r_k)$

et $q_k - r_k > q_{min}$

Du point de vue de la simulation, sur la base des montants de taxe et de subvention, nous procédons par itération successive des montants de taxe de telle sorte que la réduction totale

[10] Le passage d'un système global à un système décentralisé au niveau de chaque secteur de chaque état fait toutefois que le système perd en flexibilité et que le gain potentiel en terme de moindre coût diminue.

d'émission soit bien de 50% et que la somme de la taxe et de la subvention corresponde au prix d'équilibre. Sur la base de ces montants, les réductions pour chaque secteur sont obtenues par résolution de l'équation du second degré relative à chaque fonction de coût marginal (voir *équation 17*). Les quantités de réduction d'émission étant connues pour chaque secteur, le coût total et le coût marginal sont finalement simplement calculées pour les 45 secteurs d'activité. A chaque étape, nous contrôlons toujours que les réductions envisagées restent inférieures aux limites (q_{min}) pour chaque secteur. Comme pour la norme uniforme, notre analyse est statique et l'évaluation ne se fait pas annuellement mais sur l'ensemble de la période. Le résultat est que, avec les montants de taxe obtenus (voir *tableau 1* ci-dessous), le régulateur obtient un budget de l'ordre de 980 millions d'Euros. Les secteurs les plus pénalisés sont ceux qui rejettent le plus d'émissions résiduelles, c'est-à-dire ceux qui ont les coûts marginaux d'épuration et les rejets initiaux les plus élevés. Le secteur agricole aux Pays-Bas verse ainsi le montant de taxe résiduelle le plus important, devant le secteur communal en Rhénanie du Nord Westphalie. La Rhénanie du Nord Westphalie est la région la plus pénalisée devant les Pays Bas, son industrie étant celle qui serait la plus taxée et son agriculture étant la troisième plus taxée après celle des Pays Bas et de la Suisse. De manière générale, le secteur agricole et le secteur communal ressortent comme ceux qui devront s'acquitter des payements les plus forts. En ce qui concerne la subvention, les montants versés par kilo d'émission supplémentaire réduit, conduisent à l'épuration additionnelle d'un peu plus de 138000 tonnes d'azote par rapport aux 100000 tonnes de réduction dues à la taxe. Les calculs font ressortir que les secteurs ayant le plus recours à la subvention sont avant tout les communes et l'industrie, les versements les plus élevés se faisant, dans l'ordre, au profit des communes de Rhénanie du Nord Westphalie, des Pays Bas et du Bade Wurtemberg. La Rhénanie du Nord Westphalie est la région qui fait le plus appel à la subvention, son industrie étant la plus subventionnée et son agriculture étant la troisième plus subventionnée après celle des Pays Bas et de la Suisse.

Tableau 1 : montants nationaux de taxe et de subvention (source: Saulnier, 2007b).

	montant taxe (Euros / kg N)	montant subvention (Euros/ kgN)
Autriche	4,6	15,7
Suisse et Liechtenstein	4,6	15,7
Allemagne	2,8	7,4
Belgique	4,6	15,7
Luxembourg	4,6	15,7
France	0,7	3,4
Pays-Bas	3,7	10,3

Lorsque l'on fait la différence entre les montants de subvention perçus et les montants de taxe résiduelle versés, il apparaît que le secteur industriel, et surtout le secteur communal, sont les bénéficiaires nets du transfert, alors que l'agriculture est contributrice nette. Cela s'explique, pour cette dernière, par des coûts marginaux d'épuration et des quantités d'émissions initiales élevées, alors que les communes affichent par exemple des coûts marginaux jusqu'à 10 fois plus faibles. Au total, la réduction d'émission de plus de 238000 tonnes correspond bien à l'objectif de 50% fixé au départ (voir *tableau 2*). En ce qui concerne le coût net total par secteur, les résultats montrent que, si l'agriculture bénéficie moins du mécanisme de redevance subvention, elle réduit également moins ses rejets. L'industrie, dans une position intermédiaire, affiche en général des coûts nets moindres. Les secteurs les plus mis à contribution sont, dans l'ordre, l'agriculture aux Pays Bas, les communes en Rhénanie du

Nord Westphalie, l'agriculture en Suisse puis les communes aux Pays Bas, l'agriculture en Rhénanie du Nord Westphalie et les communes dans la région du Baden Wurtemberg. Le coût net total, c'est à dire le coût de l'épuration plus le montant total de taxe versé moins le montant total de subvention perçu, est alors de 1147 millions d'euros. L'égalité entre les coûts marginaux nous assure que l'instrument permet bien d'assurer une régulation au moindre coût au niveau national[11]. Sur l'ensemble du bassin, cela représente un gain d'efficacité de 28% par rapport au coût qu'imposerait une norme uniforme. Nous sommes toutefois loin du gain possible avec la solution de moindre coût (40% d'économie). L'approche nationale, et plus largement l'intégration de l'instrument dans le cadre institutionnel existant, a de ce point de vue affecté le système et fait peser un surcoût d'épuration et à réduit la capacité de la taxe-subvention à assurer la régulation au moindre coût.

2.4. Simulation d'un système de permis d'émission négociables.

Les systèmes de permis d'émission négociables utilisent simplement les incitations économiques du marché pour répartir l'effort de réduction des émissions entre les sources, en théorie de la manière la plus efficace possible en terme de coût (Tietenberg, 2007). Dans la pratique, il apparaît qu'un tel système va toutefois devoir être intégré dans le cadre institutionnel existant et son efficacité sera vraisemblablement affectée. Ainsi, nous supposons notamment que la CIPR joue le rôle de coordinateur du marché et supervise les échanges. Cela signifie qu'un accord préalable est requis avant tout échange et c'est la CIPR qui est chargée d'évaluer les réductions d'émission dans chaque secteur[12]. Ce rôle d'agence de gestion du système que nous attribuons à la CIPR entraine un coût d'adaptation et des coûts administratifs additionnels. Une analyse des coûts liés à l'introduction des systèmes de permis pour la gestion qualitative de la ressource en eau aux États-Unis donne un coût moyen non pondéré de la taille des systèmes considérés, d'environ 1.2 millions d'Euros (Saulnier, 2007b). Nous retenons donc cette évaluation que nous ajoutons simplement au coût net total de réduction des émissions en tenant compte du prorata des émissions de chaque région. Cela représenterait un doublement du budget actuel de la CIPR. Ramené aux économies potentielles en terme de coût de réduction des émissions de plus de 600 millions, ce montant reste toutefois faible. De ce point de vue, il ne semble donc pas que les coûts d'organisation à eux seuls seront en mesure d'expliquer le recours à un instrument préférablement à un autre.

En outre, nous envisageons que l'échange entre secteurs tel que porte exclusivement sur les quantités réduites au-delà de l'objectif initial fixé par le régulateur et figuré par l'allocation initiale de permis. En d'autres termes, si un secteur réduit davantage ses émissions que ce que permet son allocation initiale, il peut vendre ses crédits de permis d'émission et, si ce n'est pas le cas, il doit acheter des crédits. Il s'agit donc d'un système où l'échange porte sur des crédits de réduction des émissions. Il est celui qui correspond le mieux au modèle de régulation dans le bassin rhénan. Il s'agit également du système privilégié dans les applications existantes pour la gestion qualitative de la ressource en eau (Saulnier, 2007b). Cela peut s'expliquer par la volonté des régulateurs d'exercer un contrôle administratif plus fort pour augmenter le niveau

[11] Lorsque la limite maximale de réduction des émissions est atteinte, les secteurs ne peuvent épurer d'avantage et leur coût marginal est fixe ce qui explique l'existence à l'équilibre de coûts marginaux plus faibles dans certains secteurs.
[12] Nous considérons pour simplifier, que la participation au système est obligatoire.

d'acceptabilité du système. Il s'agit donc d'un argument en faveur du système qui, dans un contexte de méfiance vis-à-vis des mécanismes de marché en Europe, peut être envisagé comme un atout. En outre, nous savons que conserver une hypothèse de non-existence de coûts de transaction aux échanges n'est pas réaliste (Stavins, 1995). Dans la pratique, le recours à des courtiers peut faciliter les échanges et réduire sensiblement les coûts de transaction, le régulateur pouvant aussi être considéré comme jouant ce rôle. Ces solutions vont néanmoins s'accompagner de coûts administratifs. La question se pose alors de savoir quelle valeur il est le plus plausible de retenir pour intégrer au mieux ce paramètre dans les calculs. Les estimations et les études ex post réalisées sur les systèmes existants permettent de juger de l'importance du problème dans la réalité. Les calculs réalisés fixent un montant dans une fourchette de l'ordre de 10 à 20% de coût supplémentaire (OCDE, 2004) en fonction des mécanismes d'échange existants, de l'organisation du marché et de l'importance de l'offre et de la demande de permis. Nous avons donc simplement choisi de privilégier une hypothèse conservatrice et nous retenons donc un taux de coût de transaction de 20% qui vient s'ajouter au coût de réduction des émissions dans chacun des secteurs.

Pour ce qui est des autres hypothèses relatives au mode de fonctionnement du système de permis, il nous faut rappeler ici que notre objectif n'est pas la recherche du design optimal mais l'évaluation de la capacité de l'instrument à assurer une régulation au moindre coût. Nous n'étudions donc pas en détail l'ensemble des mécanismes existants et exposés dans la littérature[13]. Cela nous amène à envisager un système de permis proche dans sa conception de ceux qui existent déjà, mais sans que celui-ci ne soit dénaturé par un contrôle administratif sur les échanges et des entraves aux échanges[14]. Dans le cas de la réduction des émissions azotées dans le bassin rhénan, nous retenons donc un marché de permis qui permet à chacune des sources à l'intérieur des régions d'échanger des permis avec des sources de la même région ou d'autres régions à condition simplement qu'au final, l'objectif de réduction de 50 % soit respecté globalement. Un marché unique pour l'ensemble du bassin du Rhin serait donc mis en oeuvre, un permis représentant l'autorisation de déverser un kg d'azote total dans les eaux du bassin, quel que soit le lieu de déversement, les eaux de surface étant considérées dans leur ensemble comme le bien à protéger. Le fait de retenir un marché unique est ici pertinent car à la différence de la taxe subvention, il n'existe pas de prérogatives nationales en la matière et le nouveau système devrait être introduit complètement. Il est dès lors plus probable que les négociations sur l'application d'un tel système déboucheront sur une gestion au niveau global plutôt que de manière décentralisée.

Finalement, en ce qui concerne le mécanisme d'allocation des permis, si en théorie les enchères présentent un certain nombre d'avantages, dans les applications pratiques c'est avant tout la distribution gratuite de permis en fonction des émissions passées qui s'est largement

[13] Pour une revue voir Godard ,2001 et OCDE, 2004.

[14] Dans les applications existantes, un taux d'échange était souvent appliqué lorsque les transactions avaient lieu entre des sources ponctuelles et un groupe de sources diffuses (Saulnier, 2007b).. L'objectif de tel taux est de compenser l'incertitude qui existe sur l'impact de la réduction des émissions diffuses. Si nous appliquions un tel taux ici, il faudrait également, pour que les simulations soient comparables, appliquer ce même taux dans le cas de l'étude des autres instruments. L'impact sur la performance relative serait donc en définitive inexistant et l'application d'un tel mécanisme n'apporterait rien à notre réflexion ce qui explique pourquoi nous n'en avons pas fait usage.

imposée (OCDE 2004)[15]. Outre sa simplicité, cette méthode d'allocation a également l'avantage d'épargner la charge financière du payement des permis aux sources. Nous avons donc choisi une distribution gratuite de permis à chaque source d'un nombre correspondant à 50% de leurs émissions de 1985. L'accès de nouveaux entrants se fait par simple déclaration administrative, comme c'est le cas actuellement, avec une possibilité pour le régulateur d'imposer un achat de crédits préliminaire aux sources existantes dans certaines zones particulières si il estime que l'impact des rejets additionnel sur cette zone sera trop important. En outre, nous autorisons une certaine flexibilité temporelle par l'introduction d'un mécanisme de mise en réserve qui offre la possibilité aux sources de conserver leurs crédits sur toute la période[16]. L'emprunt est également autorisé car la mise en œuvre de techniques de réduction des émissions, le changement dans les systèmes productifs agricoles et les investissements dans les stations de traitement des eaux usées étant des opérations qui vont se dérouler sur plusieurs années et les résultats en terme d'amélioration de la qualité des eaux ne seront pas immédiats. Un permis donne donc le droit d'émettre un kilo d'émission par an et est valable sur l'ensemble de la période considérée. Il ne peut être utilisé hors de cette période. Les permis sont réalloués d'année en année en prenant en compte les transferts de l'année précédente sur la durée du programme. Nous faisons l'hypothèse que la réduction est progressive sur l'ensemble de la durée jusqu'à atteindre 50%. L'évaluation se fait toutefois en fin de période en considérant celle-ci dans son ensemble.

Pour être en mesure de comparer les résultats avec ceux obtenus précédemment, nous conservons toujours les mêmes hypothèses et un cadre d'analyse identique. L'évaluation des instruments se fait toujours par rapport à leur efficacité en terme de coût total de réduction des émissions pour atteindre l'objectif environnemental fixé. Avec un système de permis tel que nous venons de le décrire, le régulateur commence par distribuer des permis à l'ensemble des sources pour un montant correspondant à la moitié de leurs rejets en 1985 ($50\%*q_k$). Il laisse ensuite chacune librement choisir quelle stratégie est la plus efficace. Le prix d'équilibre des crédits (CP) est le prix qui égalise la demande agrégée et l'offre de crédits. Chaque source doit faire un arbitrage entre se mettre en conformité avec les permis qu'elle détient, ne pas respecter son objectif et acheter des crédits pour les quantités manquantes ou remplir son objectif et obtenir puis vendre des crédits d'émission. D'un point de vue formel, chaque source doit résoudre le problème suivant :

$$Min(C_k(r_k) + CP \times ((q_k - r_k) - 50\% \times q_k) \qquad (20)$$

avec $q_k - r_k > q_{min}$

Et donc achète $\left|q_k - r_k - 50\% \times q_k\right|$ crédits si $q_k - r_k > 50\% * q_k$,

[15] Cette distribution peut se faire en fonction d'une autre règle (émissions futures, production etc.) et peut être payante selon différentes modalités comme nous l'avons décrit dans le premier chapitre.

[16] Cela permet de réduire l'instabilité des prix de permis, notamment en situation d'incertitude (Godby et al., 1997). En effet, il est possible que les sources ne puissent estimer avec précision la quantité d'émission qu'elles vont produire. Il se peut alors que des variations rapides des prix des permis en fin de période soient observées lorsque les sources constatent leur erreur de prévision et que l'autorité environnementale procède à la vérification de la conformité entre le nombre de permis détenus et les émissions rejetées. Une solution consiste à introduire un système de mise en réserve avec chevauchement des périodes de validité (Carlson et Sholtz, 1994).

Obtient et vend $\left|q_k - r_k - 50\% \times q_k\right|$ crédits si $(q_k - r_k) < 50\% * q_k$.

Du point de vue de la simulation, la détermination du prix d'équilibre nous oblige dans un premier temps, pour trouver les quantités de réduction d'émissions pour chaque secteur, à résoudre l'équation du second degré correspondant aux courbes de coût marginal (voir *équation 17*). Cette opération est répétée par itération successive de prix de permis jusqu'à ce que le prix qui équilibre offre et demande de permis soit déterminé. Dans un second temps, sur la base du prix d'équilibre, les quantités de réduction d'émission étant connues, il ne nous reste plus qu'à calculer les coûts correspondants pour les 45 secteurs d'activité. Nous vérifions bien entendu toujours tout au long du processus que les réductions envisagées restent bien inférieures à la limite de réduction de ce que permet l'application des techniques existantes (q_{min}). Le résultat est que le prix d'équilibre du modèle pour un crédit va se fixer à 12 Euros. Plus de 40000 tonnes d'émissions ont été échangées sur le marché. Cela représente un peu plus de 20% de la réduction totale opérée qui s'élève à plus de 238000 tonnes. Les émissions ont donc bien été réduites de 50%. L'égalité entre les coûts marginaux à l'équilibre nous assure que l'instrument assure régulation efficace. Le coût net total, c'est à dire le coût de l'épuration plus le coût de l'achat de permis moins le bénéfice de la vente de permis pour chaque source, est alors de 1146 millions d'euros, soit, une économie de plus de 28% par rapport à la norme uniforme. Bien que les hypothèses retenues soient relativement différentes dans les deux cas, la perte engendrée par les restrictions pour la taxe subvention et les permis négociables s'avèrent être du même ordre de grandeur. De plus, comme nous pouvions nous y attendre, il s'agit néanmoins d'une efficacité moindre par rapport au 40% de la situation théorique de moindre coût. Tout comme pour la taxe-subvention, la prise en compte du cadre institutionnel et en particulier dans le cas présent des coûts de transaction potentiels, réduit de manière significative le gain attendu du recours à l'instrument économique.

Les secteurs qui vendent des permis sont ceux qui présentent les coûts marginaux les moins élevés et qui ont par conséquent poursuivi l'épuration au-delà de ce que permet leur allocation initiale. Les secteurs communaux de Rhénanie du Nord Westphalie, des Pays-Bas et du Bade-Wurtemberg, qui en outre sont de gros émetteurs sont ainsi en mesure de vendre chacun plus de 5000 crédits. Ces trois régions sont d'ailleurs les plus vendeuses, alors que, au niveau sectoriel, le secteur industriel et le secteur communal apparaissent comme ceux qui seront les vendeurs de permis. Les secteurs qui achètent des permis sont en effet ceux qui ont les coûts marginaux d'épuration et les rejets initiaux les plus élevés, c'est-à-dire ici principalement l'agriculture. A lui seul, ce secteur, aux Pays Bas, devrait acheter plus de 10000 crédits pour rester en conformité avec les quantités d'émission autorisées par son allocation initiale. En ce qui concerne le coût net total par secteur, les résultats montrent que si l'agriculture achète des permis, elle réduit moins dans le même temps ses rejets et économise donc le coût de cette réduction. Elle reste toutefois le secteur qui va supporter le coût net total le plus élevé. Les secteurs communal et industriel récupèrent quant à eux les montants correspondants à la vente de crédits, le secteur communal faisant au final face à des coûts totaux nets supérieurs à ceux de l'industrie. Par rapport à l'approche par la norme uniforme, la vaste majorité des secteurs sont gagnants (*voir annexe II*). Le secteur communal est celui qui bénéficie le plus du système avec, en moyenne, une économie en terme de coût net total de plus de 46% par rapport à la norme uniforme. Les secteurs agricole et industriel affichent cependant des bénéfices remarquables de respectivement plus de 23% et 8%. Les secteurs agricoles aux Pays-bas, en Suisse sont dans l'ordre ceux qui affichent les coûts net totaux les plus élevés. Pour le reste, le secteur communal en Alsace et le secteur industriel en Rhénanie

du Nord Westphalie présentent les coûts nets totaux les plus importants, les Pays Bas étant la région qui globalement devrait faire face au coût net total le plus élevé.

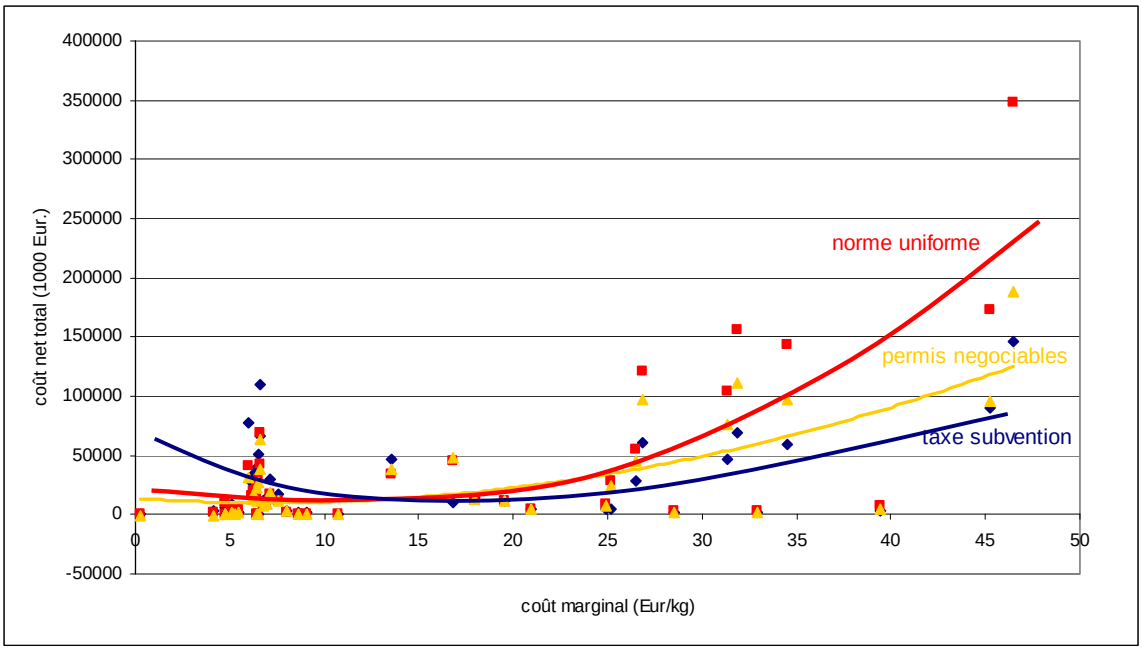
3. Analyses et discussion.

Dans la partie précédente, nous avons simulé les effets de l'application d'une norme uniforme, comme le préconise la CIPR pour réduire les émissions azotées dans le bassin rhénan. En regard nous avons comparé les bénéfices potentiels de l'utilisation des alternatives les plus probables que sont l'instauration d'un système de taxe-subvention et la mise en œuvre d'un système de permis d'émission négociables. Il nous reste maintenant à analyser et à comparer les résultats obtenus puis à en préciser les limites. Enfin, la question de l'avenir des permis d'émission négociables comme instrument de régulation pour la gestion qualitative de la ressource en eau en Europe est abordée.

3.1. Analyse des résultats des simulations réalisées.

Les simulations ont mis en évidence, outre l'impact économique et environnemental global de la mise en œuvre des instruments considérés, les effets sectoriels induits par l'adoption d'un instrument préférablement à un autre. Les instruments n'exercent en effet pas le même niveau de contrainte sur des sources qui présentent des coûts marginaux de réduction hétérogènes et des niveaux initiaux de rejets différents. Dans le cas présent, nous pouvons tirer un certain nombre de conclusions des résultats obtenus. Pour cela, considérons pour chaque secteur, dans chacune des régions, les coûts nets totaux engendrés par l'application de chacun des instruments (voir *annexe II*). Nous constatons que les trois instruments présentent effectivement des différences importantes en terme d'impact sectoriel. La répartition de l'effort entre les secteurs et les sources, en terme de coût de réduction des émissions, est notamment différente suivant que le régulateur utilise un instrument plutôt qu'un autre. La norme uniforme pénalise ainsi toujours plus les sources agricoles. A l'inverse, le système de taxe-subvention est l'instrument qui fait peser la charge la moins importante sur les sources agricoles. D'un autre coté, la taxe-subvention amène des coûts nets totaux les plus élevés dans le secteur communal et dans le secteur industriel, alors que les permis négociables apparaissent comme relativement plus favorable pour ces secteurs. L'impact des instruments est donc fortement lié au coût marginal dans les secteurs concernés. Pour analyser plus en avant cette relation, il est commode de représenter pour chaque secteur, dans chacune des régions, les coûts nets totaux engendrés par l'application de chacun des instruments en fonction des coûts marginaux à l'équilibre après l'imposition d'une réduction uniforme de 50% comme sur la *figure 1 ci-dessous*.

Figure 1 : coût net total de régulation en fonction des coûts marginaux d'épuration dans les différents secteurs d'émission.



Nous retrouvons ici certaines des propriétés théoriques des instruments les uns relativement aux autres. En ce qui concerne la norme uniforme, nous constatons bien qu'elle pénalise toujours davantage les sources qui présentent un coût marginal d'épuration élevé. Par rapport à l'imposition d'une norme uniforme, un système de taxe-subvention permet ainsi en moyenne, pour le secteur agricole, de réduire le coût net total de la régulation de plus de 55%, ce pourcentage tombant à 32% avec un système de permis négociables. De même, il apparaît clairement que le système de taxe-subvention est celui qui fait peser la charge la moins importante sur les sources qui présentent des coûts marginaux élevés, les permis négociables se situant dans une position intermédiaire, plus favorable que celle de la norme uniforme mais moins que celle de la taxe-subvention. Sur la base de ces analyses, nous pouvons donc anticiper une opposition de la part des sources agricoles à une régulation par la norme uniforme et au contraire un soutien plus marqué en faveur des systèmes de permis et de taxe-subvention. De façon analogue, regardons maintenant quelle est la situation pour les secteurs avec les coûts marginaux d'épuration les plus faibles, c'est-à-dire les secteurs industriel et communal. La taxe-subvention impose en effet un coût net total relativement plus élevé que les permis négociables et même plus élevé que la norme uniforme. Ainsi, alors que les permis négociables offrent encore en moyenne des gains de l'ordre de respectivement 18% pour le secteur communal et 4% pour le secteur industriel par rapport à la norme uniforme, la taxe-subvention impose, elle, un coût net total en moyenne supérieur de plus de 55% dans le secteur communal et 60% dans le secteur industriel.

Si l'on peut s'attendre à ce que le secteur agricole soutienne la taxe-subvention, il devrait donc en être différemment en ce qui concerne les sources industrielles et communales, en admettant toujours que la régulation porte sur l'ensemble des secteurs. Cela peut expliquer en partie pourquoi, jusqu'à présent, la régulation par la norme a porté exclusivement sur ces deux secteurs sans qu'une opposition importante ne se manifeste. La question maintenant que l'agriculture va aussi devoir être fortement mise à contribution est de savoir si le consensus qui s'est installé jusque-là va pouvoir perdurer. Quoi qu'il en soit, il est clair que les secteurs et les régions ont des intérêts divergents. Le choix du régulateur, lorsqu'il ne se résume plus

simplement au recours à l'approche réglementaire ou à un instrument économique mais vise à trancher entre deux instruments économiques, est dès lors affecté par les pouvoirs relatifs de chaque agent. En effet, si la taxe-subvention ne fait pas toujours mieux que la norme uniforme lorsque l'on regarde les coûts net totaux individuellement par secteur, les permis négociables en revanche améliorent la situation relative de l'ensemble des secteurs. Le choix du régulateur peut donc paraître simple lorsque l'on considère seulement le cas du choix entre norme uniforme et permis négociables comme ce fut le cas dans la plupart des applications aux États-unis. En revanche, dans la situation plus complexe où la possibilité de recourir à des systèmes de type taxe-subvention est prise en compte, le régulateur devra à nouveau composer avec les intérêts divergents des sources et des secteurs d'émission. En admettant que le choix leur soit offert, certaines se prononceraient plutôt en faveur de la taxe-subvention alors que d'autres plébisciteraient les permis négociables.

3.2. L'opportunité du choix des permis négociables. Quelles conséquences pour la régulation des émissions dans les eaux du Rhin et pour l'action de la CIPR ?

La simple simulation du modèle de régulation en vue d'atteindre l'équilibre économique efficace, si elle permet déjà de tirer un certain nombre de conclusions sur l'impact potentiel de chaque instrument, ne donne qu'une vision partielle du problème. En effet, lorsque les paramètres limitants de la pleine réalisation de cet équilibre sont intégrés, nous constatons une perte importante de gain d'efficacité de plus de 11%, aussi bien pour les systèmes de taxe-subvention que de permis négociables (voir *tableau2*). Cela signifie que le contexte institutionnel existant, à travers les coûts de réorganisation administrative et les coûts de transaction, affectent fortement l'efficacité de l'instrument considéré. Toutefois, il faut souligner que la taxe-subvention et les permis procurent encore des gains d'efficacité économique de près de 28%, c'est-à-dire plus de trois fois les coûts additionnels potentiels liés la mise en œuvre de ces instruments. Il existe donc une marge de progrès et d'amélioration importante de la politique menée actuellement dans le bassin.

Tableau 2 : gains potentiels en terme de coût net total d'épuration procurés par la mise en œuvre des différents instruments.

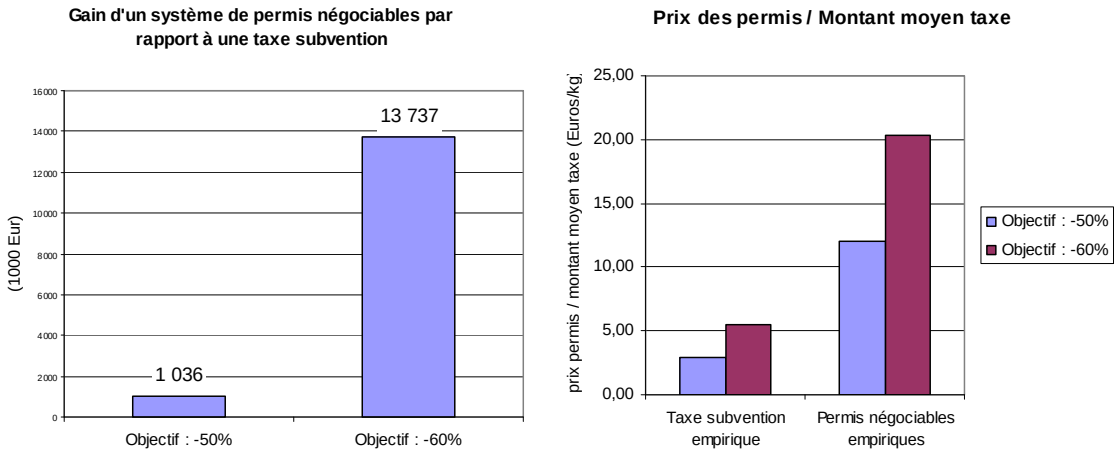
	Norme uniforme théorique	Régulation actuelle extrapolée	Taxe-subvention généralisée	Permis négociables	Moindre coût théorique
Coût total (1000 Eur.)	1.600.561	1.599.966	1.146.708	1.145.672	953.727
Economie réalisée (% / norme uniforme théorique)	0	0,04%	28,36%	28,42%	40,41%
Reduction des émissions (%)	50%	42%	50%	50%	50%
Coûts de transaction (%)	-	-	10%	20%	-
Coûts d'administartion (Mill Eur.)	-	0,6	0,6	1,2	-
Autres contraintes	-	-	Pas de transferts internationaux	-	-

S'il apparaît que l'approche réglementaire actuellement privilégiée peut être rendue plus efficace, la question qui se pose pour le régulateur est alors de savoir quel instrument il va devoir appliquer pour cela. Cette question du choix entre les instruments se pose avec d'autant plus d'acuité que les gains économiques attendus de l'application efficace de la taxe-subvention ou de permis négociables seront, selon nos estimations, quasiment équivalents. La taxe-subvention bénéficie d'un avantage majeur qui est que le système est déjà diffusé et utilisé dans le bassin rhénan et plus largement en Europe. Sa généralisation et son extension à l'ensemble des sources représenteraient donc un changement moins radical que l'adoption et l'introduction d'un système de permis négociables. C'est d'autant plus vrai que la simulation que nous avons réalisée pour la taxe-subvention préserve les prérogatives nationales en matières de régulation, de prélèvement des taxes et de distribution des subventions. A l'inverse, nous avons considéré un système de permis unique pour l'ensemble du bassin dont la mise en œuvre demandera une coopération renforcée entre les pays. L'argument a sans doute une portée négative plus limitée qu'il n'y paraît pour les permis car la coopération est déjà très importante dans le bassin via les programmes d'actions actuels. La CIPR a notamment œuvré depuis de nombreuses années à renforcer les liens entre les pays riverains pour créer un véritable partenariat autour d'un but commun qui est la préservation et la restauration du Rhin. De plus, la directive-cadre sur l'eau oblige désormais à dépasser le strict cadre national dans l'organisation de la gestion de la ressource en eau.

Si l'on admet qu'un tel système puisse voir le jour au niveau du bassin rhénan, l'avantage des permis négociables est alors qu'ils laissent le marché s'occuper de la répartition efficace de l'effort de réduction entre les sources. Le régulateur doit simplement fixer les objectifs de réduction d'émissions initiaux, puis surveiller et valider les réductions réalisées. La taxe-subvention telle qu'elle est actuellement appliquée en Europe demanderait en revanche, pour être efficace, un contrôle administratif plus prononcé. Elle devrait surtout évoluer et être étendue pour pouvoir tenir compte des capacités de réduction à moindre coût dans l'ensemble des secteurs. La simulation que nous avons réalisée montre, en conservant toujours les mêmes hypothèses, que par rapport à la situation actuelle, les taux de taxation appliqués devraient être multipliés par 2 si le régulateur souhaite disposer du budget suffisant qui lui permette de distribuer les subventions nécessaires pour, au total, respecter l'objectif global de réduction des émissions de 50%. La question est alors de savoir, si, même en sachant que les subventions à l'installation de techniques d'épuration propres seront plus élevées, les sources accepteront une telle hausse des taux de taxation. L'expérience des Pays-Bas semble répondre par l'affirmative, puisque les taux y ont été multipliés par 5 en l'espace de 30 ans (Saulnier, 2007b). La généralisation du système au niveau des sources agricoles et la hausse nécessaire des taux au niveau communal, dont une partie viendra inévitablement alourdir la facture d'eau du consommateur, n'iront toutefois pas sans contestation de la part des agents concernés. Aux Pays-Bas, où les taux sont déjà beaucoup plus élevés, l'approche purement nationale pourrait ainsi être remise en cause avec un souhait de voir les taux de taxation augmenter dans les autres régions du bassin. Toute la subtilité pour le régulateur consistera dès lors à faire comprendre à chacun que, d'une part, les objectifs environnementaux ambitieux fixés, approuvés et revendiqués par l'ensemble, ne pourront pas être atteints sans une mise à contribution plus importante des sources communales et agricole. D'autre part, la régulation amenant au respect des objectifs ne pourra être plus efficace que ce qu'elle a été jusqu'à présent, que si les capacités d'épuration à moindre coût dans le secteur communal et agricole sont d'abord mises à contribution avant d'obliger encore davantage l'industrie à une réduction supplémentaire extrêmement coûteuse de ses émissions.

En outre, l'analyse que nous avons menée jusque-là a porté sur une évaluation de la régulation actuelle. Le nouveau programme Rhin 2020, même si les objectifs de réduction des émissions azotées du PAR ne sont toujours pas atteints, propose des objectifs uniformes de réduction toujours plus ambitieux. Or, le coût net total de réductions des émissions et le bénéfice du recours à un instrument économique, augmentent de façon plus importante au fur et à mesure que les objectifs se font de plus en plus ambitieux (voir *figure 2 ci-dessous*). Nos calculs prédisent que, pour un objectif de réduction de 60% à l'horizon 2020, le bénéfice de l'imposition d'un système de permis négociables serait plus de une fois et demie ce qu'il est pour un objectif de 50%[17]. Par rapport à la norme uniforme, cela représente une économie pour les sources de près de 785 millions d'Euros sur l'ensemble du programme au lieu des 450 millions si l'objectif est de 50%. En revanche, avec un système de taxe-subvention tel que nous l'avons envisagé, nos calculs aboutissent à un gain moindre avec une économie d'environ 770 millions sur l'ensemble du programme soit un peu plus de 2% d'économies en moins par rapport à un système de permis. Seule la mise en œuvre d'un système global qui prenne en compte les différences de coût marginal d'épuration d'un pays à l'autre permettrait de revenir à des gains d'efficacité comparables à ceux du système de permis. Dans les deux cas, le montant du taux de taxation subirait quoi qu'il en soit une forte inflation. Il devrait en moyenne être multiplié par deux par rapport aux taux correspondant au respect d'un objectif de 50% et s'établirait à plus de 5 Euros par kg d'azote total émis.

Figure 2 : Analyse prospective des conséquences du passage d'un objectif de réduction des émissions de 50% à 60%.



De ce point de vue, si l'objectif de la CIPR est de réduire encore les émissions au-delà de 50%, il apparaît que, sans une modification profonde du système de taxe-subvention actuel, les permis peuvent apparaître comme une alternative. Étant donné les changements nécessaires pour généraliser le système de taxe-subvention et les modifications supplémentaires pour le

[17] En faisant l'hypothèse que les techniques qui pourront avoir un impact jusqu'en 2010 sont identifiées aujourd'hui.

rendre aussi efficace qu'un système de permis[18], on peut en outre considérer que la mise en œuvre de permis ne constitue finalement pas un éloignement beaucoup plus important du point de départ actuel de régulation. L'avantage relatif des permis ne doit en outre pas être surévalué, car les mécanismes à définir lors de la mise en œuvre d'un instrument de régulation sont nombreux et peuvent influer, parfois de façon importante, sur les performances en terme d'efficacité économique des instruments concernés. Une fois de plus, cela montre que le choix entre les instruments est plus compliqué que la situation idéale du choix entre deux instruments dont l'un permettrait une régulation au moindre coût et l'autre serait affligé d'un maximum de lourdeur administratives et serait inefficace d'un point de vue économique. Au final, notre analyse conclut à une plus grande efficacité par rapport à la norme uniforme des systèmes de taxe-subvention et de permis négociables. Moyennant les hypothèses qui ont été faites, un faible avantage en terme d'efficacité se dégage en faveur des permis négociables mais sans toutefois être assez important pour qu'un choix clair se dessine. En outre, même si elle est loin d'être satisfaisante sur le plan économique, plusieurs régions ont déjà une expérience de la taxe-subvention. Si une généralisation du système implique des changements profonds, il est alors probable que, par rapport à l'introduction d'un système de permis, la taxe-subvention constitue un changement moins radical. La marge de manœuvre pour le recours à un système de permis négociables pour la régulation des émissions azotées dans le bassin rhénan apparaît donc fortement réduite.

3.3. Discussion des résultats obtenus.

Les modèles utilisés et certaines des hypothèses faites sur les fonctions d'émission, sur les fonctions de coût ainsi que sur le comportement des acteurs et l'organisation de la régulation sont susceptibles d'être discutés. Cela nous amène à envisager plusieurs limites potentielles aux conclusions que nous avons tirées. Tout d'abord, un certain nombre de précisions doivent être apportées en ce qui concerne l'horizon temporel de l'analyse et l'évolution des coûts et des techniques de réduction des émissions. Nous avons utilisé les résultats des évaluations disponibles en 1999 que nous avons simplement considérées comme valables pour l'ensemble de la période. L'approche est donc essentiellement statique et les comparaisons effectuées se font sur l'ensemble de la période comme dans Kleinhanss et al., (1997) et Van Zeits (1999). Les résultats nous disent quelles sources devront réduire leur rejet et dans quelles proportions pour que la régulation soit efficace, mais ne nous renseignent pas sur quand cela devra être fait précisément. Comme dans Criqui et al., (1999), il faudrait, pour être en mesure de simuler les changements qui affectent les courbes dans le temps, utiliser des modèles d'analyse dynamique. En ce qui concerne la réduction des rejets azotés par l'agriculture, (Goetz et Zilberman, 2000), développent ainsi un modèle dynamique qui considère un type unique de ferme représentative et un modèle d'impact environnemental dynamique pour le lac Baldegg en Suisse. Pour l'ensemble du bassin rhénan, en raison du cadre d'analyse plus complexe, de telles estimations demanderaient plus de données que celles présentement disponibles et compilées dans ce travail. De manière plus proche de notre simulation, Stevens et Rose (2002), estiment dans leur étude sur l'utilisation des systèmes de permis dans le cadre de la lutte contre le réchauffement climatique, un modèle dynamique d'optimisation qui pourrait servir de référence à de futurs développements.

[18] A savoir éventuellement l'abandon du cadre national de collecte et de distribution des fonds.

Outre le cadre temporel, le cadre géographique de l'application pourrait être appréhendé différemment. Ainsi, pour la simulation de la taxe-subvention empirique, nous avons considéré des modalités restrictives de transfert des montants de taxation au niveau national. Nous pourrions envisager la même chose pour les permis avec des échanges uniquement entre sources d'un même pays. Toutefois, de manière concordante avec les résultats empiriques existants[19], nous avons constaté que, pour une efficacité maximale, il valait mieux avoir un marché unique avec de nombreuses sources hétérogènes que plusieurs marchés séparés. En effet, la diversité et les différences entre les coûts marginaux étant moindres, les échanges seront réduits et, au final, les gains possibles d'efficacité seront restreints (Segerson, 1996). Un système de permis dans le bassin devrait toutefois être introduit complètement et viendrait instaurer des modalités de régulation nouvelles[20]. A la différence de la taxe subvention il ne serait donc pas contraint par une organisation et un cadre institutionnel préexistants mais seulement par la négociation préalable à sa mise en œuvre (Driesen, 2000). Nos hypothèses sur un cadre géographique propre à chacun des deux instruments apparaissent dès lors plausibles.

Cela nous amène au cadre juridique actuel dans lequel s'inscrit la régulation. Avec la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau, un niveau supplémentaire de désagrégation, à savoir le district hydrographique, est désormais préconisé et pourrait servir d'unité géographique de base aux systèmes futurs. Cela simplifierait d'ailleurs les estimations pour la fonction d'émission car, comme nous l'avons vu la surveillance en continu par l'intermédiaire du réseau de la CIPR s'opère actuellement à ce niveau. Il ne faut cependant pas perdre de vue la répartition existante des pouvoirs d'action politique en matière de régulation environnementale. Selon nous, même si une coopération va devoir se faire au niveau des districts hydrographiques, l'organisation administrative restera fondamentalement centrée autour du découpage régional tel que nous l'avons décrit. De manière plus générale, il faut souligner que le cadre juridique européen actuel ne s'oppose nullement au recours aux systèmes de permis négociables pour la gestion qualitative de la ressource en eau (OCDE, 1999b, p.11). Toutefois, il apparaît que la question du transfert de permis d'une région et d'un état à l'autre dans le bassin rhénan ne pourra se résoudre sans la concertation et l'approbation des gouvernements concernés. L'exemple du changement climatique a montré qu'une telle négociation était possible et ne relevait plus du domaine de l'utopie, surtout entre des pays qui partagent une vision commune des problèmes (Boemare et Quirion, 2002). Dans le bassin rhénan, seule la Suisse n'appartient pas à l'Union Européenne et la coopération est maintenant bien établie, il n'est donc pas irréaliste d'envisager, sur un plan juridique et si les acteurs en ont la volonté, qu'un système de permis puisse être mis en œuvre.

De manière plus générale, nous avons considéré tout au long de ce travail que les sources, quelle que soit leur nature, observaient un comportement rationnel. Il s'agit d'une hypothèse centrale, car une politique fondée sur une incitation économique a les effets efficaces désirés seulement si l'incitation est intégrée dans le calcul économique des agents.

[19] C'est par exemple à cette conclusion que parviennent Turner et al., (1999) Van der Veeren et Tol., (2001) et Gren (2001) dans leurs études sur la réduction des rejets azotés en Mer du Nord.

[20] De manière analogue, l'introduction de la taxe sur les éxédents d'azote discutée un instant, était prévue à l'échelle européenne, ce qui est en outre cohérent avec le fait que les marchés agricoles sont eux aussi européen et régulés par la PAC.

Un système de permis négociables permet ainsi d'atteindre l'équilibre efficace si les agents cherchent à minimiser leur coût d'épuration. Dans la réalité, certaines sources, dans des secteurs de service public particulièrement contrôlés, pourraient ne pas avoir d'incitations à minimiser leurs coûts (Stavins 1995)[21]. La décision de la source dépend alors des incitations données par l'autorité de tutelle et de sa volonté politique. Une partie des coûts étant assumée par les contribuables, les sources peuvent alors choisir plutôt de réduire leurs émissions, même si le prix des permis est moins élevé que le coût marginal de réduction des émissions (Bohi et Burtraw, 1991). Nous n'avons pas non plus évoqué les problèmes potentiels de concurrence entre les régions qui risquent de se poser, certaines pouvant par exemple, décider d'être plus conciliantes pour attirer certaines sources et favoriser leur propre développement économique (Hahn et Stavins, 1999). Le secteur communal ne sera cependant pas affecté et, en ce qui concerne l'agriculture, ce problème de délocalisation des productions reste marginal par rapport à l'industrie. En outre, la littérature sur l'impact de la régulation environnementale sur les questions de localisation des activités de production est loin d'être unanime sur l'existence de ce problème dans la réalité.

Nous avons également supposé que le fonctionnement de la régulation et la mise en œuvre se faisait complètement. En pratique, il faut souligner que les politiques environnementales ont parfois du mal à être appliquées de manière satisfaisante. Un premier aspect concerne l'imperfection et le caractère non dissuasif des systèmes de sanction. Un second aspect renvoie au caractère parfois imparfait des réseaux de surveillance mis en œuvre dans le cadre des politiques environnementales (Russel, 1990). Un dernier aspect tient au fait que certains agents peuvent dissimuler une partie de leurs rejets et trichent (Van Egteren, 1996). Cette question de l'optimalité du contrôle et de la sanction renvoie à Becker (1968) qui fit remarquer que, la surveillance ayant un coût, il n'était pas socialement optimal de contrôler constamment l'ensemble des agents, mais plutôt de manière aléatoire et sporadique et d'augmenter alors les sanctions en conséquence[22].Plusieurs travaux se sont intéressés à ces questions et en ont étudié l'impact sur la performance et la mise en œuvre des différents instruments de régulation environnementale[23]. Pour Harrington (1988) cette question, même si elle doit faire l'objet d'une attention particulière, a des conséquences très marginales dans la réalité. Il observe que les taux de conformité relevés pour les programmes environnementaux existants sont conformes à ce qui est par ailleurs mesuré dans d'autres champs d'application. Il fait également remarquer qu'il s'agit d'un problème transversal qui va toucher tous les instruments et qui n'est pas un critère qui à lui seul pourra expliquer le recours à un instrument préférablement à un autre. En situation d'incertitude, Montero (2002) conclut cependant à la supériorité relative de la régulation par les quantités sur ce point. Dans la pratique, plusieurs systèmes coexistent. En général, pour les sources les plus importantes, le contrôle est continu. Pour les autres, d'autres modalités moins coûteuses, notamment l'auto-déclaration des rejets avec des contrôles administratifs aléatoires et des pénalités en cas de fraude[24] sont utilisés dans la pratique. Toutefois avec un système de permis négociables, le contrôle et les sanctions sont deux éléments importants car c'est sur leur intégrité et leur crédibilité que se fonde la

[21] Le secteur en question évoqué par les auteurs est celui de la production électrique aux Etats-Unis où les sources subissent un encadrement fort de la part des Commissions d'Etat.
[22] La règle étant que plus la probabilité de contrôle est faible, plus la pénalité en cas de non-conformité est élevée.
[23] Sur les moyen de parvenir à une mise en œuvre optimales des politiques et des instruments de régulation voir entre autres Tietenberg, 1985, p.168 ; Malik, 1990 et Xepapadeas, 1997, p.68.
[24] Livernois et McKenna (1999) testent notamment un mécanisme de ce type et concluent à son efficacité.

valeur des permis. L'installation obligatoire d'appareils de mesure en continu des émissions pour les sources est ainsi l'une des raisons souvent évoquée comme un point central de la réussite du programme "*Acid Rain*" (Ellerman, 2004).

En ce qui concerne le type de modélisation utilisée[25], nous avons favorisé une approche basée sur un modèle d'optimisation à partir des données détaillées disponibles sur le coût et l'impact environnemental des différentes techniques d'épuration dans les secteurs concernés. Le manque de données fines disponibles nous a obligé à considérer les sources ponctuelles dans leur ensemble au niveau régional. Une évaluation plus fine du modèle de régulation nécessiterait, pour les sources ponctuelles, d'utiliser des informations au niveau même des sources d'émissions sur le modèle des estimations de O'Neil et al., (1983), Hanley et al., (1998) ou Bennet et al., (2000). En ce qui concerne les sources agricoles diffuses, De Cara et Jayet (2000) utilisent les données du Réseau d'Information Comptable Agricole européen et distinguent 472 types de fermes différents dans leur modèle de programmation linéaire pour estimer les coût de réduction des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole. Outre les modèles d'optimisation, en admettant que l'on obtienne des informations sur les coûts de réduction des rejets directement à la source, une autre approche pourrait consister à simplement utiliser un modèle économétrique. Dans la littérature, plusieurs travaux (Thomas, 1994 ; Hartman et al., 1997 ; Newell et al., 2003) procèdent ainsi à partir notamment des données d'enquêtes sur les dépenses de réduction des émissions au niveau des firmes. Dans leur étude, Dasgupta et al., (1996) utilisent par exemple des données sur 370 entreprises chinoises pour estimer les courbes de coûts marginaux de la réduction des émissions de particules et de demande en oxygène des eaux usées. Cette approche, si elle permet une analyse relativement fine est néanmoins la plupart du temps limitée à un petit nombre de firmes ou de stations de traitement des eaux usées et elle paraît difficilement transposable pour l'ensemble des sources à un niveau géographique aussi étendu que le bassin rhénan. Des applications plus localisées sont toutefois envisageables et permettraient de mesurer la pertinence des courbes de coût marginal sectorielles utilisées dans ce travail. Il est également possible de dériver les courbes de coût marginal à partir de modèles d'équilibre général. Ceux-ci ont l'avantage de tenir compte de l'ensemble des implications, notamment au niveau macroéconomique, de la mise en œuvre de chaque instrument de régulation. Dans le cadre des simulations réalisées pour évaluer l'impact du protocole de Kyoto, cette approche a largement été appliquée comme dans Ellerman et Decaux (1998) et Paltsev et al., (2005). Cependant, notre objectif n'était pas ici l'étude des interactions avec d'autres politiques et les interrogations liées à l'utilisation optimale des produits éventuels de la politique environnementale n'ont pas non plus été abordées. L'analyse menée gagnerait, dans des recherches ultérieures, à explorer cette direction.

Les composantes fondamentales du modèle, à savoir l'équation d'émissions et les courbes de coût marginal d'épuration, sont également basées sur un certain nombre d'hypothèses dont il convient de préciser les implications. En ce qui concerne l'équation d'émissions, comme l'ont montré De Wit (2000) et Berhendt (1996), il est possible d'expliquer la majeure partie des variations spatiales et temporelles des quantités d'émissions dans les eaux

[25] Pour plus de détails et des comparaisons entre les différents modèles, voir entre autre Hourcade et Robinson, 1996, Criqui et al., 1999, et De Cara et Jayet, 2000.

de surface. Toutefois, nous savons que la détermination des rejets de substances azotées qui atteignent les eaux de surface en un point et en un instant donné du bassin d'un fleuve est une fonction complexe de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques dont la modélisation a des limites. Ainsi, le modèle que nous avons retenu ne permet pas de rendre compte des variations saisonnières et ne s'applique pas aux districts hydrographiques qui ont une surface de moins de 1000 km². Dans notre cas, la prise en compte des paramètres à un niveau aussi fin n'est cependant peut-être pas indispensable car il s'agissait de définir une stratégie de réduction des émissions au niveau du bassin dans son ensemble et à un horizon de temps pluriannuel. De plus, nous considérons uniquement les émissions lorsque celles-ci atteignent les eaux de surface à court et moyen terme, excluant ainsi les 17% qui le font à plus long terme. Plus particulièrement, les problèmes relatifs aux eaux souterraines n'ont pas été abordés comme cela est recommandé par la directive cadre sur l'eau qui préconise une approche intégrée. Sur ce point, il convient de préciser que notre approche n'exclut pas la mise en œuvre de mesures pour la restauration et la protection des eaux souterraines, simplement l'impact sur les courbes d'épuration n'a pas été évalué. Quoi qu'il en soit, en ce qui concerne la réduction des émissions azotées, ces mesures seront vraisemblablement similaires à celles retenues dans ce travail Yridoe et Weersink (1998) conduisent une estimation sur cette question et calculent les coûts de la réduction des émissions dans les eaux souterraines à partir d'un modèle relativement proche du notre. Il serait donc possible d'ajuster leur modèle pour l'appliquer au niveau du bassin rhénan. De même, nous n'avons considéré que les émissions azotées. Or l'installation d'équipements d'épuration ou la réduction de la production va avoir une influence sur plusieurs substances. En outre, nous avons retenu l'azote total comme substance représentative, mais il est possible d'imaginer un système de permis avec plusieurs substances et l'application de coefficients d'échanges entre chaque type de substances. Plus le nombre de substances augmente, plus le système se complique. Un régulateur qui s'engage sur la voie d'un marché avec plusieurs substances devra donc trouver l'équilibre de telle sorte que l'augmentation des coûts de transaction dus à la complexification n'affecte pas l'efficacité du système. Il serait également possible de distinguer des marchés différents pour chacune des substances azotées plutôt que de se référer à l'azote total. Sur ce point, les travaux dans le cadre de la lutte contre l'effet de serre ont montré qu il était préférable de retenir un marché unique (Reilly et al., 1999).

Enfin, en ce qui concerne la seconde composante fondamentale du modèle de régulation, à savoir les courbes de coût marginal d'épuration, nous avons fait l'hypothèse que celles-ci prenaient une forme continue. L'estimation a ensuite fait ressortir la forme quadratique comme étant statistiquement la plus représentative. Il s'agit d'une forme fonctionnelle courante des courbes de coût marginal, le postulat de la continuité permettant de manière commode de simplifier les calculs. Nous n'avons cependant pas réalisé d'analyse de sensibilité sur les courbes de coûts ainsi estimées. Il est aussi probable que d'autres techniques non répertoriées dans notre inventaire soient en mesure de réduire les émissions azotées. Nous savons par exemple que le développement des zones humides est une solution qui est parfois avancée pour limiter le flux de substances azotées vers les eaux de surfaces (Gren et al., 1997 ; Ribaudo et al., 2001). La prise en compte de ces solutions aurait pour conséquence de modifier les courbes de coût marginal et ceci de façon non homogène entre les régions suivant qu'une technique particulière puisse plus ou moins être employée (Zilberman, 1998). De même l'évolution des techniques et l'apparition de nouvelles méthodes de production et d'épuration vont avoir des conséquences qui peuvent remettre en partie en cause les résultats présentés et rendre les courbes plus aléatoires (Feng et Zhao, 2006). Par conséquent, les résultats

numériques des simulations doivent plutôt être traités, non pas en termes absolus, mais plutôt comme des indications étant donnés les éléments disponibles lors de la réalisation de cette étude.

4. Conclusion.

Dans le nouveau programme Rhin 2020, la réduction des émissions azotées est une priorité de la CIPR dans sa lutte contre la détérioration du bassin rhénan car les objectifs fixés initialement ne sont toujours pas atteints. De plus, si les premiers résultats écologiques des programmes d'action sont très encourageants, les coûts imposés aux agents pour aboutir à ces résultats n'ont pas été évalués. Il était donc légitime de s'interroger sur la pertinence économique à la fois des objectifs mais surtout du système de régulation préconisé. Pour juger la régulation menée jusque-là et la difficulté d'atteindre les objectifs, nous avons donc, dans un premier temps, formalisé le cadre d'analyse avec les objectifs et l'organisation tels qu'ils existent. Les valeurs maximales autorisées pour l'azote total sur le cours du Rhin étant respectées, le modèle se réduit à un modèle d'émission en prenant en compte les différents types de sources. Les fonctions d'émissions sont obtenues à l'aide d'un modèle hydrologique calibré pour le bassin rhénan. Les courbes de coût marginal d'épuration pour les sources sont estimées sur la base des résultats d'un modèle d'optimisation, à partir des données sur les coûts et l'impact des différentes mesures applicables dans les secteurs d'émission concernés. Sur la base de ce modèle, une évaluation de la mise en œuvre des différents instruments est menée.

Outre l'impact sectoriel de la régulation, les simulations que nous avons réalisées vont nous permettre de tirer un certain nombre de conclusions sur l'efficacité respective des différents instruments et sur la politique environnementale menée jusque-là par la CIPR. Tout d'abord, en ce qui concerne l'approche réglementaire préconisée par la CIPR, les résultats font ressortir sa relative inefficacité économique et environnementale. Par rapport à ce que serait une solution théorique de moindre coût, nous avons estimé, pour l'ensemble de la période, qu'un surcoût de plus de 650 millions d'Euros était imposé. Des économies substantielles, pouvant aller jusqu'à 40%, auraient donc pu être réalisées. Cela signifie qu'un niveau de qualité environnementale équivalent pourrait être obtenu dans les eaux du bassin à un coût relativement moindre si la CIPR avait privilégié une régulation qui prenne en compte les différences dans les coûts d'épuration entre les secteurs d'émission. Les résultats montrent notamment que, pour compenser la réduction insuffisante des rejets agricoles, une régulation excessive et coûteuse est appliquée aux sources industrielles, au-delà même de l'objectif de 50%. La non prise en compte de l'aspect économique du problème explique d'ailleurs, selon nous, principalement pourquoi, plus de 10 ans après la date à laquelle l'objectif devait être initialement atteint, celui-ci n'est toujours pas respecté.

Le coût net total associé à la stratégie de l'imposition d'une approche réglementaire par la norme uniforme est en outre beaucoup plus élevé que celui que l'on obtiendrait par l'introduction d'instruments économiques au niveau de l'ensemble du bassin. Une première alternative aurait ainsi pu consister à mettre en œuvre un système de taxe-subvention généralisé au niveau de l'ensemble du bassin. Cet instrument est déjà utilisé de manière décentralisée dans plusieurs régions mais, avant tout, comme un moyen de financement. Une seconde solution aurait été de recourir à un système de permis négociables, l'échange portant sur les crédits de réduction d'émission, afin que la qualité des eaux ne puisse en aucun cas se

détériorer, en accord avec la législation dans le bassin. Les simulations montrent que, étendus à l'ensemble des secteurs et des régions du bassin, ces deux instruments auraient, d'une part, permis d'atteindre les objectifs environnementaux et, d'autre part, aurait réduit le coût net total imposé par la régulation par rapport à l'approche actuelle. En privilégiant des hypothèses conservatrices sur les obstacles potentiels à la pleine efficacité des instruments économiques et en tenant compte du cadre institutionnel existant, nous concluons encore à un gain en terme de coût net total de plus de 28% si un système de permis négociables ou une taxe-subvention généralisée était employé au lieu de l'approche réglementaire. Pour un résultat identique de 50% des rejets d'émissions azotées, cela représente, pour le bassin dans son ensemble, une économie de plus de 450 millions d'Euros.

En ce qui concerne le choix entre les instruments économiques, les niveaux d'efficacité entre un système de permis et une taxe-subvention apparaissent néanmoins comme relativement proches. Dans l'optique de l'approche toujours plus restrictive prônée par Rhin 2020, nous conduisons une estimation prospective avec un objectif d'épuration de 60%. Nous concluons toujours à la supériorité manifeste des instruments économiques avec un avantage en terme d'efficacité aux permis négociables. Toutefois l'écart reste peu important, de l'ordre de 2% avec la taxe-subvention. De plus, la taxe-subvention épargne relativement plus le secteur agricole dont le pouvoir de lobbying est relativement important. Plus important encore, elle bénéficie du fait que plusieurs régions du bassin en sont déjà familières pour la réduction de certaines substances. Même si le système de taxe-subvention actuel est loin d'assurer une régulation au moindre coût, simplement sa généralisation et son amélioration paraissent plus à même, aujourd'hui, de faire l'objet d'un consensus par rapport à la mise en œuvre d'un système de permis complètement nouveau et qui ne permettrait vraisemblablement pas de gains d'efficacité supplémentaire importants. A l'inverse des États-Unis, la familiarité avec la taxe-subvention nous incite donc à conclure que celle-ci sera plus à même d'être favorisée dans un cadre européen.

Références bibliographiques.

Andersson L., Arheimer B. (2002). *Integration and Coupling of Hydrological Models with Water Quality Models: Applications in Europe*. Swedish Meteorological and Hydrological Institute Report, Norrköping, 53p.

Atkinson S.E., Morton B.J. (2004). Determining the cost effective size of an emission trading region for achieving an ambient standard. *Resource and Energy Economics 26*, pp 295-315.

Baumol W.J., Oates W.E. (1988). *The theory of environmental policy*. 2nd ed, Cambridge University Press, Cambridge (UK), 299p.

Becker G.S. (1968). Crime and punishment: an economic approach. *Journal of Political Economy 76*, pp 169-217.

Behrendt H. (1996). Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - a comparison for different river basins in Central Europe. *Water Science and Technology 33*, pp 99-107.

Bennet L.L., Thorpe S.G., Guse A.J. (2000). Cost effective control of nitrogen loadings in Long Island Sound. *Water Resources Research 36 (12)*, pp 3711-3720.

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

Bohm P., Russel C.S. (1985). Comparative analysis of alternative policy instruments. In: *Handbook of natural resources and energy economics*, A.V. Kneese and J.L. Sweeney eds, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, pp 395-460.

Bohi D.R., Burtraw D. (1991). Avoiding Regulatory Gridlock in the Acid Rain Program. *Journal of Policy Analysis and Management,* vol. 10, no. 4, pp 676-684.

Carlson D. Sholtz A. (1994). Designing pollution market instruments: cases of uncertainty. *Contemporary Economic Policy*, 12, pp 114-25.

CIPR. (2001). Rhin 2020 Programme pour le développement durable du Rhin. Commission Internationale pour la Protection du Rhin, Coblence (DE), 27p.

CIPR. (2003). *Inventaire des apports de substances prioritaires dans le Rhin - 2000.* Commission Internationale pour la Protection du Rhin, Coblence (DE), 88p.

Criqui P., Mima S., Viguier L. (1999). Marginal abatement costs of CO2 emission reductions, geographical flexibility and concrete ceilings: an assessment using the POLES model. *Energy Policy 27 (10)*, pp 585-601.

Cros C. (1998). *Politique publique d'environnement et efficacité économique. Permis négociables ou instrument réglementaire pour la maîtrise de la pollution atmosphérique : une approche comparative Etats-Unis / France.* Thèse de doctorat en Sciences Economiques. Université Paris I, Paris 407p.

Commission Européenne. (2000a). *Water framework Directive*. Directive 2000/86/EEC. Brussels.

Dasgupta S., et al. (1996). Water pollution abatement by Chinese industry: cost estimates and policy implications. *Research Paper, World Bank*, Washington, 21p.

De Cara S., Jayet P.A. (2000). Emissions of greenhouse gases from agriculture: the heterogeneity of abatement costs in France. *European Review of Agricultural Economics 27 (3)*, pp 281-303.

De Wit M.J.M. (2000). Modelling nutrient fluxes from source to river load: a macroscopic analysis applied to the Rhine and Elbe basins. *Hydrobiologia 1,* September, pp 123-130.

De Wit M.J.M., et al. (2000). Modelling water fluxes for the analysis of diffuse pollution at the river basin scale. *Hydrological Processes 14 (10),* pp 1707-1723.

Driesen D. (2000). Choosing Environmental Instruments in Transnational Legal Context. *Ecology Law Quarterly 27*, pp 1-52.

Ellerman D.A (2004).The US SO2 cap and trade programme. *Proceedings of the OECD workshop on ex post evaluation of tradable permits: methodological and policy issues*, Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, pp 155-169.

Ellerman D.A, Decaux A. (1998). Analysis of Post-Kyoto CO2 Emissions Trading Using Marginal Abatement Curves. *Joint Program on the Science and Policy of Global Change report 40*, MIT, Cambridge (MA), 31p.

Feng H. L., Zhao J. (2006). Alternative Intertemporal Permit Trading Regimes with Stochastic Abatement Costs. *Resource and Energy Economics 28*, pp 24-40.

Godard O. (2001). *La conception et l'application des permis transférables nationaux dans les politiques d'environnement*. Editions de l'OCDE, Paris, 118p.

Godby R.W., et al. (1997). Emission trading with shares and coupons when control over discharges is uncertain. *Journal of Environmental Economics and Management 32*, pp 359-381.

Goetz R.U., Zilberman D. (2000). The dynamics of spatial pollution: the case of phosphorus runoff from agricultural land. *Journal of Economic Dynamics and Control 24 (1),* January, pp 143-163.

Gren I.M. (2001). International versus national actions against nitrogen pollution of the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics 20*, pp 41-59.

Gren I.M., Soderqvist T., Wulff. (1997). Nutrient reductions to the Baltic Sea: ecology, costs and benefits. *Journal of Environmental Management 51*, pp 123-143.

Hahn, R.W. Stavins R.N. (1999). What Has Kyoto Wrought ? The Real Architecture of International Tradable Permet Markets, *Discussion paper 99-30, Resource for the Future,* Washington, 45p.

Hanley N., et al. (1998). Economic and environmental modelling for pollution control in an estuary. *Journal of Environmental Management 52,* pp 211-225.

Harrington W. (1988). Enforcement leverage when penalties are restricted. *Journal of Public Economics, 37,* pp 29-53.

Hartman R.S., Wheeler D., Singh M. (1997). The cost of air pollution abatement. *Applied Economics 29*, pp 759-774.

Hourcade J.C., Robinson N. J. (1996). Mitigating factors: assessing the costs of reducing GHG emissions. *Energy Policy 24*, pp 863-873.

Kleinhanss W., Becker H., Schleef K.H (1997). Impacts of Agrienvironmental Policy Measures on Nitrogen Emissions from Agriculture. In: *Controlling Mineral Emissions in European Agriculture: Economics, Policies and the Environment*, E. Romstad ed, CAB, New York, pp 172-191.

Kraemer R.A., Kampa E., Interwies E. (2004). The role of tradable permits in water pollution control. *Working paper, Institute for International and European Environmental Policy,* Berlin, 38p.

Livernois J. McKenna C.J. (1999). Truth or consequences: enforcing pollution standards with self-monitoring. *Journal of Public economics 71*, pp 415-440.

Malik A.S. (1990). Markets for pollution control when firms are non compliant. *Journal of Environmental Economics and Management 18,* pp 97-106.

Millock K., Sunding D., Zilberman D. (2002). Regulating Pollution with Endogenous Monitoring. *Journal of Environmental Economics and Management, 44*, pp 221-241.

Montero J.P. (2002). Prices versus quantities with incomplete enforcement. *Journal of Public Economics 85,* pp 435-454.

Mumy G.E. (1980). Long run efficiency and property rights sharing for pollution control. *Public Choice 35(1)*, pp 59-74. Newell R., Pizer W., Shih J.S. (2003). Estimating the gains to emission trading. *Working paper, Resource For the Futur*, Washington, 28p

Oates W.E., Portney P.R., Mc Gartland A.M. (1989). The net benefits of incentive-based regulation: a case study of environmental standard setting. *American Economic Review 79 (5),* pp 1233-1242.

OCDE. (1999b). *Implementing domestic tradable permits for environmental protection*. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 248p.

OCDE. (2004). *Tradeable Permits: policy evaluation, design and reform*. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 189p.

OCDE. (2006). *Économie politique et taxes liées à l'environnement*. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 180p.

O'Neil W., et al. (1983). Transferable discharge permits and economic efficiency: the Fox River. *Journal of Environmental Economics and Management 10*, pp 346-355.

O'Ryan R.E., (2006). Factors that Determine the Efficiency Ranking of Second-Best Instruments for Environmental Regulation. *Journal of Regulatory Economics 30(2)*, pp 179-198.

Paltsev S. et al., (2005). *The MIT Emissions Prediction and Policy Analysis (EPPA) Model: Version 4.* MIT Report 125, Cambridge MA, 72p.

Reilly J., Prinn R., Harnisch J., Fitzmaurice J., Jacoby H., Kicklighter D., Melillo J., Stone P., Sokolov A., Wang C. (1999). Multi-gas assessment of the Kyoto Protocol, *Nature 401*, pp 549-555.

Ribaudo M.O., et al. (2001). Least-cost management of nonpoint source pollution: source reduction versus interception strategies for controlling nitrogen loss in the Mississippi Basin. *Ecological Economics 37*, pp 183-197.

Romstad E. (2003). Team Approaches to Reducing Nonpoint Source Pollution. *Ecological Economics, 47*, pp 71-78.

Russel C.S. (1990). Monitoring and enforcement. In: *Public policies for environmental protection.* P.R. Portney ed, Resources for the Future, Washington, pp 243-274.

Saulnier J., (2007a). Instruments théoriques de régulation environnementale. Au-delà de la substituabilité entre les instruments et de l'efficacité économique comme seul critère de choix ?. *Working paper, UMR Gael, Université Pierre Mendès France,* Grenoble, 40p.

Saulnier J., (2007b). Applicabilité des instruments de régulation pour la réduction des émissions azotées dans le bassin d'un cours d'eau. *Working paper, UMR Gael, Université Pierre Mendès France,* Grenoble, 32p.

Saulnier J., (2008). Un modèle d'estimation des quantités d'émissions azotées et des courbes de coût marginal d'épuration associées dans le bassin d'un cours d'eau. Une application pour le bassin rhénan ?. *Working paper, UMR Gael, Université Pierre Mendès France,* Grenoble, 36p.

Schwabe K.A. (2000). Modeling state-level water quality management: the case of the Neuse River Basin. *Resource and Energy Economics 22*, pp 37-62.

Segerson K. (1996). Issues in the choice of environmental policy instruments. In: *Environmental policy with political and economic integration*: *the European Union and the United States.* J.B. Braden et al. eds, Edward Elgar, Northampton (Ma), pp 149-175.

Stavins (1995). Transaction costs and tradeable permits. *Journal of Environmental Economics and Management 29,* pp 133-148.

Stevens B., Rose A. (2002). A dynamic analysis of the marketable permits approach to global warming policy: a comparison of spatial and temporal flexibility. *Journal of Environmental Economics and Management 44*, pp 45-69.

Tietenberg T.H. (1985). *Emission trading: an exercise in reforming pollution policy*. Resources for the Future, Washington, 217p.

Tietenberg T.H. (2007). *Tradable Permits in Principle and Practice.* In: Moving to Markets: Lessons from Twenty Years of Experience, J. Freeman and C. Kolstad eds, Oxford University Press, New York, pp 63-94.

Thomas A. (1994). Régulation et performances de l'activité de dépollution : une analyse économétrique sur données individuelles. *Revue d'Analyse Economique 70 (2),* Juin, pp 113-137.

Turner R.K., et al. (1999). Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. *Ecological Economics 30*, pp 333-352.

Van Der Veeren R.J.H.M., Tol R.S.H. (2001). Benefits of a reallocation of nitrate emission reductions in the Rhine river basin. *Environmental and Resource Economics 18,* pp 19-41.

Van Egteren W.M. (1996). Marketable permits, market power and cheating. *Journal of Environmental Economics and Management 30,* pp 161-173.

Van Zeijts H. (1999). *Economic instruments for nitrogen control in European agriculture.* Centre for Agriculture and Environment, CLM, Utrecht (NL), 246p.

Xepapades A. (1997). *Advanced principles in environmental policy*. Edward Elgar, Northampton (Ma), 313p.

Yiridoe E.K., Weersink A. (1998). Marginal abatement costs of reducing groundwater-N pollution with intensive and extensive farm management choices. *Agricultural and Resource Economics Review 27 (2),* pp 169-

Zilberman D. (1998). The Impact of Agriculture on Water Quality. In: *Sustainable Management of Water in Agriculture, Issues and Policies*, Proceeding of the Athens Workshop, OECD, pp133-150.

Annexe I : données - courbes de coût de réduction des émissions.

	Fonction coût coefficient θ	t stat	Fonction coût coefficient σ	t stat	F test	p value	Quantité initiale d'émission	Coût marginal de réduction des émissions pour un objectif de 50%
Agriculture Vorarlberg	1,30E-05	3,36**	7,77E-03	3,39**	814,39	1,01E-44	1123	21
Agriculture Suisse et Liechtenstein	1,15E-07	27,12**	0,00E+00	-	735,46	4,29E-36	22926	45
Agriculture Bade-Wurtemberg	7,30E-08	4,40**	1,57E-04	0,76	477,46	5,54E-38	23715	35
Agriculture Bavière	4,59E-08	3,79**	3,08E-04	2,03*	605,57	5,81E-41	23788	27
Agriculture Thuringe	9,91E-05	3,24**	2,59E-02	3,12**	723,15	3,29E-43	514	33
Agriculture Hesse	2,08E-07	3,75**	6,86E-04	2,12*	616,19	3,51E-41	11007	26
Agriculture Rhénanie du Nord-Westphalie	4,86E-08	4,30**	1,61E-04	0,98	500,70	1,42E-38	27431	32
Agriculture Basse-Saxe	4,02E-05	4,15**	7,06E-03	1,34	539,42	1,66E-39	1033	39
Agriculture Rhénanie-Palatinat	1,02E-07	4,20**	2,84E-04	1,20	522,72	4,10E-39	18508	31
Agriculture Sarre	7,55E-06	3,73**	4,08E-03	2,15*	619,61	2,99E-41	1770	25
Agriculture Wallonie	9,85E-05	3,94**	1,25E-02	1,75	578,69	2,17E-40	543	29
Agriculture Luxembourg	1,69E-06	3,25**	2,99E-03	3,73**	869,63	1,46E-45	2919	20
Agriculture Lorraine	7,32E-08	4,46**	4,73E-04	3,99**	1277,36	1,64E-50	13713	17
Agriculture Alsace	6,61E-07	3,57**	1,40E-03	2,45*	649,10	7,72E-42	5847	25
Agriculture Pays-Bas	3,09E-08	26,49**	0,00E+00	-	701,85	1,63E-35	44823	47
Communes Vorarlberg	7,18E-07	0,54	7,07E-03	12,21**	2922,30	8,69E-75	638	5
Communes Suisse et Liechtenstein	7,76E-08	50,58**	2,43E-04	18,45**	85329,45	1,27E-126	13309	14
Communes Bade-Wurtemberg	3,91E-09	10,72**	1,41E-04	19,72**	16580,79	2,80E-103	29142	7
Communes Bavière	2,60E-08	13,33**	2,67E-04	16,70**	16127,51	8,23E-103	12181	6
Communes Thuringe	2,57E-06	9,06**	8,06E-04	17,41**	12539,87	1,35E-99	240	0
Communes Hesse	1,04E-08	10,90**	2,19E-04	18,73**	15708,10	1,89E-103	17933	6
Communes Rhénanie du Nord-Westphalie	1,54E-09	11,83**	7,76E-05	18,12**	16054,34	9,82E-103	48882	7
Communes Basse-Saxe	6,71E-06	3,41**	6,29E-03	8,38**	2489,39	2,19E-71	567	5
Communes Rhénanie-Palatinat	1,59E-08	13,35**	2,23E-04	17,99**	17565,55	2,97E-104	15413	6
Communes Sarre	1,23E-07	4,62**	7,95E-04	10,18**	3919,97	9,10E-80	4321	5
Communes Wallonie	8,14E-05	33,92**	0,00E+00	-	1150,61	1,23E-49	376	9
Communes Luxembourg	2,63E-07	1,98	2,03E-03	12,98**	4020,10	3,39E-80	1730	4
Communes Lorraine	1,11E-08	3,00**	4,39E-04	18,91**	8615,71	2,94E-99	9255	5
Communes Alsace	1,02E-08	2,74**	4,30E-04	17,83**	7594,46	5,91E-92	9453	5
Communes Pays-Bas	3,67E-09	13,05**	9,73E-05	15,76**	14846,89	1,74E-102	32259	6
Industrie Vorarlberg	6,51E-05	7,82**	6,82E-03	4,18**	2575,06	1,51E-70	299	6
Industrie Suisse et Liechtenstein	1,43E-06	110,98**	0,00E+00	-	12317,54	3,83E-83	4096	18
Industrie Bade-Wurtemberg	4,22E-08	9,02**	8,39E-05	1,99	2172,63	8,71E-68	13745	7
Industrie Bavière	2,15E-07	8,40**	2,90E-04	3,07**	2357,67	4,11E-69	5640	7
Industrie Thuringe	5,71E-03	9,58**	3,64E-02	2,03*	2417,27	1,61E-69	46	11
Industrie Hesse	1,30E-07	9,63**	7,93E-05	1,07	2056,35	6,79E-67	8413	8
Industrie Rhénanie du Nord Westphalie	1,10E-08	8,08**	7,68E-05	3,63**	2456,25	8,87E-70	23822	6
Industrie Basse-Saxe	1,16E-04	7,97**	9,29E-03	4,32**	2703,03	2,46E-71	225	7
Industrie Rhénanie-Palatinat	1,57E-07	8,71**	2,04E-04	2,51*	2256,95	2,10E-68	6862	7
Industrie Sarre	3,53E-06	62,72**	0,00E+00	-	3934,40	7,32E-68	1738	8
Industrie Wallonie	4,41E-04	4,47**	4,89E-02	10,36**	3938,91	2,85E-83	73	5
Industrie Luxembourg	3,58E-05	63,71**	0,00E+00	-	4059,04	1,02E-67	582	9
Industrie Lorraine	4,72E-07	5,66**	1,17E-03	8,16**	3418,66	6,30E-76	2593	5
Industrie Alsace	2,18E-07	5,68**	7,92E-04	8,14**	3416,38	6,47E-76	3826	5
Industrie Pays-Bas	5,55E-08	7,75**	2,03E-04	4,25**	2576,84	1,48E-70	10198	6

** : significatif au seuil de 1%, * : significatif au seuil de 5%.

Annexe II : résultats des simulations. Coût net total de régulation dans les secteurs d'émission avec l'emploi de différents instruments pour un objectif de réduction de 50%.

