

Laboratoire d'Economie Appliquée de Grenoble

ESTIMATION DES QUANTITES D'EMISSIONS AZOTEES ET DES COURBES DE COUT MARGINAL D'EPURATION ASSOCIEES DANS LES SECTEURS ET LES REGIONS DU BASSIN D'UN COURS D'EAU

UNE APPLICATION POUR LE BASSIN RHENAN

SAULNIER Jérôme

2008

Working Paper GAEL ; 2008-08

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



Laboratoire d'Economie Appliquée de Grenoble

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

Estimation des quantités d'émissions azotées et des courbes de coût marginal d'épuration associées dans les secteurs et les régions du bassin d'un cours d'eau.

Une application pour le bassin rhénan

Jérôme SAULNIER*

Working Paper GAEL
2008-08

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

Mots-clé : modèle économique, optimisation, courbes de coût marginal, ressource en eau, externalités, émissions azotées, bassin rhénan.
JEL codes : C51. C61. Q52. Q53. Q58.

RESUME.

Dans cet article, nous nous intéressons aux questions liées à l'estimation des quantités d'émissions azotées et des courbes de coût marginal d'épuration dans le bassin d'un cours d'eau. L'application et les calculs empiriques sont réalisés pour les secteurs d'activité et les régions du bassin rhénan. Dans un premier temps, nous revenons sur les objectifs environnementaux formulés par la Commission Internationale pour la Protection du Rhin. L'intégration des contraintes de régulation existantes dans le cadre formel d'analyse est également discutée. Dans un second temps, l'estimation des composantes du modèle d'évaluation, à savoir les fonctions de quantités d'émissions et les courbes de coût marginal de réduction associées est détaillée. Les émissions sont notamment obtenues à l'aide d'un modèle hydrologique calibré pour le bassin Rhénan. Les courbes de coût marginal d'épuration sont estimées à partir des résultats d'un modèle microéconomique d'optimisation. Les résultats mettent en évidence les différences importantes de coût marginal d'épuration qui existent entre les différents types de sources et entre les régions du bassin. Cela nous permet d'envisager des gains d'efficacité substantiels par rapport à une régulation avec un objectif uniforme telle qu'elle est actuellement préconisée et appliquée.

Mots-clé : modèle économique, optimisation, courbes de coût marginal, ressource en eau, externalités, émissions azotées, bassin rhénan.

SUMMARY.

In this paper, we investigate the issues linked to the empirical estimation of marginal abatement cost curves of nitrogen emissions in a river basin. The study is carried out for the main types of sources of emissions in the regions of the Rhine basin. We first question the existing environmental objectives and we describe the constraints faced by the International Commission for the Protection of the Rhine. The consequences of the integration of these constraints in the conceptual framework are also exposed. We then look at how to estimate the components of the evaluation model, i.e. the functions of emission and the marginal abatement cost curves for each type of source. The quantities of emissions rejected by each source are obtained through a hydrological model calibrated for the Rhine basin. The corresponding marginal abatement cost curves are estimated by running a microeconomic optimization model. The results show the relatively high variability across region and across sources, between marginal abatement costs. We conclude that substantial efficiency gains could be expected compared to the regulation through a uniform objective which is presently pursued in the Rhine basin.

Keywords: economic model, optimization, marginal cost curves, water resource, externalities, nitrogen emissions, Rhine basin.

1. Introduction.

Suite à l'accident de Sandoz en 1986, le travail de la Commission Internationale pour la protection du Rhin (CIPR) a largement contribué à l'adoption de mesures visant à rétablir une meilleure qualité dans les eaux du bassin rhénan. Les résultats environnementaux du Programme d'Action Rhin (PAR), qui s'est achevé en 2000, ont été salués comme un premier pas encourageant vers la réhabilitation écologique du bassin (CIPR, 2003a). Un nouveau programme d'action baptisé Rhin 2020, a désormais succédé au PAR, avec une volonté affichée de la part de la CIPR de réduire encore davantage les émissions d'origine anthropique. Toutefois, pour certaines substances et en particulier pour les substances azotées auxquelles nous nous intéressons dans cet article, les objectifs de réduction des émissions ne sont pas toujours atteints. En outre, la prise en compte des coûts occasionnés par la régulation est clairement évoquée comme une nécessité avant l'adoption de toute nouvelle recommandation. Dans cette perspective, les objectifs environnementaux de plus en plus ambitieux qui sont fixés incitent à s'interroger sur le type de régulation à privilégier pour que les réductions d'émissions se fassent au moindre coût et ne viennent pas fragiliser l'activité économique dans le bassin.

Pour cela, il faut revenir sur la façon dont le système de régulation mis en œuvre s'organise. Il faut également être en mesure d'appréhender comment les objectifs, les contraintes et les spécificités inhérentes à la régulation des rejets azotés doivent être intégrés dans le cadre d'analyse. Pour comparer les rejets et les coûts de réduction associés dans les différentes régions du bassin, il faut enfin estimer les composantes du modèle à savoir les fonctions d'émissions et les courbes de coût marginal de réduction des émissions. Cela pose toutefois un certain nombre de problèmes (Saulnier, 2008). D'une part, les caractéristiques physiques propres à chaque espace naturel, le caractère diffus d'une partie des émissions et la circulation des substances d'un milieu vers un autre à plus ou moins long terme compliquent l'estimation des fonctions d'émissions. D'autre part, il est nécessaire pour pouvoir évaluer les coûts de la réduction des émissions pour chaque source d'avoir une connaissance aussi approfondie que possible du développement et des technologies utilisées par ces dernières. Les coûts sont en effet fonction du niveau d'activité, des méthodes de production et des techniques de traitement des eaux usées dans le bassin considéré.

Dans cet article, nous revenons sur l'ensemble de ces questions à travers un modèle d'estimation des quantités d'émissions azotées et des courbes de coût marginal de réduction associées pour le bassin rhénan. Une première partie est consacrée à la présentation du cadre d'analyse. Nous commençons par nous interroger sur la pertinence des objectifs fixés et sur les contraintes de régulation existantes. Nous décrivons ensuite l'organisation et le fonctionnement du système de régulation mis en œuvre. Sur la base de ces éléments, nous formalisons enfin le modèle d'évaluation de la politique menée dans le bassin rhénan pour la réduction des émissions azotées et qui servira de base à l'estimation empirique. Dans une seconde partie, nous nous attachons à décrire l'estimation des composantes du modèle d'évaluation. La méthode de calcul des quantités d'émissions pour chaque région du bassin est d'abord précisée. Les courbes de coût marginal de réduction des émissions sont ensuite évaluées, pour les rejets d'origine agricole dans un premier temps et pour les rejets d'origine communale et industrielle dans un second temps.

2. Le modèle de régulation.

Les paramètres physiques, les contraintes institutionnelles, ainsi que le caractère des sources d'émissions dans le bassin d'un cours d'eau sont autant d'éléments qui vont compliquer singulièrement la tâche des autorités de régulation. Il est cependant indispensable de les prendre en compte dans tout modèle de régulation. Dans cette section, nous commençons donc par décrire le système de régulation et l'approche mise en oeuvre par la CIPR dans le bassin rhénan. L'objectif environnemental de réduction des émissions azotées est analysé. Nous détaillons ensuite l'organisation du schéma de régulation actuel. Nous présentons enfin le modèle conceptuel que nous avons retenu et qui va servir de référence.

2.1. Objectifs et contraintes environnementales en matière de réduction des émissions azotées.

Un des objectifs de la CIPR est de réduire les quantités d'émissions azotées dans les eaux du bassin de 50% à l'horizon 2010[1] (OSPAR, 2006). Cela nous amène à nous interroger sur sa signification exacte et sur sa pertinence et d'expliquer plus exactement ce que recouvre le terme de composants azotés. En réalité, la substance que la CIPR retient comme représentative de ce type de d'émission est l'azote total. C'est donc l'augmentation ou la diminution des apports d'azote total par rapport au niveau de 1985 qui sert à déterminer dans quelle mesure les objectifs sont atteints (CIPR, 1996). Cela s'explique par le fait que les autres composés présents dans les eaux et qui font l'objet de mesures[2] sont des substances plus particulières, qui ne donnent qu'une estimation partielle de la quantité totale d'émission azotées qui est déversée dans les eaux du bassin. Avec l'azote total, l'accent n'est pas mis sur un composé spécifique (nitrates, ammoniaque par exemple) et sur les activités qui en sont à l'origine, sachant que toutes les activités économiques ne sont pas à l'origine des rejets des mêmes substances[3]. Si l'on s'intéresse à une substance particulière, le problème est que celle-ci, une fois rejetée dans l'environnement, ne demeure pas dans son état initial et une partie va se combiner avec d'autres substances. Les mesures effectuées pour cette substance ne sont donc pas le reflet exact des quantités rejetées dans les eaux. Une autre solution pourrait consister à considérer chaque substance séparément, ce qui, outre l'imprécision de la mesure, complique d'autant le système de régulation. L'azote total donne donc une meilleure évaluation globale des rejets et permet de rendre compte plus justement des quantités de composés azotés qui sont transportés dans les eaux du bassin ce qui justifie bien le choix de la CIPR.

De plus, la diffusion des composants azotés dans l'environnement se fait à travers plusieurs canaux de transmission et touche plusieurs milieux physiques (nappes, eaux souterraines, eaux de surface, sédiments, sols etc.) qui peuvent être plus ou moins affectés par la présence de substances. Lorsque le régulateur souhaite définir un objectif de réduction des émissions, plusieurs objectifs et stratégies environnementales spécifiques à chaque canal de

[1] Initialement aux horizons 1995 puis 2000 dans le cadre du PAR.
[2] En particulier azote ammoniacal NH4-H et azote nitrique NO3-N.
[3] Cette représentativité de l'azote total peut être illustrée par le fait qu'une méthode de calcul simple de ce composé consiste à regrouper de manière non pondérée les valeurs de quantités pour chacun des composants (CIPR, 1996).

transmission pourraient être établis Bel et al. (2004). Toutefois, l'objectif de la CIPR de réduction de 50% des émissions azotées est global et porte spécifiquement sur les rejets dans les eaux de surface du bassin rhénan. La matérialisation effective des résultats en matière de réduction des émissions se mesure donc par la présence plus ou moins élevée de composants azotés dans les eaux du cours principal du fleuve et ne concerne donc pas directement les quantités de sédiments et la concentration de substance dans les eaux souterraines. L'approche peut paraître restrictive, cependant il ne faut pas perdre de vue que tous ces éléments sont interdépendants. Les techniques mises en œuvre pour la réduction des émissions azotées dans les eaux de surface ont donc aussi un impact direct sur les qualités physico-chimiques de l'ensemble du système aquatique dans le bassin du Rhin, la qualité des eaux de surface étant un révélateur final de l'importance des mesures mises en oeuvre.

Par ailleurs, il nous faut également déterminer s'il est préférable d'utiliser les mesures de concentration en substance ou les quantités rejetées dans les eaux. Dans la pratique, il apparait préférable d'utiliser les quantités rejetées dans les eaux et les mesures de quantités transportées aux différents récepteurs pour calculer les concentrations et vérifier si celles-ci sont en conformité avec la législation (CIPR, 1996 ; Saulnier, 2008). C'est précisément ce que nous retrouvons ici, puisque l'objectif d'une réduction de 50% porte sur les quantités d'émissions exprimées en tonnes par an rejetées dans le bassin et non sur la concentration. Ceci s'explique aussi par le fait que les mesures des concentrations sur le cours principal du fleuve ne dépassent pas les limites fixées par les directives européennes. L'objectif n'est donc plus ici de se conformer aux normes exprimées en termes de concentrations en vigueur légalement. Par conséquent, nous nous intéressons à la quantité exprimée en tonnes d'azote total qui rejoint le bassin et l'objectif est la réduction de 50% de ces apports dans les eaux de surface. En outre, il faut rappeler que, si les normes de qualité des eaux prennent la forme d'un seuil maximal et d'un seuil guide de rejets à respecter, cela ne signifie pas que le régulateur ne cherchera pas à aller au-delà de ces recommandations. C'est précisément ce que nous pouvons constater dans le cas du bassin Rhénan. En effet, de 1971 à 2000, la teneur moyenne en azote nitrique dans le Rhin a oscillé entre 1,2 mg/l et 4,4 mg/l, atteignant son maximum au milieu des années 1980 (CIPR, 2003a). Par rapport à une valeur de concentration maximale autorisée de 11.3 mg/l[4], et à une valeur guide de 5.65 mg/l, il est clair que les concentrations moyennes dans le Rhin sont absolument sans risque du point de vue de la qualité des eaux de ce fleuve. L'objectif affiché peut donc être assimilé à une volonté de la part de la CIPR de privilégier l'aspect environnemental et de réduire autant que possible les dommages sur milieux aquatiques. Cependant, le fait que les valeurs maximales autorisées soient respectées laisse à penser, que le régulateur devrait chercher à atteindre cet objectif au moindre coût possible.

Cela étant précisé, voyons maintenant plus précisément ce qui a déterminé le choix des objectifs environnementaux de la CIPR. En ce qui concerne la valeur de 50%, celle-ci s'inscrivait dans le cadre du Programme d'Action pour la Protection de la Mer du Nord auquel participe la CIPR. Il repose sur le fait que le Rhin se jette dans la Mer du Nord et que celle-ci constitue un réceptacle naturel à toutes les émissions du fleuve (OSPAR, 2001). En d'autres termes, si les quantités de composants azotés sont seulement transportées par les eaux du bassin lorsqu'elles franchissent les différents points de mesure, elles finissent en partie par rejoindre la Mer du Nord. Or l'azote peut jouer un rôle important dans l'eutrophisation et peut

[4] Valeurs pour l'azote nitrique (NO3-N) correspondants respectivement à 50 et 25 mg/l de nitrates (NO3).

accentuer la croissance des algues dans les mers peu profondes comme la Mer du Nord[5] (CIPR, 1996). De ce point de vue, une forte réduction des émissions azotées parait plus pertinente, tout rejet supplémentaire au-delà de ce que peut assimiler la Mer du Nord venant dégrader la situation. Toutefois la valeur de 50%, porte sur les émissions rejetées dans les eaux du bassin et pas uniquement sur les quantités qui atteignent l'embouchure et se déversent dans la Mer du Nord. Elle adresse donc avant tout un signal politique et ne repose sur aucune évaluation environnementale établie scientifiquement. La meilleure preuve du caractère purement arbitraire de cette valeur pour les substances azotées est que c'est la même valeur guide de 50% de réduction qui a été retenue comme objectif pour les 47 autres substances visées par le PAR.

De même, l'impact économique d'un tel objectif n'a pas été évalué par la CIPR et aucun critère économique n'a été pris en compte lors de sa définition. En réalité, il est surtout le résultat de la prise de conscience environnementale qui a eu lieu dans le bassin et de la coopération qui s'est engagée à la suite de l'accident de Sandoz., la préférence des agents pour un niveau supérieur de qualité environnementale se traduisant par une demande de réduction supplémentaire des émissions. Même si aucune évaluation n'a été conduite, l'objectif de 50% peut être interprété comme la réponse de la CIPR à cette demande. L'idée était en outre qu'il agisse comme une stimulation à l'épuration, aucun des acteurs à l'origine des émissions ne souhaitant être montré du doigt comme celui qui n'avait pas fait d'efforts (principe de la pression des pairs). De ce point de vue, cet objectif adressait un signal fort à la fois aux sources et aux riverains du bassin sur l'engagement de la CIPR et des autorités environnementales régionales à réduire de façon significative les rejets anthropiques dans les eaux du bassin. Avec Rhin 2020, il s'agit désormais de respecter l'objectif de 50% à l'horizon 2010 puis de poursuivre encore davantage les réductions jusqu'en 2020. Un objectif de 70% était initialement évoqué pour l'azote total, mais ne s'est toujours pas concrétisé dans le programme en raison du non respect de l'objectif initial de 50%. Le but est donc de parvenir à un état aussi proche que possible de celui du bruit de fond traduit par l'application de "l'état de la technique" à l'horizon 2020 (CIPR, 2001). L'approche renvoie à la poursuite d'une quantité d'émissions aussi proche de zéro que possible et une vision uniquement structurée autour du principe qu'une quantité d'émission moindre est toujours préférable. En terme de qualité des eaux de surface, un tel objectif amène aussi à s'interroger sur la référence sur laquelle s'appuyer pour désigner ce que serait la qualité des eaux si il n'y avait pas d'activité humaine. Il s'agit en effet d'un état relativement difficile à appréhender et dont la définition s'avère peu précise jusqu'à présent. Généralement, les estimations pour les valeurs moyennes de concentration pour les substances azotées dans les cours d'eau européens varient ainsi fortement d'une évaluation à l'autre (EEA, 1999). Il est en de même pour le bassin rhénan et la CIPR (1996) fait état, en fonction de la méthode retenue, d'un volume d'émission annuel dans les eaux du bassin de l'ordre de 30000 à 60000 tonnes d'azote pour le bruit de fond soit environ entre 5 et 10% du total des rejets actuels.

En outre, même si il est précisé que les mesures doivent être proportionnées et économiquement réalisables, les objectifs de 50% et de 70% ne répondent à aucun critère

[5] Et dans les eaux calmes ou à faible courant (lacs, barrages, retenues, etc.). L'apport massif de nutriments dans la Mer du Nord a ainsi en 1988, provoqué la formation de grand tapis d'algues. Lorsqu'elles disparaissent, ces algues absorbent la teneur en oxygène dans l'eau mettant ainsi en péril certaines espèces (CIPR, 2003a).

d'efficacité économique. Ni les coûts qu'ils risquent d'entraîner pour les agents économiques responsables des émissions, ni les bénéfices qu'ils pourraient engendrer n'ont été évalués. Ceci est d'autant plus dommageable que nous savons que le coût de réduction des émissions augmente généralement de façon importante au fur et à mesure que les émissions sont réduites. Il faut néanmoins relativiser ces critiques car en situation d'information imparfaite, du fait des lacunes informationnelles du régulateur, la non-prise en compte de critères économiques dans la détermination des objectifs environnementaux est encore un trait commun à de nombreuses politiques environnementales (Cros, 1999, p.58). A cause de l'imperfection de l'information dont il dispose, le régulateur se contente donc de fixer un objectif qui reflète ses ambitions et adresse un signal aux agents concernés. De ce point de vue, les objectifs de la CIPR apparaissent comme extrêmement contraignants. Un objectif de type zéro dommages, qui vise à assurer que les quantités de rejets ne causent pas d'atteintes à l'environnement à travers le respect des normes en vigueur, aurait pu être favorisé. N'oublions cependant pas que l'objectif affiché par Rhin 2020, comme celui du PAR, sont le résultat d'un processus de négociation entre la CIPR et l'ensemble des représentants gouvernementaux des régions du bassin, élus démocratiquement. A ce titre, il exprime en quelque sorte la volonté du plus grand nombre et a donc une certaine légitimité. Nous le prenons donc comme tel et admettons qu'il en est de même pour l'ensemble des agents concernés.

2.2. Organisation des responsabilités au sein du système de régulation actuel.

Une fois l'objectif fixé, la CIPR a la responsabilité de proposer un système de régulation qui permette d'atteindre cet objectif. Pour comprendre comment la régulation s'organise et quels sont les niveaux de responsabilité et les différents acteurs du système, revenons sur le cadre institutionnel général dans lequel la régulation s'inscrit (Huisman et al., 2000). Tout d'abord, il faut rappeler que le rôle de la CIPR dans la gestion de la ressource en eau du bassin a été renforcé avec le nouveau programme pour le développement durable du Rhin lancé en 2001. L'application de mesures visant à réduire les rejets demeure toutefois du ressort de chacun des acteurs chargés de la protection environnementale dans chacune des régions du bassin rhénan. La CIPR n'a donc pas le pouvoir, seule, de prendre des sanctions à l'égard des sources qui ne respecteraient pas les objectifs assignés. Du point de vue de son fonctionnement la CIPR regroupe des représentants officiels de chacune des régions riveraines qui décident à la fois du programme de travail, du financement et des actions à entreprendre. En pratique, les deux responsabilités les plus délicates et les plus importantes consistent à fixer l'objectif global de réduction des émissions et à déterminer les modalités de la régulation à mettre en œuvre au niveau des sources dans les régions. Les décisions sont donc prises conjointement et chaque entité régionale adopte ensuite des mesures spécifiques pour atteindre les objectifs fixés. Si la CIPR propose des projets environnementaux, leur adoption et leur financement sont donc d'abord soumis à l'approbation des participants.

En ce qui concerne la répartition effective des pouvoirs politiques en matière environnementale, il est important de préciser que, si les états du bassin jouent toujours un rôle prépondérant dans les négociations internationales, ce sont surtout les régions riveraines qui sont dans la pratique chargées de mettre en œuvre les mesures de lutte contre les rejets d'émissions et de restauration de l'environnement (Romy, 1990 ; Van der Veeren, 2001). En réalité, à l'exception des Pays-Bas, du Luxembourg, et de la Suisse, les régions du bassin, et en particulier les Länder allemands, sont depuis longtemps le lieu où les pouvoirs de décision en matière environnementale sont concentrés. Pour l'Allemagne, c'est le caractère fédéral de

l'État allemand qui est la cause principale de cette répartition des pouvoirs. Pour la France, l'Autriche et la Belgique, cela s'explique par le fait que ces états n'ont qu'une très petite partie de leur territoire incluse dans le bassin du Rhin. Il était dès lors plus approprié de se placer à un niveau moins agrégé que celui de l'État pour assurer la gestion de la ressource en eau dans ces parties du bassin. Toutefois se pose également la question de savoir si, à un niveau de désagrégation encore plus fin, la commune ne constitue pas un acteur de mise en œuvre de la politique environnementale plus adapté. Le problème est que la gestion de la ressource en eau exige des moyens et une coordination des actions qu'il semble difficile de décentraliser au niveau communal. Entre les communes et le bassin versant dans son ensemble, le régulateur devra donc plutôt choisir de s'appuyer sur une structure institutionnelle intermédiaire. La région ou le pays pour les Pays-Bas, le Luxembourg, et la Suisse apparaissent alors comme les acteurs de référence pour le bassin rhénan et ceci d'autant plus qu'à l'inverse des communes, ils sont déjà le lieu de la mise en oeuvre des politiques environnementales.

Au lieu du découpage entre les 9 pays qui ont une partie de leur territoire dans le bassin, cela nous amène à distinguer 15 grandes régions pour le bassin. Pour la France nous avons l'Alsace et la Lorraine, pour l'Autriche le Vorarlberg, pour la Belgique la région wallonne. La part de l'Allemagne comprise dans le bassin est quant à elle divisée entre les 9 Länder qui la composent. Les Pays-Bas et le Luxembourg sont considérés comme 2 régions à part entière. En outre, pour des raisons de facilités statistiques, nous regroupons le Liechtenstein, la petite partie de territoire montagneux italien et la Suisse pour former la quinzième région du bassin. Une telle organisation représente alors de manière satisfaisante la répartition effective des centres politiques de décision et d'action pour la protection de l'environnement au niveau du bassin. L'organisation du système de régulation va donc se faire autour de ce niveau administratif élémentaire, notamment en ce qui concerne les émissions diffuses, qui par définition ne peuvent être considérées individuellement. L'approche qui a été privilégiée par le PAR et qui va être poursuivie avec Rhin 2020 s'inscrit aussi dans ce canevas général où la CIPR et les représentants régionaux ont dans un souci d'égalité et de simplicité, décidé d'appliquer l'objectif de 50 % de réduction à chacune des sources d'émission. Cependant, cela n'étant pas possible pour les sources diffuses, les rejets sont considérés dans leur ensemble au niveau régional. En ce qui concerne l'agriculture, dont les sources d'émissions sont de nature diffuse, cela signifie que les objectifs, les contrôles et la régulation vont s'appliquer pour l'ensemble des rejets au niveau de chaque région. Pour les sources communales, les émissions sont en partie diffuses et en partie ponctuelles lorsqu'il s'agit de station de traitement des eaux usées. L'objectif et le contrôle sont donc appliqués directement à la source et des valeurs maximales de rejets autorisés, que le système de régulation devra intégrer, sont définies pour les sources les plus importantes. Néanmoins celles-ci appartiennent au domaine public. La définition des investissements et la régulation dans ce domaine vont donc se faire au niveau régional et les émissions communales sont alors plutôt considérées comme un ensemble au niveau régional. Enfin, pour les sources industrielles, une fois encore, seules les plus importantes en terme de volume de rejets font l'objet d'un suivi au niveau de la CIPR[6], et des valeurs maximales de rejets autorisés sont définies pour ces sources. La vaste majorité des sources ponctuelles industrielles est donc considérée à un niveau plus fin au niveau une fois encore des autorités régionales.

[6] Sources rejetant plus de 1300 tonnes d'azote total par an, voir CIPR (2003b).

Le système de régulation supervisé par la CIPR ne concerne donc pas directement chaque agriculteur, chaque ménage, chaque station de traitement des eaux usées, chaque usine qui déverse des rejets dans le Rhin. Seules les sources ponctuelles les plus importantes font l'objet d'une surveillance individuelle. Toutefois nous ne bénéficions pas d'informations à un niveau suffisamment fin sur les coûts d'épuration pour traiter chaque source ponctuelle séparément, nous simplifions donc l'analyse en regroupant simplement l'ensemble des sources par secteur d'émissions au niveau régional. Dans ce cadre, la CIPR fixe des normes et établit la liste des meilleures techniques disponibles pour les différents secteurs, puis laisse aux entités environnementales régionales compétentes en la matière le soin de mettre en place des mesures qui visent à respecter l'objectif. Celles-ci sont en outre sans doute plus à même de tenir compte des spécificités propres à chacune des sources et aux caractères géographiques de la région. En se plaçant à ce niveau le problème posé par le caractère diffus de certaines émissions, et en particulier les émissions agricoles, est résolu puisque celles-ci sont considérées dans leur totalité au niveau de chaque région. Cela ne veut pas dire que le caractère diffus et les problèmes qu'il entraîne pour la régulation ont disparu, seulement c'est à chaque région de définir une politique environnementale spécifique adaptée. La mise en application de mesures visant à obliger les différents acteurs individuels concernés à réduire leurs rejets est donc laissée au soin des autorités environnementales au niveau des différentes régions. Dans un tel système il est possible d'envisager, et c'est d'ailleurs ce qui c'est passé, que certaines décident d'imposer des taxes sur les activités polluantes, que d'autres aient davantage recours aux systèmes administratifs traditionnels (Saulnier, 2007a). En définitive, la régulation opérée par la CIPR peut donc être assimilée à l'instauration d'une norme uniforme d'émission au niveau de chaque secteur d'émissions dans chacune des régions.

2.3. Formalisation du cadre général d'analyse.

Le cadre de régulation mis en place par La CIPR s'apparente au modèle décrit par Saulnier (2008) en considérant toutefois les sources ponctuelles dans leur ensemble. Dans ce modèle, dans un premier temps, le régulateur a pour priorité de faire respecter les objectifs correspondant aux valeurs maximales autorisées dans le bassin du cours d'eau dont il a le contrôle. Il fixe pour les sources ponctuelles un objectif individuel de réduction des émissions et il cherche à ce que les émissions cumulées des sources ponctuelles et des sources diffuses n'entraînent pas de dépassement des valeurs maximales autorisées mesurées au récepteur de la région considérée. Simplement, dans le cas présent, les valeurs maximales autorisées aux différents récepteurs sont respectées, nous ne somme donc plus situés dans cette étape du modèle. Dans la seconde étape du modèle, les objectifs correspondant aux valeurs maximales autorisées étant respectés ($q_k \leq q_k^*$), le régulateur ne va plus avoir besoin pour réduire davantage les émissions de conserver des objectifs aussi stricts. Toute régulation supplémentaire des émissions dans les eaux n'est plus accompagnée d'objectifs individualisés, les sources qui souhaiteraient augmenter leurs rejets continuant toutefois à être astreintes au respect du plafond. Le modèle se réduit alors à un simple modèle d'émission avec dans le cas qui nous intéresse un objectif de réduction des émissions de 50% et k sources (*i*j sources ponctuelles + j sources diffuses*). La quantité totale d'émissions d'origine anthropique est donnée par :

$$Q = \sum_k (q_k) \qquad (1)$$

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

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

Le régulateur cherche à atteindre cet objectif au moindre coût possible. Soient $C_k(r_k)$ les fonctions de coût de réduction des émissions pour les différentes sources, le problème pour le régulateur s'écrit :

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

sous la contrainte $\sum_k (q_k - r_k) \le Q^* \qquad (4)$

et $r_k \ge 0 \qquad (5)$

avec k= 1, …, K

Et nous retrouvons 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. Comme les objectifs correspondant aux valeurs maximales autorisées sont déjà respectés et que chaque source doit au minimum garder un niveau de rejet identique ($r_k>=0$), il n'y a pas de risque de dégradation environnementale en terme de dépassement des valeurs maximales autorisées.

Le cadre d'analyse et d'évaluation des instruments étant formalisé, il nous reste maintenant à procéder à l'estimation des composantes de ce modèle, à savoir les fonctions d'émissions et de coût d'épuration pour les sources dans chaque région. En ce qui concerne les fonctions de coûts, trois types de méthode d'évaluation sont principalement utilisés dans la littérature (Hourcade et Robinson, 1996 ; Criqui et al., 1999, De Cara et Jayet, 2000). Le premier type est purement économétrique et consiste, lorsque les données sont disponibles au niveau des sources d'émissions, à estimer l'équation de coût d'épuration. Celle-ci met en relation une variable expliquée qui est les dépenses dans la réduction des émissions au niveau des sources avec une série de variables explicatives comme les volumes de rejet, un vecteur de caractéristiques des sources, un vecteur avec le prix des intrants (travail, énergie et matériels) dans la région de chaque source (voir notamment Dasgupta et al., 1996 et Hartman et al., 1997). Le second type d'approche, dit "descendant", utilise des modèles macroéconomiques d'équilibre général et cherche à décrire de manière aussi détaillée que possible le fonctionnement des différents secteurs d'émissions. Il (voir entre autres dans le cadre du coût de la réduction des émissions de CO2 : Dean et Hoeller, 1992 ; Martins et al., 1993). Les coûts d'épuration peuvent alors être décrits en terme de perte de bien être pour différents niveaux de réduction. Le troisième type d'approche dit "ascendant", est basé sur les évaluations microéconomiques sur la base de travaux d'ingénieurs (De Cara et Jayet, 2000). Le coût ainsi que l'impact environnemental des différentes techniques potentielles d'épuration sont d'abord évaluées. Puis, à l'aide de modèle d'optimisation, en faisant varier l'objectif de niveau d'émission souhaité, la courbe de coût marginal de d'épuration est obtenue. C'est cette dernière approche microéconomique que nous avons choisi de retenir. Il s'agit en effet d'une méthode éprouvée que l'on retrouve dans de nombreuses études empiriques, généralement associée à un modèle hydrologique développé spécifiquement pour le bassin étudié et qui donne les fonctions d'émissions (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). Voyons donc maintenant quels sont les modèles hydrologiques qui existent pour le bassin rhénan et comment l'estimation de chaque fonction a été réalisée plus précisément pour les différents secteurs d'activité.

3. Estimation des émissions azotées et des courbes de coûts de réduction associées[7].

Avant de réaliser toute évaluation, il faut être en mesure d'estimer les fonctions à la base du modèle de régulation. Cela demande, dans un premier temps, de déterminer les émissions de chaque secteur dans chacune des régions. Dans un second temps, il nous faut identifier les coûts des techniques et les méthodes de production qui vont permettre de réduire ces émissions. C'est finalement à partir de ces éléments que les courbes de coût de réduction des émissions pour chacune des sources seront obtenues.

3.1. Estimation des émissions pour les régions et les secteurs d'émission.

[7] Les données utilisées tout au long de cette partie sont issues de la base de données "Tradable_Rhine" (Saulnier, 2007b), constituée à partir des différentes sources d'information existantes sur le Rhin, sur les régions du bassin et sur les sources à l'origine des émissions azotées.

Un premier problème lorsque l'on souhaite estimer les rejets azotés dans le bassin d'un cours d'eau est qu'il n'existe pas de station de mesure à chaque point du fleuve. Des stations représentatives doivent être utilisées et se pose alors la question du nombre de stations de mesure qu'il faut prendre en considération. Le fait de ne retenir qu'un seul récepteur est en général assez peu pertinent car pour représenter les quantités d'émission azotées rejetées par une région et qui se retrouvent à un récepteur donné, des coefficients de transport doivent être calculés. Or, le risque d'erreur sur ces coefficients est d'autant plus grand que la distance au point de mesure est grande. Nous considérons donc 8 récepteurs répartis dans le bassin du Rhin[8]. Les stations de Village Neuf, Seltz, Coblence, Bimmen et Maasluis font partie du réseau de surveillance de la CIPR. Les autres stations sont reprises du travail de De Wit et Berhrendt (1999). Les tableaux numériques annuels fournis par la CIPR (2002) nous donnent alors, pour les stations du réseau, les valeurs moyennes annuelles de quantités d'azote total transportées en kg / s. Pour les données manquantes, nous procédons alors à une estimation des valeurs par simple interpolation linéaire à partir des mesures pour d'autres substances azotées[9] lorsque des données pour ces substances sont disponibles, ou pour d'autres stations à proximité lorsque les données existent pour cette autre station de mesure. Pour les stations n'appartenant pas au système de mesure de la CIPR (Dippoldsau, Palzem et Mayence), nous utilisons les estimations issues du travail de De Wit et Berhrendt (1999).

En outre, pour le bassin du delta du Rhin, les données des stations de mesures de Maasluis et Kampen sont cependant insuffisantes pour évaluer les émissions. En effet, le Rhin se sépare en de nombreux bras dans le delta, les quantités transportées qui passent à Maasluis ne sont donc pas représentatives de la quantité d'émission totale qui est rejetée en Mer du Nord. Pour évaluer les quantités d'azote total qui sont déversées en Mer du Nord nous utilisons donc le résultat des inventaires ponctuels fait par la CIPR, la tendance de 1974 à 1999 étant estimée à partir de la moyenne pondérée des données de Maasluis et Kampen. Le résultat est une base de données de séries chronologiques sur les quantités d'azote total transportées en kg / s et sur le débit en m3 / s pour les 8 stations de mesure retenues. Toutefois, les quantités transportées dépendent du débit du cours d'eau. En effet, plus le débit est élevé, plus les quantités transportées sont importantes. Nous calculons donc une série corrigée qui représente les quantités transportées à débit constant. Pour cela, nous multiplions simplement les données de quantités transportées par le rapport entre le débit correspondant pour l'année considérée et le débit moyen calculé sur les 25 ans de données disponibles. De plus, dans un souci de clarté, pour la suite de l'exposé, nous retenons comme unité pour la série finale les tonnes par an plutôt que les kilos par seconde.

Un second problème est que, dans le modèle de régulation, nous avons implicitement considéré de manière commode pour l'analyse, que chaque région était associée directement à un récepteur. Or, dans la réalité, les quantités mesurées à un récepteur renvoient d'abord aux émissions d'un district hydrographique, celui-ci pouvant regrouper des régions entières mais également des parties de certaines régions à cheval entre deux bassins versants (Schou et al., 2000). Il apparaît ainsi que les limites des régions ne coïncident pas forcément avec les limites des districts hydrographiques. Par exemple, le territoire de la région Bade-Wurtenberg se répartit entre 3 districts hydrographiques différents. La quantité d'émission mesurée à un

[8] L'emplacement de ces stations de mesure nous amène en respectant les limites des bassins versants du Rhin et de ses affluents, à distinguer les 8 districts hydrographiques associés.
[9] Azote nitrique et azote ammoniacal.

récepteur donne donc seulement une idée de tout ce qui a été rejeté dans le bassin total en amont mais ne mesure pas directement ce qui a été émis dans chaque district hydrographique et chaque région[10]. En outre, les émissions qui rejoignent les eaux du fleuve en amont ne rejoignent pas toutes l'embouchure et les régions en aval en raison des phénomènes à l'intérieur des eaux. Pour estimer les émissions d'une région particulière, il faut donc procéder dans un premier temps au calcul des émissions pour tous les districts hydrographiques concernés à partir des mesures de quantités d'azote transportées aux récepteurs et d'un modèle hydrologique. Puis dans un second temps il faut calculer à partir des émissions de chaque source de chaque district hydrographique les émissions des régions. Pour cela, il faut déterminer la part que celles-ci représentent dans les émissions totales de chaque district hydrographique (Schou et al., 2000).

Dans cet article, nous adaptons un modèle synthétique présenté par De Witt et al, (2000) et qui s'inspire des résultats des travaux de modèles déjà existants sur le bassin rhénan notamment de Behrendt (1996) ; Behrendt et Boehme (1992)[11]. Celui-ci fournit en effet une représentation des phénomènes physiques qui interviennent dans le transport de l'azote. Il a été testé avec des données pour 130 combinaisons de districts hydrographiques sur une période de 25 années de 1970 à 1995 et se base sur un découpage du bassin en 287 unités administratives. Il explique la plupart des variations temporelles et spatiales observées dans les quantités d'azote moyenne transportées. Il va donc nous permettre d'obtenir, à partir des mesures de quantité d'azote transportées dans le fleuve, la quantité d'émission de chacune des sources dans les régions du bassin. Toutefois, 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. L'ensemble des variables utilisées est donc la moyenne à 5 ans de la variable considérée. 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 actuels et que l'estimation des coûts associés sur une période aussi longue sont peu pertinents. Certaines des mesures prises à court terme vont aussi avoir un effet sur ces rejets à long terme, leur résultat environnemental sera donc sous-estimé dans les calculs. En considérant toujours un cours d'eau, et les *r* récepteurs répartis dans le bassin de ce cours d'eau, le modèle s'écrit :

$$Q_r = d_r * \sum_{m=1}^{r} l_h \qquad \text{r = 1, …, 8} \qquad (7)$$

[10] Les quantités transportées mesurées à Seltz donnent par exemple une idée sur ce qui a été rejeté de la source du fleuve jusqu'à Seltz mais pas directement sur les émissions de chacun des districts ou de chacune des régions en amont de Seltz.

[11] Pour une revue de modèles hydrologiques alternatifs voir entre autres Andersson et Arheimer 2002.

Où *Qr* est la quantité totale moyenne d'azote transportée, mesurée au niveau du récepteur *r* ; d_r est un paramètre qui prend en compte les pertes moyennes dans les eaux de surface pendant le transport dans le bassin total associé au récepteur r ; l_h représente la quantité totale moyenne d'azote émise dans chaque bassin hydrologique *h* en amont de *r* et qui rejoint les eaux du cours d'eau. l_h 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. Nous avons donc :

$$l_h = \sum_{ij} (\lambda_{hj} * WWTP_{ij} + \mu_{hj} * INDUS_{ij} + \delta_{hj} * AGRI_j) \qquad (8)$$

Où *WWTPij*, *INDUSij* et *AGRIj* représentent la quantité moyenne totale rejetée dans les eaux du bassin par les centres urbains, les sources industrielles et l'agriculture[12] de la région *j*, λ_{hj}, μ_{hj}, δ_{hj} 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. Une fois le calcul effectué pour l'ensemble des districts hydrographiques, nous d'obtenons les rejets pour chaque secteur d'émission et pour chaque région. Formellement, 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, n*ous déduisons alors de *l'équation (7)* la quantité moyenne d'émissions azotées rejetées dans ce district hydrographique :

$$lr = \frac{Q_r}{d_r} - \sum_{r=1}^{r-1} l_r \qquad \text{r = 1, …, 8} \qquad (9)$$

Le calcul du paramètre d_r qui prend en compte les pertes dans les eaux de surface qui interviennent du fait des phénomènes de nitrification dénitrification joue un rôle central dans le modèle. Cependant nous ne disposons pas de mesure directe de ce phénomène. Berhend dans son étude, montre que d_r est lié à l'écoulement spécifique qu'il désigne par s_r dans le bassin total en amont du récepteur xi concerné. En d'autres termes plus les précipitations et le ruissellement moyen seront abondants plus d_r sera élevé. Dans la suite de son article Berhendt estime la relation qui lie *dr* et *sr* et aboutit à l'équation suivante :

$$d_r = 1/\left(1 + \alpha * {s_r}^{\beta}\right) \qquad (10)$$

Où s_r représente l'écoulement spécifique moyen dans le bassin total associé au récepteur *r* et α et β sont des paramètres fixes. En remplaçant d_r dans *l'équation (9)* nous obtenons donc finalement pour l'équation qui donne la quantité moyenne d'émissions azotées rejetées dans chaque district hydrographique *lr* :

$$l_r = \frac{Q_r}{[1/(1 + \alpha * {s_r}^{\beta})]} - \sum_{r=1}^{r-1} lr \qquad (11)$$

[12] AGRIj représente donc les émissions moyennes qui atteignent les eaux de surface. Elle ne correspond pas à la quantité moyenne de rejets à la source par l'agriculture, car celle-ci devrait être multipliés par un facteur de rétention qui prend en considération la rétention par les sols et la nappe phréatique.

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. 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. Les paramètres du modèle, c'est-à-dire les paramètres α et β ainsi que les valeurs d_r et s_r pour les récepteurs que nous avons retenus dans ce travail ont été estimés par Berhend et De Wit pour le transport des rejets azotés dans le bassin rhénan (*voir Annexe I - tableau 1*). Les régions situées dans les Alpes et où le ruissellement et les précipitations sont les plus importants sont celles qui affichent les coefficients de transport les plus élevés[13]. Le modèle hydrologique nous permet donc de calculer les quantités d'azote qui rejoignent les eaux pour chacun des huit sous bassins concernés. Puis nous estimons, à partir de ces données, les émissions correspondantes pour les 15 régions administratives que nous avons distinguées dans ce travail et pour chacun des secteurs d'émissions *(équation 8)*.

Pour vérifier les résultats nous procédons à une analyse de plausibilité. Pour l'agriculture, nous divisons simplement les quantités d'émission de chaque région par la surface agricole de cette même région (*voir annexe II – figure 1*). Les régions ayant l'activité agricole la moins développée (Vorarlberg, Alsace, Wallonie, Lorraine) se retrouvent bien être celles qui rejettent le moins d'émissions, alors que la Rhénanie du Nord et les Pays-Bas apparaissent clairement comme les deux régions ayant l'agriculture la plus productrice de rejets. De la même façon, pour les stations de traitement des eaux usées, nous divisons les quantités d'émission par la population de la région dans chaque région (*voir annexe II – figure 2*). Les régions qui utilisent les techniques les plus avancées de réduction de leurs émissions ou dont nous savons qu'elles rejettent peu d'émissions ont bien leur courbe en dessous (Thuringe, Vorarlberg et Suisse). A l'inverse, les régions qui n'utilisent pas encore suffisamment de techniques avancées d'épuration sont bien celles qui affichent l'intensité de rejet la plus élevée (Alsace, Lorraine, Wallonie). Enfin, en ce qui concerne les émissions d'origine industrielle, nous divisons les quantités obtenues pour chacune des régions par le montant de la valeur ajoutée brute dans la branche industrielle (*voir annexe II– figure 3*) Une fois encore, l'analyse de plausibilité semble confirmer nos estimations, puisque les régions dont les industries ont le moins développé le traitement de leurs émissions azotées sont celles qui affichent les courbes les plus élevées (Alsace et Lorraine). Les régions les plus avancées ou dont l'activité industrielle est peu développée présentent les courbes les plus basses (Suisse et Vorarlberg). Les tendances observées pour les trois graphiques sont en outre confirmées par les observations de la CIPR (1996). Cette simple analyse nous permet de vérifier que nos estimations ne sont pas entachées d'erreurs importantes et de passer à l'étape suivante, c'est-à-dire l'estimation des fonctions de coût de réduction des émissions azotées

3.2. Coûts de réduction des émissions azotées d'origine agricole.

Les émissions agricoles sont, de par leur nature, diffuses, c'est-à-dire qu'elles ne sont pas déversées directement dans les eaux du bassin. Nous avons choisi ici de nous intéresser

[13] Par exemple, plus de 95% des quantités d'azote qui se retrouvent dans les eaux du bassin total en amont de Dippoldsau atteignent la station de mesure, alors que seulement 78 % des quantités présentes dans les eaux du bassin du Rhin rejoignent la Mer du Nord.

uniquement aux rejets qui rejoignent les eaux de surface à court terme, c'est-à-dire suivant le modèle hydrologique développé par De Wit (2000), à un horizon inférieur à cinq ans. Il s'agit d'environ 83% des émissions agricoles, dont une partie (environ 39% selon le même auteur) est lessivée et se retrouve rapidement dans les eaux de surface et dont le reste transite initialement par les sols et les nappes souterraines. Cela implique des phénomènes hydro-biologiques complexes et rend donc la régulation plus compliquée car les résultats d'une action, une année donnée, ne seront pas entièrement observables ni mesurables immédiatement. Alors que, dans le cas de l'industrie et des centres urbains, la réduction des émissions à la source est équivalente à la réduction des émissions dans le fleuve, ce n'est plus le cas avec les émissions agricoles dont une partie est consommées naturellement et dont une autre est assimilée par les sols et les nappes souterraines. Les travaux confrontés à ce problème règlent généralement la question par l'estimation de coefficients de transfert moyens qui prennent en compte le transport des émissions jusqu'aux eaux du bassin. En estimant alors le coût de réduction à la source, le lien avec les émissions effectivement réduites dans les eaux du bassin peut être fait. C'est de cette manière que procèdent par exemple Van der Veeren (2001) et Wietze et Van der Veeren (2002) dont le travail nous fournit en outre des indications sur certaines mesures techniques pour réduire les rejets azotés d'origine agricole ainsi que leur coût et leur impact environnemental en terme de quantité d'azote rejoignant le Rhin. Nous complétons cette première source de données par une revue des mesures détaillées par ailleurs dans la littérature et que l'on retrouve entre autres dans les descriptions exhaustives de la FAO (1996), de l'OSPAR (2001 et 2006), de la Commission Européenne (1999a et 2002) et de l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA, 1999). Les coûts pour chacune des mesures sont en outre recalculés sur la base de leur valeur en Euros de 1999.

D'un point de vue pratique, la mise en œuvre de mesures techniques a pour but de s'attaquer directement à l'impact environnemental des activités agricoles. L'hypothèse de départ est que, sans l'adoption de mesures de réduction des émissions, l'épuration et le coût qui lui est associé sont nuls (m0 dans le *tableau 2 de l'annexe I*). En ce qui concerne l'élevage, Leneman et al., (1993) ; Nasuelli et al., (1998) ; Brouwers et al., (1999) et Reinhard et Thijssen (2000), réalisent des études approfondies au niveau européen et montrent par exemple que des changements dans la composition des rations alimentaires distribuées aux cheptels porcins et bovins permettaient de réduire significativement les rejets. Il s'agit notamment de mieux adapter les stratégies d'alimentation des animaux, en corrigeant par exemple l'apport de protéines aux besoins de l'animal ce qui permet de réduire l'excrétion d'azote. De plus, plusieurs améliorations en ce qui concerne les aires de stockage des fumiers et des bâtiments d'élevage[14], ont été identifiées comme des mesures coûteuses mais potentiellement bénéfiques d'un point de vue environnemental (Clausen et Meals, 1989 ; Leneman et al., 1993). Pour que l'impact soit significatif, l'ensemble de ces mesures sont regroupées et évaluées comme un paquet (m1 et m4 dans le *tableau 2 de l'annexe I*). Enfin, l'épandage de fumiers et lisiers produits par les animaux est un problème dans de nombreuses régions du bassin et plus généralement en Europe De Vries et al., (2001). Une ultime solution peut consister à simplement incinérer de manière industrielle les déjections animales (Wossink et Benson, 1999) (m2 et m5 dans le *tableau 2 de l'annexe I*).

[14] Par exemple la fermeture des bâtiments et l'utilisation de fosses de stockage étanches dans les élevages intensifs.

En ce qui concerne les cultures, le danger pour l'environnement peut être minimisé si une fertilisation raisonnée est appliquée et si elle s'accompagne de pratiques agricoles "durables", telles que la rotation des cultures, la mise en place d'une couverture du sol et l'enfouissement des résidus de cultures (FAO, 1996 ; Brouwer et Hellegers, 1997 ; Commission Européenne, 1999b). Une fertilisation raisonnée signifie l'application de fertilisants à la fois minéraux et organiques dans des conditions climatiques correctes afin d'éviter le ruissellement, aux stades de croissance appropriés de la plante (les plantes assimilent ainsi l'azote rapidement) et à des doses correctes (Laegreid et al., 1999). La détermination de périodes durant lesquelles les agriculteurs sont autorisés à épandre le fumier et l'obligation d'incorporer le fertilisant dans le sol immédiatement afin de limiter le lessivage sont aussi envisageables et forment le paquet de mesure m7 dans le *tableau 2 de l'annexe I*. Les autres mesures qui sont le plus souvent mises en avant concernent le maintien autant que possible de végétation sur les sols (FAO, 1996 ; Commission Européenne, 1999b, Elofsson, 2000). Cela entrave la formation d'azote soluble du fait de l'absorption de l'azote minéral, réduit l'érosion et empêche ainsi le lessivage lors des périodes de précipitations. Le maintien de végétation telle que les arbres, les vignes, les légumes sur les surfaces potentiellement fortement érodables devrait également être favorisé. La gestion de la période entre la plantation de cultures est également importante car les débris organiques lors des récoltes sont une source d'azote facilement lessivable FAO (1996). Le labour de conservation est ainsi un système qui maintient au moins 30% de la surface couverte par des résidus après la plantation, ce qui réduit l'érosion, le lessivage et les infiltrations dans les eaux souterraines (Baker et al., 1996). Le maintien de cultures en bordure des champs cultivés réduit également l'érosion et le lessivage. Dans le même ordre d'idée, la présence de prairies en bordure des cours d'eau, voir le rejet de certaines cultures à distances des cours d'eau est parfois envisagé (Clausen et Meals, 1989 ; EEA, 1999, p.133). L'ensemble de ces mesures sont regroupées et évaluées comme un paquet (m8 dans le *tableau 2 de l'annexe I*).

Au demeurant, outre l'adoption de ces mesures techniques parfois très coûteuses, les agriculteurs ont la possibilité de réduire leur production. Ces mesures dites de volume, visent principalement à réduire le niveau de l'activité et la production agricole de telle manière que la pression exercée sur l'environnement diminue (Weingarten, 1997). En ce qui concerne l'élevage, les mesures envisagées concernent principalement la réduction les cheptels d'animaux (Laegreid et al., 1999 ; Turner et al., 1999). Il s'agit généralement de fixer une limite au nombre d'animaux ou d'UGB par hectare (De Haan et al., 2000) ou encore d'autoriser un nombre maximal d'animaux en fonction des quantités de fumier qu'il est possible d'épandre sans que cela ne présente un risque d'émission excessif (FAO, 1996)[15]. Les options les plus souvent mentionnées et évaluées dans la littérature portent sur la réduction des cheptels bovins et porcins (m3 et m6 dans le *tableau 3 de l'annexe I*). En ce qui concerne les cultures, les mesures de volume portent principalement sur les surfaces cultivées et l'utilisation des terres[16]. Plusieurs études ont ainsi montré qu'il était possible de parvenir à une

[15] D'un point de vue pratique, cette mesure prend la forme de l'imposition de quotas sur le nombre d'animaux par exploitation, avec la nécessité d'obtenir une autorisation administrative pour l'agriculteur qui souhaiterait dépasser ce nombre

[16] La restauration des zones humides peut également être encouragée car elle permet, à travers son action d'épuration naturelle, de réduire significativement les quantités de substances azotées dans les milieux aquatiques Turner et al., 1999. Il s'agit cependant d'une solution que nous ne prenons pas en compte ici, en raison du manque de données sur le sujet pour le bassin rhénan.

application plus rationnelle des engrais azotés pour éviter la sur-fertilisation et ainsi réduire les émissions dans les eaux (FAO 1996 ; Gren et al., 1997a et 1997b ; Turner et al., 1999 ; Ribaudo et al., 2001). Cela passe par la réduction des quantités d'engrais utilisés et l'adaptation des taux d'application des engrais qui sont alors déterminés en fonction des besoins des plantes et des montants d'azote présents dans les sols (m11 dans le *tableau 3 de l'annexe I*). L'augmentation des surfaces en prairie permanente (FAO, 1996 ; Laegreid et al., 1999), la réduction de la superficie agricole utilisée (Elofsson, 2000), à condition qu'elle ne s'accompagne pas d'une intensification de la production, sont donc également deux mesures couramment évoquées et qui peuvent contribuer à réduire significativement les émissions (m9 et m10 dans le *tableau 3 de l'annexe I*). Le retournement des prairies permanentes est en effet susceptible d'entrainer des problèmes environnementaux importants. Fixées dans les racines et les feuilles en décomposition à la surface du sol, de nombreuses substances (carbone, phosphore, potassium et surtout azote) peuvent, après la destruction de la prairie, être libérées et lessivées dans le milieu. De plus, l'ensemble des relations écologiques dans les milieux concernés est bouleversé, que ce soit en terme de qualité des sols (stabilité) ou de gestion des eaux (infiltration, recharge des nappes souterraines, etc.).

Les mesures de volumes vont donc porter sur le nombre d'animaux vivants élevés dans la région concernée, sur l'utilisation des terres et sur les quantités d'engrais utilisées. Pour en connaître l'impact environnemental sur les eaux du bassin du Rhin, nous régressons les données dont nous disposons pour l'ensemble des régions avec celles sur les émissions attribuées à l'agriculture dans le bassin du Rhin. L'équation estimée est la suivante (voir *annexe I – tableau 4*) :

$$ln\ Eagri_{jt} = 0{,}204\ ln\ Nferti_{jt} + 0{,}0741\ ln\ Pig_{jt} + 0{,}149\ ln\ Cattle_{jt} + 0{,}911\ ln\ Agriarea_{jt} - 0{,}263\ ln\ Grass_{jt} - 0{,}0237\ ln\ Permcrop_{jt} + u_j + n_t + \varepsilon_{jt} \quad (12)$$

Avec $Eagri_j$ les émissions d'origine agricole rejetées par la région j dans les eaux du bassin, *Nfertij* la quantité d'engrais azotée utilisée, Pig_j le cheptel porcin, $Cattle_j$ le cheptel bovin, $Agriarea_j$ la superficie agricole utilisée, $Grass_j$ la superficie en prairie et $Permcrop_j$ la superficie en cultures permanentes. u et n représentent les vecteurs de variables muettes pour les effets régions et années, ε étant la perturbation. Ces mesures vont se traduire généralement par une perte de rendement et donc de revenu. Pour déterminer le coût de cette baisse de l'activité agricole, nous régressons simplement les données sur le cheptel, sur l'utilisation des terres et la quantité d'engrais utilisée avec les montants de la production agricole totale dans l'ensemble des régions du bassin. L'équation estimée est la suivante (voir *annexe I – tableau 5*) :

$$ln\ Outagri_{jt} = 0{,}046\ ln\ Nferti_{jt} + 0{,}39\ ln\ Pig_{jt} + 0{,}415\ ln\ Cattle_{jt} + 0{,}134\ ln\ Agriarea_{jt} - 0{,}129\ ln\ Grass_{jt} + 0{,}155\ ln\ Permcrop_{jt} + u_j + n_t + \varepsilon_{jt} \quad (13)$$

Avec à la différence de l'équation précédente, $Outagr_{ij}$ la production agricole finale dans la région j. u et n représentent les vecteurs de variables muettes pour les effets régions et années, ε étant la perturbation. A partir des deux équations, nous obtenons, pour chaque mesure, les effets en terme de réduction des émissions et le coût en terme de réduction du montant de la production agricole finale (les résultats sont repris dans le *tableau 3 de l'annexe I*, dans les colonnes 3 et 4). Nous prenons en compte le fait qu'il n'est pas possible d'appliquer les mesures de volume au-delà d'un certain pourcentage sans risquer de mettre en péril

l'activité agricole dans les différentes régions. Pour cela, des pourcentages maximaux d'utilisation des différentes options sont retenus sur base des informations fournies par la littérature existante (voir la description pour chaque mesure dans le *tableau 3 de l'annexe I*). Toutes ces mesures permettent de réduire l'érosion, le lessivage et les quantités de composants azotés dans les eaux du bassin. Il reste à déterminer lesquelles apparaissent le mieux adaptées à la situation particulière de chaque agriculture dans les régions du bassin rhénan et à voir en terme de coût quelles sont les combinaisons qui sont les plus efficaces d'un point de vue économique. Le coût et l'impact environnemental de ces mesures étant connus (*annexe I - tableaux 2 et 3 colonnes 3 et 4*), nous commençons par calculer la réduction potentielle d'émissions en tonnes d'émissions azotées ($NRED^m_j$). Pour cela, nous multiplions simplement les quantités totales d'émission initiales d'origine agricole ($IEagri_j$) par le pourcentage total de réduction des émissions potentiellement permis par chaque technique ($nredtot_m$) :

$$NRED^m_j = IEagri_j * nredtot_m \quad (14)$$

Puis le coût potentiel total de ces réductions associés à chaque mesure m dans chaque région j (C^mj), est simplement obtenu pour les mesures techniques en multipliant la quantité d'émission traitable par chaque technique (EM^mj) par le coût de cette technique (c_m) ; pour les mesures de volume en multipliant le coût en terme de perte de valeur de la production en pourcentage ($perte_m$) par le montant de cette production dans chaque région ($OUTagri_j$) :

$$C^m_j = EM^m_j * c_m \quad (15)$$

$$C^m_j = OUTagri_j * perte_m \quad (16)$$

Une fois les calculs effectués pour toutes les techniques, le problème pour le secteur agricole est décrit par le modèle de programmation linéaire suivant :

$$Min \sum_m \alpha^m_j C^m_j \quad (17)$$

Sous la série de contraintes suivantes :

$$\sum_m \alpha^m_j * NRED^m_j = IEagri_j * Objectif \quad (18)$$

$$A^m \leq B \quad (19)$$

$$\alpha^m_j \geq 0 \text{ et } \alpha^m_j \leq 1$$

avec α^m : le pourcentage d'utilisation de la mesure m, A une matrice avec les critères que doivent remplir les variables α^m, 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 avec *MATHEMATICA* 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 est la mieux représentée par une fonction de type cubique. La courbe de coût marginal 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 commun des travaux de ce genre.

$$CTOTagri_j = \theta agri_j * NREDagri_j^{\,3} + \sigma agri_j * NREDagri_j^{\,2} \qquad (20)$$

$$CMARagri_j = 3 * \theta agri_j * NREDagri_j^{\,2} + 2 * \sigma agri_j * NREDagri_j \qquad (21)$$

Avec *CTOT* et *CMAR* respectivement le coût total et marginal de réduction des émissions dans le secteur agricole ; *NRED* 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 le secteur agricole dans chacune des 15 régions du bassin (*voir annexe III - tableau 1*).

3.3. Coût de réduction des émissions azotées d'origine communale et industrielle.

Comme pour l'agriculture, l'estimation des courbes de coût se base sur les différentes techniques qu'il est possible de mettre en œuvre pour réduire les émissions. Nous regroupons ces données sur la base des mesures et des coûts détaillées dans la littérature notamment dans OSPAR (2001 et 2006), Elofson (2000), Commission Européenne (2004 et 2005a) US EPA (2001) et Agence Européenne de l'Environnement (EEA, 2001). Les coûts pour chacune des mesures sont en outre recalculés sur la base de leur valeur en Euros de 1999. Les résultats sont ensuite utilisés, avec ceux sur les émissions pour le secteur concerné et avec les contraintes existantes, pour calculer pour chaque technique la quantité de réduction d'émissions et le coût potentiel total de cette réduction.

En ce qui concerne l'industrie, certains travaux considèrent, pour simplifier, que les techniques disponibles sont les mêmes que pour les rejets urbains et ne fait pas la distinction entre les deux. Ils ne distinguent donc que deux secteurs l'agriculture et le secteur urbain-industriel. Il est cependant assez improbable que les industriels puissent bénéficier des mêmes économies d'échelle que les centres urbains et qu'ils se lancent dans la construction de stations de retraitement des eaux usées de grande capacité. De plus, une différence importante vient du fait que les centres urbains supportent un coût de raccordement beaucoup plus élevé en raison de la dispersion des logements. Nous avons donc décidé de séparer l'industrie des centres urbains et d'estimer une courbe de coût pour chaque secteur. Pour l'industrie, les mesures techniques possibles[17] ainsi que et leur coût et les limites d'utilisation sont décrits dans le *tableau 6 de l'annexe I.* Comme pour l'agriculture, sans l'adoption de mesures supplémentaires de réduction des émissions, l'épuration et le coût associé sont nuls (m0 dans le *tableau 6 de l'annexe I*). Le traitement simple (m1 dans le *tableau 6 de l'annexe I*) est distingué des techniques plus fines que sont la dénitrification (m2 à m4 dans le *tableau 6 de l'annexe I*) et la dénitrification avancée (m5 à m7 dans le *tableau 6 de l'annexe I*). Cependant, une technique de

[17] Nous ne considérons pas de mesures de volume pour l'industrie et le secteur communal.

dénitrification ne peut être appliquée qu'à des émissions ayant déjà fait l'objet d'un traitement simple et la dénitrification avancée ne peut concerner que des rejets ayant déjà fait l'objet d'une dénitrification simple. Pour les techniques plus fines, trois modes d'application sont considérés, à savoir la fosse d'oxydation (m2 et m3 dans le *tableau 6 de l'annexe I*), l'irradiation des boues (m4 et m5 dans le *tableau 6 de l'annexe I*) et les lits d'oxydation (m6 et m7 dans le *tableau 6 de l'annexe I*), les résidus du traitement étant supposés être incinérés. En outre, il est moins coûteux, lorsque cela est possible, de mettre en œuvre directement un processus avancé de traitement plutôt que d'adapter étape par étape des équipements déjà installés. C'est ce qui est pris en compte à travers les mesures m8 à m13 dans le *tableau 6 de l'annexe I*, avec, pour un résultat environnemental identique, un coût d'épuration inférieur lorsque l'ensemble du processus de traitement est intégré et envisagé dés le départ.

L'application de ces différentes techniques est soumise à deux contraintes. D'une part, la contrainte de capacité *(Ccap)* tient compte du pourcentage d'émission qui, pour l'année de référence choisie, fait déjà l'objet d'un traitement simple. En effet, si par exemple *Ccap=20%,* 20% des émissions font déjà l'objet d'un traitement simple l'année de référence choisie, cette technique ne pourra s'appliquer qu'aux 80% restants. Les 20% pourront par contre être traités avec les techniques avancées. Les statistiques sur les taux de traitement à la base du calcul de cette contrainte sont différentes pour chaque région, ce qui nous oblige à estimer une fonction de réduction des émissions par région[18]. D'autre part, la contrainte technique prend en compte les limites qui existent à l'utilisation de certains procédés (*Ctech*). En effet, il n'est pas possible de traiter toutes les émissions avec par exemple des lits d'oxydations. Nous avons fait l'hypothèse ici que l'industrie pouvait seulement avoir recours à des stations de traitement de petite taille, or la technique prédominante pour ces installations est la fosse d'oxydation. D'après les données à notre disposition, elle peut être appliquée jusqu'à 45% des émissions, alors que la technique d'irradiation portera sur au maximum 30% des émissions et celle des lits d'oxydations sur les 25% restants. A partir des contraintes *Ctech* et *Ccap* et connaissant les émissions initiales de l'industrie dans chaque région $IEindus_j$, il nous faut dans un premier temps, à la différence de l'agriculture[19], calculer la quantité maximale traitable EM^m_j par chaque mesure *m* dans chaque région *j* :

$$EM^m j = IEindusj * Ctech^m * Ccap^m \qquad (22)$$

Avec EM^m_j et *IEindusj* exprimées en tonnes d'émissions azotées et *Ctech* et *Ccap* en %. La quantité d'émissions maximale traitable par chaque mesure étant connue, et disposant par ailleurs aussi du coût de l'application et de l'impact environnemental de ces mesures, (*colonnes 3 et 4* dans le *tableau 6 de l'annexe I*), nous pouvons donc finalement calculer la réduction potentielle d'émissions en tonnes d'émissions azotées ($NRED^m j$) et le coût potentiel total en milliers d'euros ($C^m j$) associé à chaque mesure technique *m* dans chaque région *j*.

$$NRED^m_j = EM^m_j * nred_m \qquad (23)$$

[18] Van der Veeren et Rietveld (2000), entre autres, dans leur étude ne prennent par exemple pas en compte cette contrainte, ce qui les oblige à retenir une fonction d'épuration unique et qui ne donne des coûts différents que du fait des niveaux de rejets différents dans chaque région. Il s'agit d'une approche partielle dont les auteurs reconnaissent les limites.

[19] Par analogie, le calcul pour l'agriculture part directement de $nredtot_m$ qui est ici d'abord décomposé en $nred_m$*Ccap*Ctech.

$$C^m_j = EM^m_j * c_m \quad (24)$$

Avec $nred_m$ le pourcentage de réduction des émissions potentiellement permis par chaque technique et c_m le coût du traitement par tonne traitée par la technique m. Une fois les calculs effectués pour toutes les techniques disponibles, le programme de minimisation sous contrainte du coût total de réduction des émissions pour le secteur industriel dans chaque région est résolu :

$$Min \sum_m \alpha^m_j C^m_j \quad (25)$$

Sous la série de contraintes suivantes :

$$\sum_m \alpha^m_j * NRED^m_j = IEindus_j * Objectif \quad (26)$$

$$A^m \leq B \quad (27)$$
$$\alpha^m_j \geq 0 \text{ et } \alpha^m_j \leq 1$$

avec α^m : le pourcentage d'utilisation de la mesure m, A une matrice avec les critères techniques et de capacité que doivent remplir les variables α^m, et dont la valeur doit être inférieure ou égale à la contrainte représentée par B. La procédure d'estimation des courbes de coût total et de coût marginal est ensuite identique à ce que nous avons décrit précédemment pour l'agriculture. En faisant l'hypothèse que la courbe de coût total a un caractère continu, l'estimation par les moindres carrés ordinaires nous donne les deux courbes :

$$CTOTindus_j = \theta indus_j * NREDindus_j^3 + \sigma indus_j * NREDindus_j^2 \quad (28)$$

$$CMARindus_j = 3 * \theta indus_j * NREDindus_j^2 + 2 * \sigma indus_j * NREDindus_j \quad (29)$$

Avec *CTOT* et *CMAR* respectivement le coût total et marginal de réduction des émissions dans le secteur industriel ; *NRED* la quantité de réduction d'émissions azotées 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 le secteur industriel dans chacune des 15 régions du bassin (*voir annexe III - tableau 2*).

En ce qui concerne les émissions d'origine communale, nous devons prendre en compte le fait que, suivant l'importance de la population et de l'urbanisation dans les différentes régions, le recours à des stations de traitement plus ou moins grandes est envisageable. Il est alors possible pour les régions de bénéficier d'économies d'échelles importantes. Une seconde différence importante avec l'industrie concerne le coût du raccordement au réseau de traitement des eaux usées qui peut venir alourdir considérablement le montant des dépenses de réduction des émissions (Mainz et Treuner, 2001). Pour le reste, les formules et les procédures de calcul restent les mêmes que celle présentées précédemment dans le cas de l'industrie. Les

mesures techniques possibles pour le secteur communal ainsi que leur coût et les limites d'utilisation sont décrits dans le *tableau 7 de l'annexe I*. Comme précédemment, sans l'adoption de mesures supplémentaires de réduction des émissions, l'épuration et le coût associé sont nuls (m0 dans le *tableau 7 de l'annexe I*). Le coût obtenu pour les deux premières (m1 et m2 dans le *tableau 7 de l'annexe I*) mesures prend en compte le pourcentage plus ou moins élevé de ménages déjà connectés au réseau d'évacuation des eaux usées l'année choisie. Pour le reste, nous faisons la distinction entre deux types de taille possible pour les stations de traitement des eaux usées urbaines. La taille "petite" correspond à des stations d'une capacité de moins de 25 000 équivalents habitants et la taille grande à une capacité supérieure[20]. Cette classification est importante car, comme le montre les coûts dans le *tableau 7 de l'annexe I*, les économies d'échelles peuvent atteindre jusqu'à 60% entre les tailles. Finalement, comme pour l'industrie, nous supposons également que l'ensemble des résidus du traitement peut être incinérés.

La contrainte de capacité a en outre la même interprétation ici que précédemment pour l'industrie. Quant à la contrainte technique elle exprime le pourcentage d'utilisation possible de chaque technique suivant la taille de l'installation et aussi la possibilité d'avoir plus ou moins recours à des stations de taille importante. Sur ce second point, les statistiques disponibles permettent, en fonction de l'urbanisation et de la population de la région, de déterminer quelle part chaque type de station représente. Les résultats sont repris dans le *tableau 8 de l'annexe I* avec, pour chaque région, le pourcentage maximum possible d'émissions pouvant être traitées par des stations de petite ou de grande taille. A partir des contraintes (*Ctech* et *Ccap*) et connaissant les émissions initiales d'origine communale ($IEwwtp_j$) dans chaque région j, nous obtenons la réduction potentielle d'émissions en tonnes d'émissions azotées ($NRED^m j$) et le coût potentiel total en milliers d'euros ($C^m j$) associé à chaque mesure technique *m* dans chaque région *j*. Une fois les calculs effectués pour toutes les techniques disponibles, le programme de minimisation sous contrainte du coût total de réduction des émissions pour le secteur communal dans chaque région est résolu :

$$Min \sum_m \alpha_j^m C_j^m \qquad (30)$$

Sous la série de contraintes suivantes :

$$\sum_m \alpha_j^m * NRED_j^m = IEwwtp_j * Objectif \qquad (31)$$

$$A^m \leq B \qquad (32)$$
$$\alpha^m{}_j \geq 0 \text{ et } \alpha^m{}_j \leq 1$$

et l'estimation par les moindres carrés ordinaires nous donne les deux courbes :

[20] Nous pourrions considérer trois tailles, petite < 25000 EH, moyenne entre 25000 et 50000 EH et grande > 50000 EH. Mais cela multiplie les calculs sans réellement apporter de bénéfices à l'analyse puisque la prise en compte de l'existence d'économies d'échelles est suffisante avec la distinction de 2 tailles.

$$CTOTwwtp_j = \theta wwtp_j * NREDwwtp_j^{\,3} + \sigma wwtp_j * NREDwwtp_j^{\,2} \qquad (33)$$

$$CMARwwtp_j = 3 * \theta wwtp_j * NREDwwtp_j^{\,2} + 2 * \sigma wwtp_j * NREDwwtp_j \qquad (34)$$

Avec *CTOT* et *CMAR* respectivement le coût total et marginal de réduction des émissions dans le secteur communal ; *NRED* la quantité de réduction d'émissions azotées en tonnes ; θ et σ les coefficients de l'équation. En répétant les estimations, nous obtenons les courbes de coût marginal de réduction des émissions pour le secteur communal dans chacune des 15 régions du bassin (*voir annexe III - tableau 3*).

4. Conclusion.

L'analyse de la régulation menée par la CIPR dans le bassin rhénan nous a permis de mieux comprendre comment s'organise la lutte contre les rejets azotés et d'adapter le modèle d'évaluation en conséquence. En ce qui concerne les substances sur lesquelles porte la régulation, nous avons vu que l'azote total était celle qui apparaissait comme la plus représentative des rejets de composés azotés. En outre, l'objectif exprimé par la CIPR porte spécifiquement sur les quantités déversées dans les eaux de surface du bassin. La contrainte environnementale du modèle renvoie donc à la réduction de 50 % les quantités d'émissions d'azote total dans les eaux du bassin rhénan en 2010 par rapport au niveau de 1985. Nous avons également constaté, de par la nature de fleuve transfrontalier du Rhin, qu'une coopération internationale avait été nécessaire pour la mise en place des politiques de lutte contre la détérioration de la qualité des eaux. Cette politique s'opère sous le contrôle de la CIPR, qui depuis sa création, joue le rôle de régulateur central pour le bassin. Le système existant et le cadre de régulation qui lui est associé, établissent par conséquent de manière claire les niveaux géographiques de responsabilité pour la mise en œuvre des mesures de réduction des émissions. De même, la longue expérience de régulation fait que l'ensemble des acteurs du système est clairement identifié. Il s'agit des sources agricoles, communales et industrielles dans les 15 régions administratives qui forment le bassin. Du point de vue de l'organisation du système, la régulation s'opère donc simplement au niveau du bassin versant dans son ensemble et la CIPR est chargée de l'élaboration de la stratégie globale de gestion de la ressource en eau. Les régions, quant à elles, sont les acteurs opérationnels chargés au niveau de leur territoire de la coordination des actions et de la mise en œuvre à un niveau plus fin des mesures de restauration de l'environnement.

Nous retenons donc un modèle de régulation basé sur un niveau administratif régional et qui s'articule autour des trois principaux secteurs d'émissions azotées, à savoir l'agriculture, l'industrie et les stations communales de traitement des eaux usées. D'un point de vue théorique, ce modèle renvoie à celui initialement proposé par Saulnier (2008). Les valeurs maximales autorisées pour l'azote total sur le cours du Rhin étant respectées, aucun plafond n'a été appliqué et l'évaluation se fait simplement sur la base de la seconde étape du modèle, c'est-à-dire en modèle d'émission simple, chaque source étant astreinte au respect du plafond initial d'émission. Les sources diffuses et les sources ponctuelles sont intégrées, les premières étant considérées dans leur ensemble au niveau régional. Les fonctions d'émissions sont ensuite obtenues à partir d'un modèle hydrologique à moyen terme utilisant des coefficients de transport des émissions et calibré à partir des résultats de modèles existants pour le bassin

rhénan et à partir des données d'inventaire ponctuel disponibles. Celui-ci utilise la moyenne des quantités transportées les cinq années précédentes mesurées à 8 récepteurs représentatifs répartis dans le bassin. Il fournit une représentation des phénomènes physiques qui interviennent dans le transport de l'azote et explique la plupart des variations temporelles et spatiales observées dans les quantités moyennes d'azote transportées. Les courbes de coût marginal d'épuration sont estimées sur la base des résultats d'un modèle d'optimisation pour chaque secteur dans chaque région. Nous privilégions, comme dans de nombreux travaux, une approche d'estimation dite "ascendante", c'est-à-dire basée sur les évaluations microéconomiques. Les estimations effectuées sur la base de ce modèle vont donc nous permettent à partir de l'entrée d'un objectif global ou d'objectifs individualisés par secteur, de calculer les coûts nets totaux et les coûts marginaux correspondants pour chaque secteur. 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.

Un calcul préliminaire portant par exemple sur une réduction théorique uniforme de 50% des émissions dans chaque secteur du bassin peut facilement être conduit. Le résultat, comme illustré sur la *figure 1 de l'annexe III* est que le coût marginal à l'équilibre varie fortement entre les secteurs, 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. En terme de coût net total par secteur, les résultats montrent que l'agriculture est le secteur qui va faire face aux coûts les plus élevés. 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 le secteur communal et le secteur industriel avec les coûts totaux les plus élevés. Les résultats montrent donc une grande variabilité dans les estimations de coût marginal de réduction des émissions entre les secteurs et entre les régions du bassin rhénan. Par rapport à un objectif de 50% de réduction des émissions, ces différences dans les coûts marginaux d'épuration permettent de dire que, à l'aide d'une meilleure répartition de l'effort de réduction des émissions, un résultat environnemental identique à moindre coût pourra vraisemblablement être atteint dans le bassin rhénan. La question qui se pose maintenant pour de futurs travaux est de déterminer quel instrument de régulation le régulateur devrait éventuellement privilégier et de quantifier les gains d'efficacité que chaque instrument permettrait effectivement d'obtenir.

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.

Baker C.J., Saxton K.E., Ritchie W.R. (1996). *No-tillage seeding: science and practice*. CAB International, London, 258p.

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

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.

Behrendt H., Boehme M., (1992). Point and diffuse loads of selected pollutants in the river Rhine and its main tributaries. *Research report, International Institute for Applied System Analysis,* Laxenburg (AT), 35p.

Bel F., Drouet d'Aubigny G., Lacroix A., Mollard A. (2004). Fertilizers taxation and regulation of nonpoint water pollution. A critical analysis based on European experiences. *International Journal of Water,* Vol 2, pp. 247 - 266.

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.

Brouwer F., et al (1999). Managing nitrogen pollution from intensive livestock production in the EU. *Rapport 29904, Agricultural Economics Research Institute (LEI).* The Hague (NL), 129p.

Brouwer F., Hellegers P. (1997). Nitrogen flows at farm level across European Union agriculture. In: *Controlling mineral emission in European agriculture*, E. Romstad et al., eds, CAB International, Wallingford (UK), pp 11-26.

CIPR. (1996). *Inventaire 1996 des apports de phosphore et d'azote*. Commission Internationale pour la Protection du Rhin, Coblence (DE), 37p.

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

CIPR. (2002). *Tableaux numériques des analyses physico-chimiques des eaux du Rhin et des matières en suspension -2000.* Commission Internationale pour la Protection du Rhin, Coblence (DE), 226p.

CIPR. (2003a). *Le Rhin remonte la pente. Bilan du Programme d'Action Rhin*. Commission Internationale pour la Protection du Rhin, Coblence (DE), 31p.

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

Clausen J.C., Meals D.W. (1989). Water quality achievable with agricultural best management practices. *Journal of Soil and Water Conservation 44*, November-December, pp 593-596.

Commission Européenne. (1999a). *Common agricultural policy regional impact analysis.* DG Agriculture, Brussels, 90p.

Commission Européenne. (1999b). *The environmental impact of arable crop production in the European Union: practical options for improvement*. DG Environment, Brussels, 179p.

Commission Européenne. (2002). *Mise en oeuvre de la directive 91/676/CEE du Conseil concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles.* DG Environment, Brussels, 50p.

Commission Européenne. (2004). *Mise en oeuvre de la directive 91/271/CEE du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires,* modifiée par la directive 98/15/CE de la Commission du 27 février 1998. DG Environment, Brussels, 124p.

Commission Européenne. (2005a). *Rapport de la Commission concernant la mise en oeuvre de la directive 96/61/CE relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution*. DG Environment, Brussels, 12p.

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. (1999). *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.

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 Haan B.J., et al. (2000). *Technical report on water quantity and quality*. DG Environment, European Commission, Brussels, 58p.

De Vries W., et al. (2001). Animal production impacts on nitrogen emissions to air and ground water: a Dutch case with a European perspective. *Paper presented at the International Animal Agriculture and Food Science Conference,* July, Indianapolis (In), 50p.

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., Behrendt H. (1999). Nitrogen and phosphorus emissions from soil to surface water in the Rhine and Elbe basins. *Water Science and Technology 39,* pp 109-116.

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.

Dean A., Hoeller P. (1992). Costs of reducing CO2 emissions: evidence from six global models. OECD economic studies 19, pp 15-47.

EEA. (1999). *Nutrients in European ecosystems*. European Environmental Agency, Copenhagen, 156p.

EEA. (2001). The effect of urban waste water treatment on the quality of rivers, lakes and sea. Paper presented at the second forum on implementation and enforcement of community environmental law, *Working paper, European Environmental Agency,* Copenhagen, 15p.

Elofsson K. (2000). Cost efficient reductions of stochastic nutrient loads to the Baltic Sea. *Paper presented at the 7th Ulvon conference on Environmental Economics,* Ulvon (SE), June, 38p.

FAO. (1996). *Control of water pollution from agriculture*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome, 101p.

Gren I.M., Elofsson K., Jannke P. (1997a). Cost-effective nutrient reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics 10*, pp 341-362.

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

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

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.Laegreid M., Bockman O.C., Kaarstad O. (1999). *Agriculture, Fertilizers and the Environment.* Norsk Hydro, Oslo, 320p.

Huisman P., De Jong J., Wieriks K. (2000). Transboundary cooperation in shared river basins: experiences from the Rhine, Meuse and North Sea. *Water Policy 2* (1-2), pp 83-97.

Leneman H., Giesen G.W.J., Berentsen P.B.M. (1993). Costs of reducing nitrogen and phosphorus emissions on pig farms in The Netherlands. *Journal of Environmental Management 39,* pp 107-119.

Mainz C., Treunert E. (2001). Low cost solutions for planning and constructing sewage systems. Paper presented at the workshop on the Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in Rural Areas, Magdebourg (DE), 28p.

Martins J.O. et al. (1993). The costs of reducing CO2 emissions: a comparison of carbon tax curves with GREEN. In: the cost of cutting carbon emissions/ results from global models. OECD, Paris, pp 67-94.

Nasuelli P., et al. (1998). A regionalized analysis of the environmental impact of the animal production activities – nitrogen and methane emissions. *Working paper, University of Bologna,* Bologne (IT), 98p.

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.

OSPAR (2001). *Harmonized Quantification and Reporting Procedures for Nutrients Guidelines.* Oslo and Paris Commission, London, 180p.

OSPAR (2006). *Nutrients in the Convention Area* Assessment of Implementation of PARCOM Recommendations 88/2, 89/4 and 92/7.Oslo and Paris Commission, London, 45p.

Reinhard S., Thijssen G. (2000). Nitrogen efficiency of Dutch dairy farms: a shadow cost system approach. *European Review of Agricultural Economics 27*, pp 167-186.

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.

Romy I. (1990). *Les pollutions transfrontières des eaux : l'exemple du Rhin : moyens d'action des lésés.* Thèse de doctorat en Droit, Université de Lausanne, Lausanne (CH), 353p.

Saulnier J., (2007a). 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., (2007b). Retour sur la régulation des émissions azotées dans le bassin rhénan. Une analyse descriptive à partir des informations de la base de données "Tradable_Rhine". *Working paper, UMR Gael, Université Pierre Mendès France,* Grenoble, 35p.

Saulnier J., (2008). Modélisation de la régulation des émissions azotées dans le bassin d'un cours d'eau. *Working paper, UMR Gael, Université Pierre Mendès France,* Grenoble, 25p.

Schou J.S., Skop E., Jensen J.D. (2000). Integrated agri-environmental modelling: a cost effectiveness analysis of two nitrogen tax instruments in the Vejle Fjord watershed, Denmark. *Journal of Environmental Economics and Management 58*, pp 199-212.

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.

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

US EPA. (2001). National Cost to Implement Total Maximum Loads Draft Report. *Research report, US Environmental Protection Agency - Office of Water*, Washington, 51p.

Van Der Veeren R.J.H.M. (2001). *Cost benefit analyses of nutrient abatement policies in the Rhine basin.* PHD in Economics. Vrije Universiteit Amsterdam, Amsterdam, 235p.

Van Der Veeren R.J.H.M., Rietveld L.C. (2000). The monetary benefits of nutrient abatement in the Rhine basin for the water treatment plant of WRK at Andijk. *Working paper, Vrije Universiteit Amsterdam*, Amsterdam, 23p.

Weingarten P. (1997). Agro-environmental policy in Germany. *Working paper, Institute of Agricultural Development in Central and Eastern Europe*, Halle (DE), 15p.

Wietze L., Van Der Veeren R.J.H.M. (2002). Cost-Effective Nutrient Emission Reductions in the Rhine River Basin. *Integrated Assessment 3 (4),* pp 321-342.

Wossing A., Benson G. (1999). Animal agriculture and the environment: experiences from northern Europe. *Southern extension public affairs committee, session on emerging environmental and natural resource issues in the south,* Clearwater (Fl), 20p.

Annexe I : données

Tableau 1 : calibrage des valeurs des paramètres du modèle hydrologique pour les émissions azotées (d'après Behrendt, 1996 et De Wit, 2000).

$\alpha = 12,58 \quad \beta = -1,5$

Récepteur	Bassin total associé	Valeurs des sr	Valeurs des dr
Dipoldsau (Rhin)	Dipoldsau	36,15	94,53%
Village-Neuf / Weil am Rhein (Rhin)	Village	29,81	92,83%
Seltz / Lauterbourg (Rhin)	Lauterbourg	25,78	91,23%
Mayence (Rhin)	Mayence	16,73	84,47%
Palzem (Moselle)	Palzem	15,42	82,80%
Coblence (Moselle)	Coblence	11,92	76,59%
Bimmen / Lobith (Rhin)	Bimmen	14,57	81,55%
Maasluis / Kampen (Rhin)	Rhin	12,7	78,25%

Tableau 2 : impact économique et environnemental de l'adoption de mesures techniques dans l'agriculture.

Code mesure	Description mesure	Coût (1000 Euro / t N traitée)	N Réduction totale (%)
m0	Aucune mesure	0	0,00%
m1	Élevages porcins : mesures techniques	6,66	0,52%
m2	Élevages porcins : incinération industrielle du lisier	12	5,19%
m4	Élevages bovins : mesures techniques	3,08	0,75%
m5	Élevages bovins : incinération industrielle du fumier	12	10,43%
m7	Cultures : mesures techniques 1	0,34	4,54%
m8	Cultures : mesures techniques 2	1,8	19,44%

Tableau 3 : impact économique et environnemental de l'adoption de mesures de volume dans l'agriculture.

Code mesure	Description mesure	Coût total : réduction de la production finale (%)	N Réduction totale (%)
m3	Élevages porcins : mesures de volume - 30%	0,390%	2,22%
m6	Élevages bovins : mesures de volume - 10%	0,415%	1,49%
m9	Cultures : réduction de la surface agricole utilisée - 10%	0,134%	9,11%
m10	Cultures : augmentation des surfaces en prairie + 20%	0,129%	5,26%
m11	Cultures : réduction des quantités d'engrais utilisée - 40%	0,046%	8,16%

Tableaux 4 et 5 : résultats de l'estimation des coefficients des équations sur l'impact économique et environnemental de l'adoption de mesures de volume dans l'agriculture.

Eagri (emissions de l'agriculture en t/ans)	
Nferti (Quantité totale d'engrais azotés utilisée t N)	0,204***
Pig (Nombre total de porcins 1000 têtes)	0,0741***
Cattle (Nombre total de bovins 1000 têtes)	0,149***
Agriarea (Superficie agricole utilisée km2)	0,911***
Grass (Superficie en prairies km2)	-0,263***
Permcrop (Superficie en cultures permanentes km2)	-0,237
Superficie en terres arables km2	-
Superficie en forêts km2	-
Superficie urbanisée km2	-
Superficie improductive km2	-
Nombre total d'ovins et de caprins 1000 têtes	-
Nombre total d'équidés 1000 têtes	-
Nombre total de volailles 1000 têtes	-
R^2	0,97
F stat	45067***
Nobs	1125

*** : significatif au seuil de 1%, ** : significatif au seuil de 5%, * : significatif au seuil de 10%..
toutes les variables sont exprimées en ln

Outputagri (production agricole en Millions Eur)	
Nferti (Quantité totale d'engrais azotés utilisée t N)	0,046*
Pig (Nombre total de porcins 1000 têtes)	0,39***
Cattle (Nombre total de bovins 1000 têtes)	0,415***
Agriarea (Superficie agricole utilisée km2)	0,134
Grass (Superficie en prairies km2)	-0,129***
Permcrop (Superficie en cultures permanentes km2)	0,155***
Superficie en terres arables km2	-
Superficie en forêts km2	-
Superficie urbanisée km2	-
Superficie improductive km2	-
Nombre total d'ovins et de caprins 1000 têtes	-
Nombre total d'équidés 1000 têtes	-
Nombre total de volailles 1000 têtes	-
R^2	0,97
F stat	49371***
Nobs	1125

*** : significatif au seuil de 1%, ** : significatif au seuil de 5%, * : significatif au seuil de 10%..
toutes les variables sont exprimées en ln

Tableau 6 : impact économique et environnemental de l'adoption de mesures techniques dans l'industrie.

Code mesure	Description mesure	Coût (Euro / t N traitée)	N Réduction (%)	contrainte de capacité	contrainte technique
m0	Aucune mesures	0	0%	-	-
m1	Développement de la capacité de traitement et technique simple de réduction des émissions azotées	450	30%	x %	100%
m2	Dénitrification technique 1 : fosse d'oxydation	1 787	30%	(1 - x) %	45%
m3	Dénitrification avancée technique 1 : fosse d'oxydation	3 999	70%	(1 - x) %	45%
m4	Dénitrification technique 2 : irradiation des boues résiduaires	8 960	30%	(1 - x) %	30%
m5	Dénitrification avancée technique 2 : irradiation des boues résiduaires	19 990	70%	(1 - x) %	30%
m6	Dénitrification technique 3 : lits d'oxydation	11 933	30%	(1 - x) %	25%
m7	Dénitrification avancée technique 3 : lits d'oxydation	26 712	70%	(1 - x) %	25%
m8	m1 + m2	1 701	51%	(1 - x) %	45%
m9	m1 + m3	3 249	79%	x %	45%
m10	m1 + m4	6 722	51%	x %	30%
m11	m1 + m5	14 443	79%	x %	30%
m12	m1 + m6	8 803	51%	x %	25%
m13	m1 + m7	19 148	79%	x %	25%

Tableau 7 : impact économique et environnemental de l'adoption de mesures techniques dans le secteur communal.

Code mesure	Description mesure	Coût (Euro / t N traitée)	N Réduction (%)	contrainte de capacité	contrainte technique
m0	Aucune mesures	0	0%	-	-
m1	Développement du raccordement au réseau d'égouts, développement de la capacité de traitement et technique simple de réduction des émissions azotées, stations de petite taille	450 + (% non connecté * coût de connexion)	35%	x %	y%
m2	Développement du raccordement au réseau d'égouts, développement de la capacité de traitement et technique simple de réduction des émissions azotées,stations de grande taille	315 + (% non connecté * coût de connexion)	35%	x %	(1-y)%
m3	Station petite taille, dénitrification technique 1 : fosse d'oxydation	1 787	30%	(1 - x) %	y% * 45%
m4	Station petite taille, dénitrification avancée technique 1 : fosse d'oxydation	3 999	70%	(1 - x) %	y% * 45%
m5	Station petite taille, dénitrification technique 2 : irradiation des boues résiduaires	8 960	30%	(1 - x) %	y% * 30%
m6	Station petite taille, dénitrification avancée technique 2 : irradiation des boues résiduaires	19 990	70%	(1 - x) %	y% * 30%
m7	Station petite taille, dénitrification technique 3 : lits d'oxydation	11 933	30%	(1 - x) %	y% * 25%
m8	Station petite taille, dénitrification avancée technique 3 : lits d'oxydation	26 712	70%	(1 - x) %	y% * 25%
m9	Station grande taille, dénitrification technique 1 : fosse d'oxydation	1 120	30%	(1 - x) %	(1 - y%) * 5%
m10	Station grande taille, dénitrification avancée technique 1 : fosse d'oxydation	2 589	70%	(1 - x) %	(1 - y%) * 5%
m11	Station grande taille, dénitrification technique 2 : irradiation des boues résiduaires	5 627	30%	(1 - x) %	(1 - y%) * 70%
m12	Station grande taille, dénitrification avancée technique 2 : irradiation des boues résiduaires	12 777	70%	(1 - x) %	(1 - y%) * 70%
m13	Station grande taille, dénitrification technique 3 : lits d'oxydation	7 507	30%	(1 - x) %	(1 - y%) * 25%
m14	Station grande taille, dénitrification avancée technique 3 : lits d'oxydation	17 038	70%	(1 - x) %	(1 - y%) * 25%
m15	m1 + m3	1 747	55%	x %	y% * 45%
m16	m1 + m4	3 184	81%	x %	y% * 45%
m17	m1 + m5	6 409	55%	x %	y% * 30%
m18	m1 + m6	13 579	81%	x %	y% * 30%
m19	m1 + m7	8 341	55%	x %	y% * 25%
m20	m1 + m8	17 948	81%	x %	y% * 25%
m21	m2 + m9	1 138	55%	x %	(1 - y%) * 5%
m22	m2 + m10	2 092	81%	x %	(1 - y%) * 5%
m23	m2 + m11	4 067	55%	x %	(1 - y%) * 70%
m24	m2 + m12	8 715	81%	x %	(1 - y%) * 70%
m25	m2 + m13	5 289	55%	x %	(1 - y%) * 25%
m26	m2 + m14	11 484	81%	x %	(1 - y%) * 25%

Tableau 8 : pourcentage d'émissions pouvant être traitées par des stations de différentes tailles.

	Pourcentage d'émissions pouvant être traité par des stations de petite taille	Pourcentage maximum d'émissions pouvant être traité par des stations de grande taille
Vorarlberg	93%	7%
Suisse et Liechtenstein	17%	83%
Bade-Wurtemberg	9%	91%
Bavière	33%	67%
Thuringe	100%	0%
Hesse	22%	78%
Rhénanie du Nord-Westphalie	10%	90%
Basse-Saxe	100%	0%
Rhénanie-Palatinat	27%	73%
Sarre	73%	27%
Wallonie	100%	0%
Luxembourg	92%	8%
Lorraine	64%	36%
Alsace	60%	40%
Pays-Bas	10%	90%

Annexe II : résultats de l'estimation des quantitées d'émissions azotées

Figure 1 : Intensité des rejets d'origine agricole.

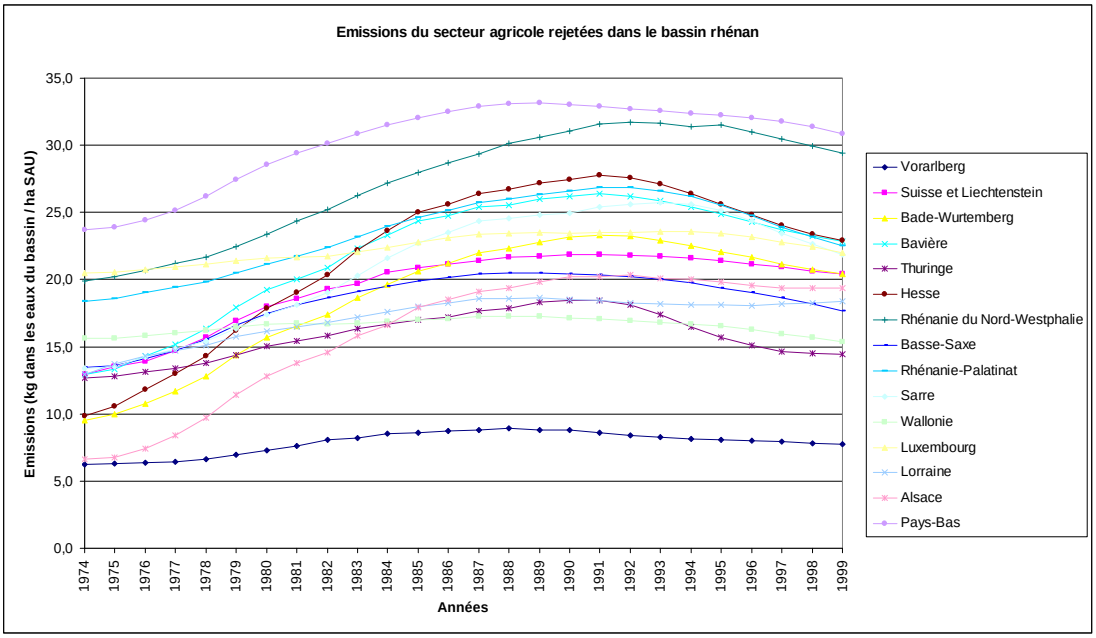


Figure 2 : Intensité des rejets d'origine urbaine.

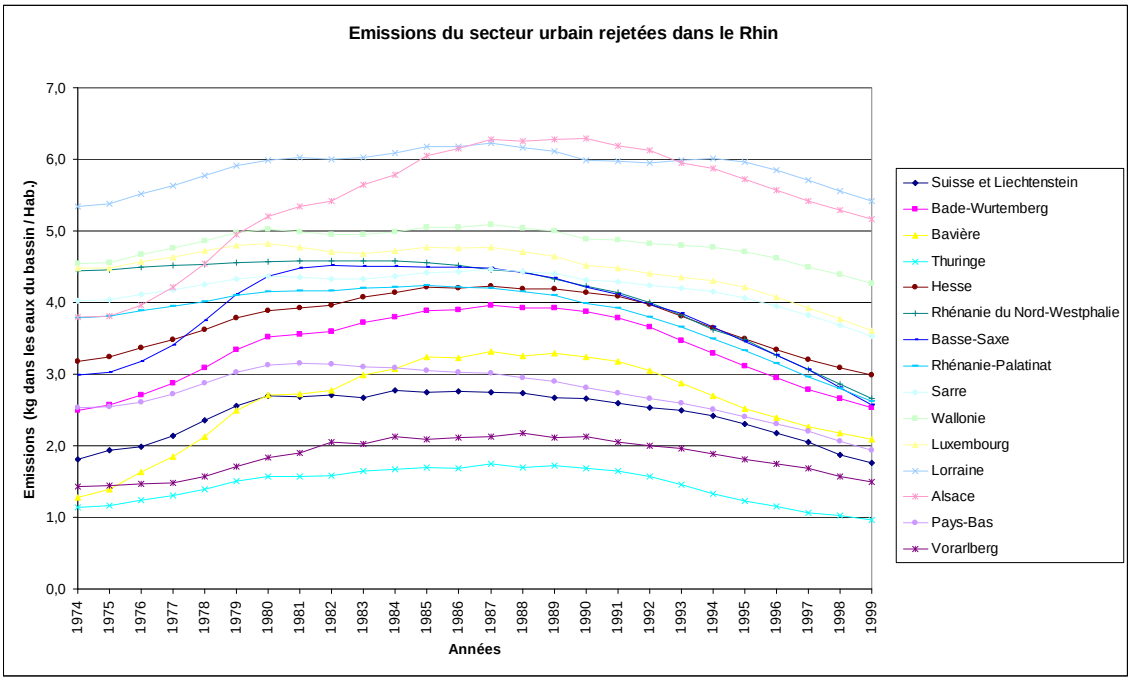
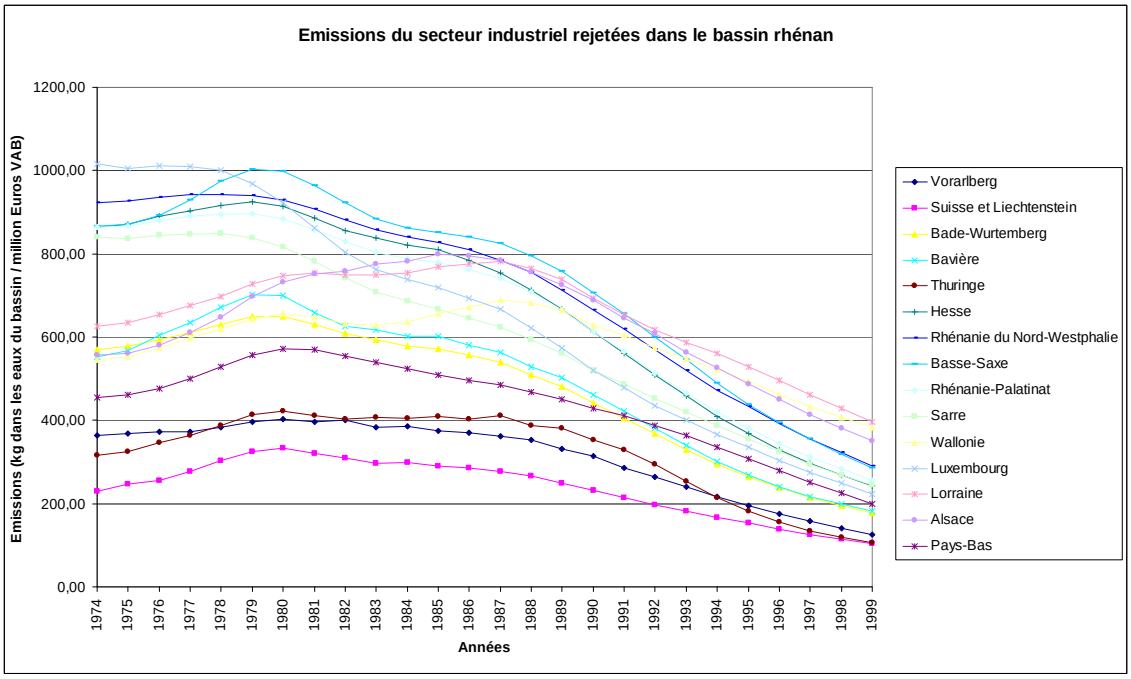


Figure 3 : Intensité des rejets d'origine industrielle.



Annexe III : courbes de coût marginal de réduction des émissions

Tableau 1 : coefficients estimés des courbes de coût de réduction des émissions dans l'agriculture.

	Fonction coût coefficient θ	t stat	Fonction coût coefficient σ	t stat	F test	p value
Agriculture Vorarlberg	1,30E-05	3,36**	7,77E-03	3,39**	814,39	1,01E-44
Agriculture Suisse et Liechtenstein	1,15E-07	27,12**	0,00E+00	-	735,46	4,29E-36
Agriculture Bade-Wurtemberg	7,30E-08	4,40**	1,57E-04	0,76	477,46	5,54E-38
Agriculture Bavière	4,59E-08	3,79**	3,08E-04	2,03*	605,57	5,81E-41
Agriculture Thuringe	9,91E-05	3,24**	2,59E-02	3,12**	723,15	3,29E-43
Agriculture Hesse	2,08E-07	3,75**	6,86E-04	2,12*	616,19	3,51E-41
Agriculture Rhénanie du Nord-Westphalie	4,86E-08	4,30**	1,61E-04	0,98	500,70	1,42E-38
Agriculture Basse-Saxe	4,02E-05	4,15**	7,06E-03	1,34	539,42	1,66E-39
Agriculture Rhénanie-Palatinat	1,02E-07	4,20**	2,84E-04	1,20	522,72	4,10E-39
Agriculture Sarre	7,55E-06	3,73**	4,08E-03	2,15*	619,61	2,99E-41
Agriculture Wallonie	9,85E-05	3,94**	1,25E-02	1,75	578,69	2,17E-40
Agriculture Luxembourg	1,69E-06	3,25**	2,99E-03	3,73**	869,63	1,46E-45
Agriculture Lorraine	7,32E-08	4,46**	4,73E-04	3,99**	1277,36	1,64E-50
Agriculture Alsace	6,61E-07	3,57**	1,40E-03	2,45*	649,10	7,72E-42
Agriculture Pays-Bas	3,09E-08	26,49**	0,00E+00	-	701,85	1,63E-35

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

Tableau 2 : coefficients estimés des courbes de coût de réduction des émissions dans l'industrie.

	Fonction coût coefficient θ	t stat	Fonction coût coefficient σ	t stat	F test	p value
Communes Vorarlberg	7,18E-07	0,54	7,07E-03	12,21**	2922,30	8,69E-75
Communes Suisse et Liechtenstein	7,76E-08	50,58**	2,43E-04	18,45**	85329,45	1,27E-126
Communes Bade-Wurtemberg	3,91E-09	10,72**	1,41E-04	19,72**	16580,79	2,80E-103
Communes Bavière	2,60E-08	13,33**	2,67E-04	16,70**	16127,51	8,23E-103
Communes Thuringe	2,57E-06	9,06**	8,06E-04	17,41**	12539,87	1,35E-99
Communes Hesse	1,04E-08	10,90**	2,19E-04	18,73**	15708,10	1,89E-103
Communes Rhénanie du Nord-Westphalie	1,54E-09	11,83**	7,76E-05	18,12**	16054,34	9,82E-103
Communes Basse-Saxe	6,71E-06	3,41**	6,29E-03	8,38**	2489,39	2,19E-71
Communes Rhénanie-Palatinat	1,59E-08	13,35**	2,23E-04	17,99**	17565,55	2,97E-104
Communes Sarre	1,23E-07	4,62**	7,95E-04	10,18**	3919,97	9,10E-80
Communes Wallonie	8,14E-05	33,92**	0,00E+00	-	1150,61	1,23E-49
Communes Luxembourg	2,63E-07	1,98	2,03E-03	12,98**	4020,10	3,39E-80
Communes Lorraine	1,11E-08	3,00**	4,39E-04	18,91**	8615,71	2,94E-99
Communes Alsace	1,02E-08	2,74**	4,30E-04	17,83**	7594,46	5,91E-92
Communes Pays-Bas	3,67E-09	13,05**	9,73E-05	15,76**	14846,89	1,74E-102

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

Tableau 3 : coefficients estimés des courbes de coût de réduction des émissions dans le secteur communal.

	Fonction coût coefficient θ	t stat	Fonction coût coefficient σ	t stat	F test	p value
Industrie Vorarlberg	6,51E-05	7,82**	6,82E-03	4,18**	2575,06	1,51E-70
Industrie Suisse et Liechtenstein	1,43E-06	110,98**	0,00E+00	-	12317,54	3,83E-83
Industrie Bade-Wurtemberg	4,22E-08	9,02**	8,39E-05	1,99	2172,63	8,71E-68
Industrie Bavière	2,15E-07	8,40**	2,90E-04	3,07**	2357,67	4,11E-69
Industrie Thuringe	5,71E-03	9,58**	3,64E-02	2,03*	2417,27	1,61E-69
Industrie Hesse	1,30E-07	9,63**	7,93E-05	1,07	2056,35	6,79E-67
Industrie Rhénanie du Nord-Westphalie	1,10E-08	8,08**	7,68E-05	3,63**	2456,25	8,87E-70
Industrie Basse-Saxe	1,16E-04	7,97**	9,29E-03	4,32**	2703,03	2,46E-71
Industrie Rhénanie-Palatinat	1,57E-07	8,71**	2,04E-04	2,51*	2256,95	2,10E-68
Industrie Sarre	3,53E-06	62,72**	0,00E+00	-	3934,40	7,32E-68
Industrie Wallonie	4,41E-04	4,47**	4,89E-02	10,36**	3938,91	2,85E-83
Industrie Luxembourg	3,58E-05	63,71**	0,00E+00	-	4059,04	1,02E-67
Industrie Lorraine	4,72E-07	5,66**	1,17E-03	8,16**	3418,66	6,30E-76
Industrie Alsace	2,18E-07	5,68**	7,92E-04	8,14**	3416,38	6,47E-76
Industrie Pays-Bas	5,55E-08	7,75**	2,03E-04	4,25**	2576,84	1,48E-70

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

Figure 1 : Coût marginal de réduction des émissions dans les différents secteurs pour un objectif de 50% de réduction.

