

Mémoire de Master Droit de l'économie et de la régulation
Université Robert Schuman - Strasbourg

L'économie de la Directive Cadre sur l'Eau

Olivier Lévêque

sous la direction de Mme Anne Rozan

Jury

—

Mme. Anne Rozan, professeur
Ecole nationale du génie de l'eau et de l'environnement de Strasbourg
M. Nicolas Eber, professeur
Institut d'études politiques de Strasbourg

Année universitaire 2006-2007

Remerciements

Ce travail n'aurait pu être mené à bien sans de nombreux soutiens. Que toutes et tous soient remerciés ici. Je tiens à exprimer une reconnaissance particulière aux personnes suivantes.

Merci au professeur Anne Rozan, tout d'abord, d'avoir accepté de diriger ce mémoire. Merci à elle et à François Destandau de m'avoir accueilli dans des conditions remarquables au sein de l'unité mixte de recherche Engees-Cemagref « Gestion des services publics ». Cette expérience a été riche d'enseignements pour moi.

Merci au professeur Nicolas Eber d'avoir accepté de prendre part au jury d'évaluation de ce mémoire, et d'avoir su me faire partager son approche de l'économie au cours des cinq dernières années.

Merci au professeur Gabriel Eckert, directeur du Master Droit de l'économie et de la régulation, pour son ouverture d'esprit et ses encouragements. Merci également à toute l'équipe enseignante et administrative du Master.

Merci aux professionnels qui ont accepté de me donner leur avis sur certaines thèses avancées ici. Leurs conseils m'ont toujours permis d'avancer. Je pense en particulier à Pierre Strosser (ACTeon), à Sophie Nicolai (Agence de l'eau Rhin-Meuse), à Hubert Butz (SDEA Bas-Rhin) et à Bernard Montuelle (Cemagref Lyon).

Merci à Pierre Strosser et à Josselin Rouillard et Mimi Sisouvanh, d'ACTeon, de m'avoir permis de prendre part au workshop « *How can economics best support water policy decision making* » à l'Ecomusée d'Alsace. Merci également aux nombreux praticiens rencontrés là-bas d'avoir partagé avec moi leurs expériences.

Merci à Nathalie Dumax pour l'agréable ambiance du bureau que nous avons partagé à l'Engees. Son enthousiasme pour ses recherches a joué un rôle essentiel pour ma propre motivation.

Merci à ma famille, naturellement, de m'avoir toujours encouragé et soutenu dans mes études.

Enfin, merci à Anne de la joie qu'elle m'apporte et de m'avoir rendu le moral dans les moments de doute. Merci à elle d'avoir suivi mon travail et de m'avoir toujours donné des conseils avisés.

Table des matières

1	Introduction	6
I	Environnement et économie	10
2	La théorie des externalités	11
2.1	Introduction	11
2.2	Le fonctionnement théorique du marché	12
2.3	L'externalité, une défaillance du marché	14
2.3.1	L'impossibilité d'un optimum de Pareto en présence d'externalités	14
2.3.2	La réponse coasienne au problème des externalités . . .	15
2.3.3	La réponse pigovienne au problème des externalités . .	18
2.3.4	La taxe pigovienne est-elle préférable ?	18
2.4	Conclusion	23
3	Eau et activité humaine	24
3.1	Introduction	24
3.2	Les services de l'eau	26
3.2.1	Caractéristiques économiques de l'eau	26
3.2.2	Services rendus par l'eau	29
3.3	Des impacts anthropiques négatifs	31
3.3.1	Les pollutions ponctuelles	31
3.3.2	Les pollutions diffuses	34
3.4	Conclusion	36

II	La directive cadre sur l'eau	37
4	La genèse de la DCE	38
4.1	Introduction	38
4.2	La rénovation proposée par la Commission	39
4.2.1	Les écueils de la politique communautaire de l'eau traditionnelle	39
4.2.2	La rationalisation des politiques de l'eau	44
4.3	Une directive largement construite par des lobbies antagonistes	48
4.3.1	Les lobbies en présence	48
4.3.2	La lutte d'influences sur l'usage des mécanismes économiques	50
4.4	Conclusion	55
5	La mise en œuvre « idéale »	56
5.1	Introduction	56
5.2	L'économie comme instrument : la tarification incitative	59
5.2.1	Fondements théoriques et fonctionnement attendu du principe de récupération des coûts	59
5.2.2	Des limites pratiques au recouvrement des coûts	61
5.3	Le choix des mesures complémentaires selon un critère économique	70
5.3.1	L'analyse coût-efficacité	70
5.3.2	Dérogations et exemptions : le rôle de l'analyse coûts-bénéfices	72
5.4	Conclusion	75
III	Vers des politiques nationales de l'eau plus économiques ?	76
6	Les avancées inégales des Etats	77
6.1	Introduction	77
6.2	La France : des progrès inégaux	78
6.2.1	L'usage limité des instruments économiques dans la gestion de l'eau traditionnelle	79
6.2.2	Une qualité inégale dans l'application de la DCE	82

6.3	Une disposition à l'usage de l'économie inégale en Europe . . .	87
6.3.1	L'avance du Royaume-Uni	87
6.3.2	Le retard de la Grèce et de l'Italie	88
6.4	Conclusion	88
7	L'harmonisation communautaire	90
7.1	Introduction	90
7.2	Les mécanismes économiques de la DCE	91
7.2.1	Coût social perçu et pollution d'équilibre	92
7.2.2	Le rôle correctif de l'amende communautaire	93
7.3	L'Etat dépollueur : les mesures de dépollution aval	99
7.3.1	Définition et représentation	99
7.3.2	Répartition optimale de l'effort de dépollution	103
7.3.3	Amende communautaire et taxe pigovienne nationale	104
7.4	Conclusion	106
8	Conclusion générale	107
	Références bibliographiques	110

Chapitre 1

Introduction

Depuis la fin du dix-huitième siècle, la plupart des sociétés humaines ont connu un développement économique très important. Cet accroissement
5 rapide des capacités de production tient en grande partie à l'industrialisation des processus de production. La diffusion de la machine à vapeur a été cruciale à cet égard, en multipliant la productivité du travail humain dans une mesure spectaculaire. L'invention de nombreux procédés et matériaux nouveaux a depuis prolongé la révolution industrielle, et ouvert un champ
10 de possibilités impressionnant aux êtres humains. L'exemple le plus frappant est peut-être celui des transports : alors qu'à cheval, il fallait environ une demi-journée pour rejoindre le chef-lieu de son département en 1789, l'avion permet aujourd'hui de se rendre de Paris à Tokyo dans la même durée.

L'extension du nombre de biens disponibles a peu à peu transformé le
15 monde occidental en une « société de consommation ». Cette expression populaire, pour imprécise qu'elle soit, a le mérite d'évoquer de façon concise un ensemble de comportements incluant une augmentation de la fréquence et de la distance des déplacements, mais aussi un meilleur équipement des ménages (électroménager) et une place grandissante des produits non-vitaux
20 dans le budget des ménages. Ces nouvelles façons de produire et de consommer ont deux types d'impact importants : d'une part, elles impliquent le prélèvement de ressources naturelles (énergie, bois, eau, minerais, métaux), et d'autre part, elles s'accompagnent le plus souvent de rejets dans l'environnement. L'épuisement des ressources naturelles et la pollution sont donc
25 deux phénomènes fortement liés à l'activité économique.

De nombreux exemples de ce type de problèmes font l'objet d'une im-

portante médiatisation ces dernières années, comme le réchauffement climatique, l'épuisement des réserves pétrolières, ou encore la disparition des forêts primaires. L'eau, liquide vital par excellence, est également une source de préoccupation pour les écologistes. Deux grands problèmes se posent en la matière, celui de la quantité et celui de la qualité. Pour notre part, nous ne traiterons pas les problèmes quantitatifs, en particulier la crainte d'une pénurie d'eau potable dans quelques dizaines d'années, pour consacrer ce travail à un problème plus pressant pour les pays développés, celui de la pollution des eaux. En réalité, les aspects quantitatifs et qualitatifs sont liés, ne serait-ce que parce que la concentration en polluants est directement liée à la quantité d'eau disponible. Ne pas traiter les aspects quantitatifs signifie essentiellement, pour nous, ne pas traiter les problèmes d'allocation intertemporelle de l'eau, ce qui correspond à la distinction habituelle entre économie de l'environnement et économie des ressources naturelles [Cropper et Oates, 1992].

Il est facile, et probablement assez largement juste, de désigner l'extension des activités humaines, le développement économique, comme responsables de l'aggravation des problèmes environnementaux au cours des vingt dernières décennies. Cependant, le corollaire est également vrai, au moins partiellement. Ainsi, la possibilité d'utilisation massive d'un charbon facilement extrait était nécessaire à la rentabilité des premières usines. Si la pollution ou le prélèvement de ressources avaient été interdits ou encadrés dès l'origine, il aurait fallu trouver des substituts aux machines. Produisant par les techniques traditionnelles, ces usines n'auraient pas été rentables, et par conséquent, n'auraient pas été construites. Ainsi, notre niveau de vie actuel, certainement enviable du point de vue d'un habitant du dix-huitième siècle, n'aurait pas pu être atteint en maintenant l'environnement dans son état d'alors. Il y a donc pour les sociétés humaines un arbitrage à faire entre développement économique et qualité environnementale. Cette idée repose sur l'existence de limites physiques à l'activité humaine, exposées en particulier par Georgescu-Roegen [1971], Ayres et Kneese [1969] et Daly [1987].

Le résultat de cet arbitrage a évolué depuis les débuts de la révolution industrielle. Longtemps, la faveur a été systématiquement donnée au développement industriel, parce que le surcroît de revenu compensait largement le dommage infligé à un environnement proche de son état primaire, peu fragilisé. Puis, alors que les effets néfastes de la pollution sur l'environnement

ont été mieux connus, et surtout que la perte de qualité environnementale est devenue une nuisance « palpable », immédiate pour les populations (par exemple, le *fog* londonien), les premières politiques environnementales sont apparues. Cependant, à ce stade, elles n'étaient pas vues comme un instrument des politiques économiques, mais plutôt comme une politique parallèle :
5 la situation économique étant donnée, il s'agissait de trouver les meilleures stratégies pour améliorer la santé humaine, si nécessaire en améliorant l'état de l'environnement. Une telle organisation du processus d'élaboration des politiques publiques a pour inconvénient principal que les politiques économiques et environnementales peuvent être totalement antagonistes. La dernière
10 génération de politiques environnementales, dites « intégrées », vise à dépasser ce problème. Dans ce dernier schéma, les politiques environnementales intègrent les préoccupations économiques, et inversement. Ceci permet que l'arbitrage entre la valeur d'une transformation des structures de production et son coût environnemental soit explicite et conscient, dès le stade
15 de l'élaboration des politiques publiques.

Cette façon de prendre en compte à la fois les intérêts environnementaux et les intérêts économiques est au cœur du concept de développement durable, défini dans le rapport Brundtland [Commission mondiale sur l'environnement et le développement, 1987] comme « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ». Ce concept, s'il reste controversé [Hanley
20 *et al.*, 2007] en raison de son imprécision, a connu un succès considérable au cours des vingt dernières années, au point de figurer parmi les huit Objectifs du millénaire fixés par l'Assemblée générale de l'Organisation des Nations Unies [2000]. L'établissement d'un lien entre questions économiques et environnementales est aussi centrale dans la Directive 2000/60/CE [Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne, 2000], dite Directive cadre sur l'eau (DCE), dont le but affiché est d'élaborer une politique communautaire
25 *intégrée* dans le domaine de l'eau, pour améliorer l'état général des masses d'eau en Europe.

Si la DCE vise, comme la plupart des textes en matière environnementale, à une amélioration de l'état des milieux, elle innove par les moyens dont elle prévoit l'emploi. Ainsi, une place particulière est faite aux arguments économiques pour justifier l'objectif environnemental, et de la même
35 façon, des instruments économiques comme l'analyse coûts-bénéfices sont

préconisés pour déterminer les modalités de mise en œuvre de cette nouvelle génération de politiques de l'eau. En cela, la DCE est à l'origine d'une redéfinition profonde des politiques de l'eau en Europe. L'ampleur du changement attendu est la raison pour laquelle il nous semble nécessaire de bien
5 comprendre le fonctionnement de la DCE et ses conséquences.

Notre but est de montrer que la directive cadre sur l'eau est le premier texte législatif européen à adopter une approche économique de l'environnement, à s'appuyer sur les enseignements fondamentaux de l'économie de l'environnement. Cette nouvelle approche définissant le cadre communautaire des politiques de l'eau, nous verrons alors si elle se diffuse effectivement
10 au sein des politiques de l'eau nationales. Nous pensons qu'à long terme, l'ensemble de règles contenues dans la DCE incitera les Etats-membres à agir, eux aussi, conformément à l'idéal d'une politique intégrée de l'environnement.

Notre raisonnement sera exposé en trois parties. La première rappelle ce
15 que l'économie a à nous apprendre sur les problèmes environnementaux, et plus particulièrement ceux liés à l'eau. Le premier chapitre de cette partie aborde ce thème sous un angle théorique, tandis que le second cherche à rattacher la théorie aux problèmes concrets de qualité de l'eau. La deuxième
20 partie est celle où nous montrons que la DCE n'est pas une simple directive environnementale de plus, mais bien un tournant en ce qu'elle introduit dans le cadre communautaire une approche économique de la gestion des eaux. Nous mettons en évidence cette particularité à travers deux chapitres : le premier analyse la genèse de la directive cadre, tandis que le second s'intéresse
25 aux recommandations pour sa mise en œuvre. La troisième partie vise à montrer que la diffusion de la nouvelle approche de l'environnement du niveau communautaire vers les politiques nationales n'est pas un mécanisme automatique. Dans un premier chapitre, nous présentons un certain nombre d'éléments empiriques en ce sens, fondés sur l'examen des politiques
30 nationales de l'eau avant et après l'entrée en vigueur de la DCE. Le dernier chapitre est un essai d'analyse plus théorique des facteurs pouvant contribuer à une approche nationale plus conforme au cadre posé par la DCE.

Première partie

Environnement et économie

Chapitre 2

La théorie des externalités

2.1 Introduction

La science économique repose en grande partie sur une institution particulière, le marché. Pour reprendre la définition de Hanley *et al.* [2007, 42], « un marché est une institution d'échange, utile à la société en organisant l'activité économique ». Le fonctionnement d'un marché repose sur la confrontation de l'offre et de la demande pour un bien donné, qui aboutit à l'émergence d'un prix de marché qui permet d'allouer ce bien aux acheteurs qui lui accordent la plus grande importance.

La force du marché est d'allouer des ressources rares, des biens disponibles en quantités limitées, aux acteurs économiques qui en retirent la plus grande utilité. Parce qu'il repose sur l'idée que les agents, pris individuellement, sont les meilleurs juges de ce qui est bon pour eux, le marché a l'avantage de ne pas nécessiter de planificateur centralisé pour allouer les ressources. Ceci permet d'éviter des coûts d'information élevés et le risque d'une erreur de la part du planificateur.

Le marché est donc en général un bon moyen de répartir une ressource rare. Or, il est possible de concevoir l'environnement comme une ressource rare. Un cours d'eau, par exemple, peut être utilisé pour la baignade ou pour le déversement de déchets chimiques, mais ces deux usages sont incompatibles. Il faut donc choisir à quelle utilisation affecter le cours d'eau concerné, ce qui est typiquement le rôle d'un marché.

Pourtant, on observe que la répartition des usages des biens environnementaux est généralement insatisfaisante. La pollution, par exemple, est sou-

vent considérée comme un bien produit en quantité excessive, non-optimale. Cela provient du fait que la pollution est un bien différent, par sa nature, des biens habituellement échangés sur les marchés comme les biens de consommation courante. C'est une « externalité », i.e. un effet de l'action d'un agent économique sur un autre, qui ne fait pas l'objet d'une transaction sur un marché [Bonnieux et Desaignes, 1998]. L'échec des marchés à allouer convenablement les externalités est une défaillance de marché bien connue, centrale en économie de l'environnement.

Nous consacrons ce chapitre à exposer plus en détail les bases de l'économie de l'environnement, qui conditionnent la compréhension de la suite de ce mémoire. Après une première section destinée à rappeler le fonctionnement théorique du marché et son optimalité, nous nous intéresserons dans un deuxième temps à la théorie des externalités et aux moyens de résoudre la défaillance de marché dont relève le phénomène de pollution.

2.2 Le fonctionnement théorique du marché

Dès 1776, dans sa célèbre *Richesse des nations*, Adam Smith [1904] explique comment les échanges entre des agents économiques égoïstes, ne poursuivant que leur intérêt individuel, se font dans l'intérêt de la société dans son ensemble. Ce phénomène, attribué par Smith à une « main invisible », a été étudié par l'une des branches principales de l'économie, l'économie du bien-être ou *welfare economics*.

L'intérêt social envisagé par Smith a été formalisé dans la théorie économique par la notion d'optimum de Pareto. Un optimum de Pareto est atteint lorsque le bien-être d'aucun agent dans l'économie ne peut être augmenté sans réduire le bien-être d'un autre agent. Le critère de Pareto est un critère d'efficacité, et non d'équité : une situation où l'intégralité du revenu est captée par un seul individu est bien un optimum de Pareto, puisque augmenter le revenu de n'importe quel agent pauvre implique de réduire celui de l'agent riche. Aussi, un optimum de Pareto ne maximise pas nécessairement l'utilité sociale, que l'on peut par exemple définir comme la somme des utilités individuelles (fonction utilitariste de Jeremy Bentham).

Arrow et Debreu [1954] démontrent formellement que l'allocation des ressources qui résulte des choix (achat et vente) d'agents ne poursuivant que la maximisation de leur bénéfice individuel ou de leur utilité (i.e. un équilibre

concurrentiel) est bien un optimum de Pareto. Ce résultat est connu sous le nom de premier théorème du bien-être.

Debreu [1957] énonce les quatre conditions nécessaires et suffisantes pour qu'un équilibre concurrentiel existe et que ce théorème soit valable.

- 5 – Le jeu de marchés doit être complet, avec des droits de propriété parfaitement définis, de façon à rendre toutes les interactions entre agents possibles sous forme de transaction sur un marché.
- Les consommateurs et les producteurs doivent maximiser leur revenu net et leur utilité, respectivement.
- 10 – Les prix de marché doivent être parfaitement connus.
- Les coûts de transaction doivent être nuls.

Compte-tenu de notre définition des externalités, la condition de complétude des marchés va s'avérer cruciale pour la compréhension de leurs conséquences, et mérite par là-même une attention supplémentaire. Pour qu'un bien puisse être échangé sur un marché, il faut qu'il soit initialement possédé par son vendeur. Sans droits de propriété, il n'y a pas de marché. Pour être parfaitement définis, les droits de propriété doivent être

- transférables d'un agent à un autre,
- garantis, i.e. ils ne peuvent pas être perdus arbitrairement,
- 20 – exclusifs, i.e. les gains de la propriété d'un bien sont intégralement captés par son propriétaire,
- exhaustifs, i.e. tous les biens sont possédés, et la propriété de chaque bien est connue [Hanley *et al.*, 2007, 44].

Si ces conditions sont remplies pour la plupart des biens que nous échangeons quotidiennement moyennant un prix, il n'en est pas de même pour l'environnement. Il est ainsi bien difficile de dire qui est propriétaire de l'air pur, ou d'imaginer que l'on puisse exclure une partie de la population des services rendus par un cours d'eau. L'absence de droits de propriété parfaitement définis sur les biens environnementaux empêche leur échange sur un marché. Nous allons maintenant voir pourquoi ce manque de marchés de l'environnement fait échec à l'application du premier théorème du bien-être.

2.3 L'externalité, une défaillance du marché

2.3.1 L'impossibilité d'un optimum de Pareto en présence d'externalités

Dans certains cas, le comportement de maximisation de leur profit par les agents individuels ne conduit pas à une allocation efficace des ressources. On parle alors de défaillance de marché [Bator, 1958]. Il existe plusieurs formes de défaillances de marché, puisqu'elles interviennent dès que l'un des critères de complétude des marchés n'est pas rempli.

Pour notre part, nous nous intéressons au cas d'une externalité. La notion d'externalité remonte à la caractérisation par Sidgwick [1887] des divergences entre intérêt public et intérêt privé, et a été précisée par Viner [1931]. Notons tout d'abord qu'une externalité peut être positive ou négative. On parle d'externalité positive lorsque l'effet de l'action d'un agent est bénéfique à l'utilité d'un autre agent, et inversement. De plus, une externalité peut être de production ou de consommation, selon le comportement qui la génère. Les désagréments causés par la fumée d'une usine, par exemple, sont une externalité de production, et une externalité négative. C'est dans ce cas que nous nous plaçons pour mettre en évidence la défaillance de marché liée à une externalité.

La caractéristique du bien à l'origine de l'effet externe est qu'il n'est ni acheté, ni vendu sur un marché. Aucun prix n'est fixé qui reflèterait la valeur attribuée par les agents au bien polluant [Bonnieux et Desaignes, 1998]. Par exemple, dans le cas de la pollution, le pollueur ne tient pas compte du coût qu'il impose aux pollués. Au contraire, dans sa fonction de production, il ne prend en compte que les coûts privés de sa production, i.e. le coût du travail et du capital.

Il est facile de comprendre que cette solution n'est pas optimale, à partir de l'exemple simple proposé par Turvey [1963]. Un producteur émet une fumée noire, qui entraîne pour un blanchisseur, voisin et victime, un surcoût en lessive et en temps de travail. Si les deux activités sont exercées de façon indépendante, le pollueur n'a aucune raison de limiter ses émissions, tant que la production est rentable. Or, plus la pollution est importante, plus le blanchisseur en souffre et moins le pollueur y gagne. Pour des niveaux de pollution élevés, la perte marginale du blanchisseur dépasse le gain de l'émetteur. A ce stade, il est théoriquement possible d'augmenter le surplus

du pollueur en maintenant l'utilité de la victime, donc l'équilibre compétitif n'est pas un optimum de Pareto. En effet, l'usine pourrait ne pas polluer, et recevoir du blanchisseur un montant équivalent à sa perte antérieure. Par définition, l'usine se retrouverait plus riche que dans la situation initiale, et le blanchisseur également (mal)heureux.

Le graphique 2.1 proposé par Turvey [1963] permet de représenter clairement ce résultat, ce qui nous sera très utile dans la suite de ce mémoire. Il se compose de deux courbes. La courbe de gain privé marginal (GPM) représente le gain privé du pollueur, i.e. la différence entre la recette marginale et le coût privé marginal de chaque unité de pollution, étant entendu que la quantité de pollution émise et la quantité de bien produite évoluent de concert. La courbe de coût social marginal (*CSM*) représente, pour chaque unité de pollution émise, la perte des pollués, soit la différence entre le coût de production privé et le coût de production total. Elle est croissante car l'on suppose que l'externalité (la pollution) est de plus en plus pénible, coûteuse pour la victime. S'il n'existe pas de marché sur lequel ces valeurs sont révélées, le producteur va simplement maximiser son gain privé total, donc polluer jusqu'à $GPM = 0$. La pollution optimale, en revanche, est égale à q^* , où le gain privé net d'une unité de pollution est égal à son coût social net. L'optimum se situe au point *A*.

La quantité optimale de pollution ne sera émise que si le pollueur intègre dans ses choix les coûts qu'il fait subir au pollué, par exemple si tous deux font partie d'une même entreprise. Cette internalisation des externalités est au fond ce que cherchent tous les instruments économiques de lutte contre la pollution. Dans les paragraphes suivants, nous présentons les deux principales réponses des économistes au problème posé par les externalités, celle de Coase et celle de Pigou.

2.3.2 La réponse coasienne au problème des externalités

La réponse de Coase [1960] au problème des externalités est assez directe. Puisque le problème vient du fait qu'il existe des biens sur lesquels les droits de propriété ne sont pas parfaitement définis, il faut et il suffit de définir des droits de propriété sur les biens à l'origine d'externalités. Alors, pourvu que le producteur et la victime de l'externalité aient la possibilité de négocier, l'échange des droits de propriété aboutira à la solution économiquement optimale, comme sur n'importe quel marché classique.

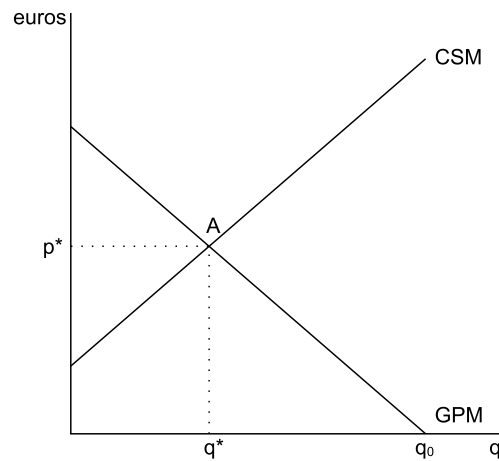


FIG. 2.1 – Quantité optimale de pollution

Un résultat fondamental que Coase met en évidence est que la répartition initiale des droits de propriété n'a pas d'influence sur l'optimalité de l'équilibre atteint. On peut attribuer aux pollués un droit à un air propre, et les usines devront leur verser une compensation pour pouvoir polluer, mais
 5 on peut également donner au pollueur le droit de polluer, et dans ce cas, ce sont les victimes potentielles qui paieront pour ne pas être polluées¹.

Le déroulement de la négociation peut être visualisé sur la figure 2.2. Supposons que le pollueur dispose du droit de polluer. Dans ce cas, il polluera initialement jusqu'à le niveau de pollution q_0 , qui annule son gain margi-
 10 nal. Les pollués, sachant que le droit à polluer appartient au pollueur, ne peuvent pas contester cette répartition initiale des droits, mais dorénavant, ils peuvent payer le pollueur pour qu'il n'en fasse pas usage. On peut alors se demander combien les victimes seront prêtes à payer. En considérant la dernière unité de pollution émise, si les pollués sont rationnels, ils préféreront
 15 payer n'importe quel montant inférieur à la perte que leur inflige le niveau de

¹Cette deuxième solution paraît certainement choquante, mais si l'on fait abstraction des considérations morales, il n'y a pas de raison de trouver l'intérêt des pollués plus légitime que celui des pollueurs. C'est ce que [Coase, 1960, 2] appelle la nature réciproque du problème.

pollution q_0 , soit c_0 . Il se trouve que le pollueur rationnel sera prêt à accepter ce montant en échange d'une réduction de la pollution. En effet, la dernière unité de pollution ne lui rapporte quasiment rien, donc n'importe quelle recette positive améliore sa situation. Un espace de négociation existe, i.e. qu'une transaction mutuellement avantageuse est possible. Ce raisonnement peut être tenu pour toute unité de pollution entre q^* et q_0 . En q^* , l'espace de négociation devient nul, et le prix d'échange du droit à polluer s'établira nécessairement à t^* . La situation d'équilibre correspond bien à l'optimum social, A .

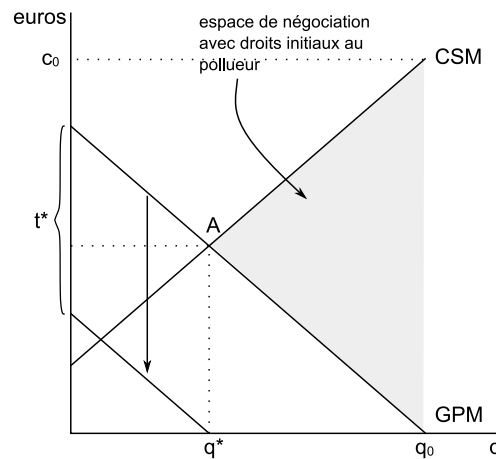


FIG. 2.2 – Négociation coasienne et taxe pigovienne

L'idée de Coase [1960] a été très critiquée, principalement en raison de son manque de réalisme, car l'existence de négociations dépend de l'hypothèse de coûts de transaction nuls. Nous reviendrons sur cette limite plus tard. Contentons-nous, pour conclure ce paragraphe sur la solution coasienne au problème des externalités, de signaler que l'indifférence de la répartition initiale des droits de propriété a reçu une confirmation empirique relativement récente, à travers les résultats de l'expérience menée par Hoyt *et al.* [1999], dite de la « rivière papier ».

2.3.3 La réponse pigovienne au problème des externalités

La proposition de Coase, définir des droits de propriété là où il en manquait, n'a pas été la première solution avancée au problème des externalités. Depuis les années 1920, la taxe pigovienne [Pigou, 1962] était la solution
5 qui prévalait. Alors que dans l'optique coasienne, on laisse le marché trouver le niveau optimal de pollution, la taxe pigovienne suppose que le niveau de pollution optimal est connu. En effet, une taxe pigovienne est une taxe payée par le producteur sur chaque unité de pollution dégagée, d'une valeur égale au coût social marginal net de la pollution *lorsque le niveau de pollution est*
10 *optimal*.

Sur la figure 2.2, le montant de la taxe est noté t^* . L'effet de la taxe pigovienne est de réduire le profit privé unitaire d'un montant t^* , ce qui est représenté par le déplacement vers le bas de la courbe GPM . Ainsi, avec la taxe, on aura $GPM = 0$ pour $q = q^*$, donc le niveau de pollution
15 « spontanément » émis par le pollueur sera bien la quantité optimale q^* .

Baumol [1972] propose un modèle d'équilibre général visant à faire apparaître le niveau optimal de la taxe pigovienne. Dans ce modèle, l'externalité est une pollution infligée par un producteur à un autre producteur, ce dernier voyant ainsi son coût de production augmenter. Avec la possibilité pour le
20 producteur de produire de façon polluante ou non-polluante, et la possibilité pour le pollué de prendre des mesures réduisant son exposition à la pollution, le prix d'équilibre de la production polluante, celui qui assure une allocation Pareto-optimale des ressources, est égal à la somme du coût marginal privé et du coût marginal imposé par l'activité polluante sur l'activité polluée.

25 La taxe pigovienne et la fixation arbitraire de droits de propriété sont couramment présentés comme équivalents, dans la mesure où les deux permettent d'atteindre l'optimum social. Cependant, nous allons maintenant voir qu'en pratique, la supériorité de l'un des instruments sur l'autre dépend des circonstances de marché.

30 2.3.4 La taxe pigovienne est-elle préférable ?

Pour mettre en évidence les avantages relatifs des deux instruments, nous allons discuter les différentes critiques adressées à la taxe pigovienne.

Taxe pigovienne en concurrence imparfaite Buchanan et Stubblebine [1962] ont critiqué les taxes pigoviennes en se plaçant dans le cas d'un monopole. Une taxe pigovienne serait néfaste, puisqu'elle inciterait le monopole à réduire encore son niveau de production, alors même que la configuration monopolistique d'un marché entraîne déjà un rationnement, i.e. un niveau d'offre sous-optimal du point de vue social.

Davis et Whinston [1962], pour leur part, se placent dans le cadre de la concurrence oligopolistique. Ils défendent l'idée que les effets d'une taxe pigovienne sont rendus imprévisibles par l'existence de comportements stratégiques des différents producteurs. Par conséquent, une telle taxe ne devrait pas être mise en place systématiquement.

Toutefois, ces deux critiques peuvent être écartées facilement. En effet, depuis les années 1930, les taxes pigoviennes ont traditionnellement été pensées dans une situation de concurrence pure et parfaite. Les critiques fondées sur la structure du marché ne sont donc pas pertinentes, puisque le raisonnement pigovien n'a jamais prétendu s'appliquer à des marchés en concurrence imparfaite [Wellicz, 1964]. Il serait justifié d'exclure les cas de concurrence imparfaite de l'analyse pigovienne car la plupart des phénomènes d'externalités impliquent un grand nombre d'acteurs.

La différence entre négociation possible et impossible Pour que la négociation intervienne entre pollueur et pollué, comme le prévoit Coase [1960], il est nécessaire que les coûts de transaction soient négligeables. Naturellement, si les coûts induits par la transaction (information, surveillance) excèdent les gains qui en sont attendus, l'arrangement bilatéral n'interviendra pas.

La redistribution du gain social peut se faire sans intervention de l'Etat lorsque les parties sont capables de négocier et désireuses d'une solution négociée. Dans cette configuration, l'introduction d'une taxe pigovienne n'est pas nécessaire pour atteindre l'optimum social. Les critiques d'inspiration coasienne montrent même qu'une telle taxe serait alors néfaste à l'allocation optimale des ressources, ce que reconnaît d'ailleurs Baumol [1972].

Toutefois, cela ne saurait invalider totalement la pertinence des taxes pigoviennes. En effet, que l'allocation optimale des ressources puisse être atteinte par la négociation suppose que deux hypothèses soient remplies : les parties doivent souhaiter arriver à une solution négociée (si les négociateurs

exigent deux niveaux d'utilité incompatibles, la négociation ne peut aboutir), et surtout, la négociation doit être possible.

Cette deuxième condition est extrêmement restrictive en pratique. On considère le plus souvent que des coûts de transaction élevés sont le principal obstacle à la négociation. Or, ces coûts de transaction sont particulièrement susceptibles d'être prohibitifs lorsque des externalités sont en cause, puisque très souvent, les externalités telles que la pollution touchent un très grand nombre de personnes. Aussi, bien que la critique de Coase soit fondée, il y a lieu de discuter plus avant les conditions d'optimalité de la taxe pigovienne dans les cas les plus courants, ceux où les coûts de transaction ne sont pas négligeables.

Faut-il des transferts depuis ou vers le pollué ? La taxe pigovienne affecte le revenu du pollueur. Deux transferts supplémentaires ont été défendus comme nécessaires à l'avènement de la solution optimale : la compensation du pollué pour le coût subi et la taxation du pollué.

Compensation du pollué Turvey [1963] défend l'idée que lorsque les agents sont capables d'arriver à une solution négociée, mais qu'une taxe pigovienne est malgré tout imposée, il est alors nécessaire que le pollué soit compensé pour les pertes qu'il subit, i.e. que le produit de la taxe soit reversé au pollué. En effet, la taxe amène le pollueur à produire au niveau socialement optimal. Mais, à ce niveau de pollution, le pollueur obtient un gain marginal nul, alors que le pollué subit des pertes. Une négociation mutuellement avantageuse est à nouveau possible, qui aboutira à ce que le pollué paye le pollueur pour produire une quantité non-socialement optimale. En revanche, si le pollué reçoit le produit de la taxe, sa perte de bien-être est nulle pour tout niveau de pollution (la perte due à la pollution est compensée par le revenu supplémentaire). Il n'a donc pas d'incitation à négocier une réduction de la pollution au-delà du niveau atteint par la taxe, qui est stabilisé grâce au mécanisme de prélèvement/reversement.

Baumol [1972], dans son modèle précité, montrait que le seul transfert financier nécessaire était le prélèvement d'une taxe pigovienne, non-reversée à la victime de l'externalité. Toutefois, ce résultat et la conclusion de Turvey ne sont pas contradictoires. En effet, Baumol [1972, 309] se place explicitement dans un cadre où la négociation n'est pas possible.

Nous construisons un modèle avec une hypothèse de concurrence parfaite, qui a pour implication cruciale que les coûts du contrôle volontaire et négocié des externalités sont prohibitifs.

Turvey [1963], lui, raisonne dans un cadre où la négociation est possible.

5 On en arrive à un système cohérent : lorsque les coûts de transaction sont négligeables, une taxe pigovienne n'est pas une réponse appropriée aux problèmes d'externalité, car elle éloigne l'économie de l'optimum social, à moins d'être reversée aux pollués. Lorsque des coûts de transaction trop importants rendent la négociation impossible, i.e. dans le cas le plus courant², une taxe
10 pigovienne est suffisante pour assurer l'allocation optimale des ressources.

Taxation du pollué Coase [1960] est extrêmement sceptique quant à ce dernier point. Pour lui, rien ne dit qu'une taxe prélevée sur le pollueur assurerait systématiquement l'optimum social. Son argumentation repose sur le constat que les externalités constituent un problème réciproque. Si les fu-
15 mées d'une usine infligent un coût aux activités nécessitant de l'air « propre », l'exigence d'air propre entraîne un coût pour l'usine polluante, obligée de se déplacer ou d'investir dans des dispositifs anti-pollution.

Une éventuelle taxe devrait dès lors favoriser l'activité la plus « rentable » socialement, rien n'indiquant *a priori* que cette activité soit l'activité la plus
20 propre. Dès lors, il semble raisonnable qu'une taxe pigovienne soit également prélevée sur les pollués : celle-ci serait assise sur les quantités de réduction de pollution, d'une valeur égale au coût marginal (pour le pollueur) de la réduction de pollution.

Si une telle taxe n'était pas prélevée, Coase estime que les pollués ne
25 prendraient pas en compte les coûts de réduction de la pollution. Seul le pollueur serait économiquement incité à réduire ses émissions, à l'aide de procédés potentiellement coûteux, alors que la nuisance pourrait être éliminée à moindre coût par des mesures prises par les pollués (déménagement, installation de dispositifs de traitement de l'air..). La solution atteinte par
30 une taxe asymétrique (payée par le pollueur seulement) pourrait alors ne pas être efficace au sens de Pareto, et entraîner une « surpopulation » de pollués par rapport aux pollueurs.

²Après son article de 1960, Coase a souvent été taxé d'ultralibéralisme en raison du rôle très faible laissé à l'Etat lorsque son théorème s'applique. Cependant, Coase [1988] lui-même a expliqué qu'il signifiait surtout que, les coûts de transaction n'étant pas négligeables dans le monde réel, il n'était pas envisageable de se passer de l'Etat en pratique.

Cependant, le défaut de cet argument réside dans l'intuition selon laquelle les pollués ne prennent pas en compte les coûts de la dépollution qu'ils infligent au pollueur en exigeant un air propre. En effet, la taxe pigovienne régule à la fois la quantité de pollution émise et la population de pollués. Faible, elle réduit peu la pollution et fait donc peser des coûts importants sur les pollués, ainsi dissuadés de s'établir sur des sites exposés ; forte, elle provoque une réduction importante de la pollution, favorisant ainsi l'installation de pollués. Si la taxe est bien conçue, elle permet d'atteindre un niveau de production où le coût marginal de dépollution est égal, pour tous les agents, au coût marginal d'une unité supplémentaire de pollution. Aussi, la taxe pigovienne idéale ne devrait pas entraîner un effort de dépollution pesant de façon disproportionnée sur le pollueur.

Le seul cas qui justifierait de taxer le pollué serait celui où il ne supporte pas les coûts de la pollution. Dans ce cas, effectivement, les pollués n'ont aucune incitation à faire eux-mêmes un effort pour se prémunir de la pollution : ce coût n'est donc pas pris en compte lors de leurs choix de localisation, par exemple. Un cas où les pollués n'endurent pas les coûts de la pollution est celui où ils reçoivent une compensation du montant des dommages subis (versement de la taxe pigovienne). Mais nous avons déjà vu plus haut qu'une telle compensation n'était pas souhaitable en présence de coûts de transaction dissuasifs.

La limite des optimums multiples Coase justifiait l'idée d'une taxation du pollué par le fait que la taxation du seul pollueur aurait pu conduire à restreindre l'activité des pollueurs plutôt que celle des pollués, au détriment de l'optimum social. Ce problème peut-être interprété comme un problème d'optimums locaux multiples : la fonction de bien-être social peut très bien ne pas présenter un seul maximum. Baumol [1972] montre que ce problème est lié au fait qu'en présence d'externalités, les hypothèses habituelles de concavité/convexité des frontières de production sont très susceptibles de ne plus être valables. Un exemple typique d'optimums multiples

serait le cas d'une économie avec deux sites distincts, une activité polluante et une activité polluée. Il y a deux optimums locaux, qui sont les deux répartitions géographiques possibles telles que pollueurs et pollués soient intégralement séparés. Cela ne signifie pas que les deux répartitions géographiques soient équivalentes pour le bien-être social : si le premier site est

particulièrement adapté à l'activité polluée, et le deuxième à l'activité polluante, le bien-être total sera maximisé en attribuant chaque site à l'activité à qui il sera le plus utile.

Si la fonction de bien-être social admet plusieurs optimums locaux, la
5 taxe pigovienne peut fort bien ne pas mener l'économie à l'allocation optimale des ressources. Ce sera le cas lorsque la taxe a pour niveau le dommage marginal infligé par une unité de pollution à un maximum local différent du maximum absolu de la fonction. Tout le problème est donc que le régulateur ne choisisse pas son niveau de taxation en fonction du « mauvais » optimum.
10 Cela nécessite énormément d'information difficile à obtenir, puisque le régulateur doit connaître parfaitement la structure des coûts et des bénéfices de chaque acteur de l'économie. Ces contraintes d'informations sont en définitive l'un des obstacles majeurs à la mise en place de taxes pigoviennes idéales.

15 2.4 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté la dimension économique du problème de la pollution, et nous avons montré qu'il existait deux instruments économiques principaux pour aboutir à une solution économiquement optimale, la taxe pigovienne et la définition de droits de propriété sur l'environnement.
20 Outre leurs avantages et inconvénients théoriques respectifs, le choix de l'un ou de l'autre est largement déterminé par l'inclination idéologique du régulateur environnemental. C'est ainsi que les systèmes de droits à polluer échangeables ont été privilégiés aux Etats-Unis, tandis que les Européens, traditionnellement réticents à adopter un point de vue économique sur l'environnement, ont privilégié des solutions impliquant plus l'Etat.
25 Les taxes environnementales, si elles ne correspondent pas toutes au paradigme pigovien, en font partie.

Le but du premier chapitre était d'exposer les fondements théoriques de notre travail, les bases de l'économie de l'environnement. Dans le prochain
30 chapitre, nous chercherons à relier ce *corpus* théorique à la réalité. L'enjeu principal sera de montrer que l'environnement peut être considéré comme un bien économique, valorisé pour diverses raisons par les différents agents.

Chapitre 3

Eau et activité humaine

3.1 Introduction

La théorie économique de l'environnement, que nous avons présentée dans
5 le chapitre précédent, relie chaque niveau de qualité environnementale à un
montant monétaire de bénéfices et de coûts pour le pollueur et le pollué,
respectivement. L'approche économique, si elle est riche d'enseignements sur
les rapports de l'homme à l'environnement, ne peut pas être pertinente si elle
ne tient pas compte de la réalité. En l'occurrence, vouloir expliquer écono-
10 miquement les phénomènes de pollution, par exemple, implique de se poser
deux questions. La première est de savoir quels sont les phénomènes réels en
jeu, la description scientifique des interactions positives et négatives entre
l'homme et l'environnement. Ce n'est qu'après avoir éclairci les phénomènes
physiques, chimiques et biologiques en jeu et leurs conséquences réelles que
15 l'on peut se pencher sur la seconde question et essayer de transcrire le phé-
nomène en termes économiques, donc d'attribuer des valeurs monétaires aux
différents effets réels identifiés. La théorie des externalités repose sur ces
prérequis, aussi nous semble-t-il utile de revenir dessus ici.

Attribuer à l'environnement des valeurs monétaires n'est pas intuitif.
20 Pour autant, cela n'est pas nécessairement choquant ou immoral. Il importe
d'abord de prendre conscience que l'environnement rend des services. Si cette
« banalisation » de l'environnement peut poser des problèmes éthiques pour
des fonctions vitales comme l'approvisionnement de nos corps en oxygène,
ce n'est pas le cas pour toutes les fonctions remplies par l'environnement.
25 La possibilité de pêcher ou de se baigner, par exemple, peut être fournie par

un plan d'eau naturel, par exemple, mais aussi par d'autres moyens (étangs privés, piscines). Or, les humains ont l'habitude d'attribuer un prix aux services dont ils bénéficient dans la vie quotidienne. Il nous semble normal de payer une consultation médicale ou le ramassage des ordures. Si l'on admet
5 que les services rendus par d'autres humains et les services rendus par l'environnement sont comparables dans leur nature, on doit aussi reconnaître que les services rendus par l'environnement ont une certaine valeur. Pour déterminer quelle est la quantité optimale de services environnementaux à consommer, il est commode de l'exprimer en unité monétaire.

10 Rappelons qu'une des premières fonctions de la monnaie est d'exprimer en une unité unique la valeur attachée par les individus à des biens différents, précisément pour les rendre comparables. En étendant cette fonction, il sera beaucoup plus facile d'arbitrer entre la consommation d'un service environnemental et la consommation d'un service commercial habituel. Cela doit
15 aussi permettre de choisir entre les bénéfices tirés de la consommation d'un bien marchand et les conséquences environnementales néfastes qui découlent de sa production. C'est là le principal intérêt d'assigner une valeur monétaire à l'environnement.

Le problème est alors de révéler cette valeur. Contrairement aux services
20 marchands, cette valeur ne se révèle pas spontanément, car il n'y a pas de vendeur identifié pour les services environnementaux. Pour donner une mesure monétaire de la valeur attribuée par les humains, la valeur non-directement observable doit être reconstruite. L'évaluation environnementale, a constitué une grande part de l'économie de l'environnement ces vingt dernières années
25 [Oates, 1992]. De nombreuses techniques ont été développées, dont les plus célèbres sont la méthode des prix hédoniques, la méthode des coûts de transport et l'évaluation contingente [Cropper et Oates, 1992]. Nous ne passerons pas en revue l'intérêt, les avantages et les inconvénients de chaque méthode, car cela dépasserait largement le cadre de ce mémoire. Des nombreuses syn-
30 thèses existantes (par exemple Point [1999]; Rüdiger [1994]; Amigues *et al.* [1995]), il ressort que les techniques d'évaluation commencent à être bien définies, l'étape actuelle consistant plutôt à les utiliser en pratique. Il est remarquable à cet égard que l'évaluation environnementale commence à être employée au-delà du monde académique pour être utilisée par les juges, par
35 exemple, y compris en Europe [Dupont, 2007].

Le but et la pertinence de la valorisation monétaire de l'environnement

étant maintenant rappelés, ce chapitre s'attache à faire le point sur la première question, i.e. à présenter les éléments essentiels des interactions entre humains et environnement d'un point de vue scientifique, et non économique. Cette démarche ne vise qu'à procurer aux lecteurs économistes des informations de base sur les aspects concrets de notre sujet. Dans ce chapitre court et essentiellement descriptif, nous procéderons en deux temps. D'abord, nous dresserons un tableau rapide des services rendus par l'eau, puis nous verrons comment ces services sont affectés par l'activité humaine, et en particulier par les diverses formes de pollution.

3.2 Les services de l'eau

Les comportements économiques sont très dépendants de la nature des biens échangés. C'est pourquoi nous commencerons par voir quelles caractéristiques économiques possède l'eau. Puis, comme Ayres et Kneese [1969] font justement remarquer que les êtres humains ne sont presque jamais intéressés par les biens matériels eux-mêmes, mais plutôt par les services que ces derniers leur procurent, nous verrons quels sont concrètement les services rendus par l'hydrosphère aux humains.

3.2.1 Caractéristiques économiques de l'eau

L'économie de l'environnement repose sur les problèmes de propriété de l'environnement. Ceci est à rapprocher du fait que les biens et services environnementaux sont souvent non-rivaux et/ou non-excludables. La non-rivalité signifie que la consommation d'une unité de bien ne diminue pas les possibilités de consommation d'autres agents, tandis que la non-excludabilité signifie qu'il est impossible de restreindre l'accès au bien à certaines catégories de personnes. Ces deux critères permettent d'élaborer une typologie des biens (tableau 3.1), et d'identifier plus facilement leurs problèmes spécifiques.

	Excludable	Non-excludable
Rival	Bien privé <i>Cornet de frites</i>	Ressource commune <i>Poisson sauvage</i>
Non-rival	Bien de club <i>Co-voiturage</i>	Bien public pur <i>Eclairage public</i>

TAB. 3.1 – Typologie des biens

Pour les biens non-excludables, deux types de problèmes peuvent se poser. Pour les ressources communes, on assistera typiquement à un phénomène de surexploitation, car chaque agent peut augmenter son utilité en consommant plus de bien gratuitement, alors que pour un bien privé, l'accroissement de la demande serait régulé par la hausse des prix qu'il provoque. Pour les biens publics, le problème se situera principalement du côté de l'offre. Leur non-rivalité peut être vue comme une externalité. Dans le cas de l'éclairage public, cette externalité est positive. La consommation d'éclairage public par le premier agent bénéficie à l'ensemble des autres agents de l'économie (en termes d'éclairage, mais aussi de sécurité, d'attractivité touristique, ..). Ainsi, un bien public bénéfique aura tendance à être sous-produit, tandis qu'un « mal » public sera sur-produit.

L'appartenance de l'eau à l'une ou l'autre de ces catégories est problématique, et source de confusions. D'abord, l'eau est-elle un bien excludable, ou non ? Il ne nous semble pas possible de répondre de façon simple, par oui ou par non, à cette question, car le critère d'excludabilité n'est pas univoque, et peut être apprécié différemment par différents juges. Si l'on considère l'ensemble des molécules d'eau présentes sur Terre à un instant donné, on pourrait considérer que l'eau est un bien non-excludable. Il est toujours possible à un individu de se munir d'un récipient et de prélever de l'eau dans une rivière, ou de recueillir l'eau de pluie, par exemple, sans que personne puisse l'en empêcher. Mais il serait peut être plus pertinent de distinguer différents types d'eau. L'eau de pluie, par exemple, est non-excludable. Mais qu'en est-il de l'eau potable ? En ville, elle pourrait bien être un bien excludable : il faut payer pour être raccordé au réseau et alimenté en eau potable. Dans d'autres circonstances (puits villageois, présence d'une source d'eau potable dans le domaine public), l'eau potable sera, elle aussi, non-excludable. On peut encore raffiner ce questionnement en se demandant si l'eau potable est réellement excludable pour les citoyens, dans la mesure où il leur suffirait, en théorie, d'aller jusqu'à une source publique pour s'approvisionner en eau potable sans que personne puisse les en empêcher. Cette série d'exemples illustre le fait que ce n'est pas parce que l'eau est un bien environnemental qu'elle est nécessairement un bien non-excludable : il est nécessaire de distinguer entre différents types d'eau selon l'utilisation qui en est faite.

Voyons maintenant si l'eau est un bien rival ou non. Là encore, la réponse ne peut être que subtile. Un raisonnement courant, médiatisé, est que

les quantités d'eau actuellement consommées dans certaines régions sont responsables des pénuries et sécheresses qui sévissent dans les mêmes régions ou ailleurs. Ceci implique que l'eau est un bien rival (la consommation des uns prive les autres), et également un bien global. Ces deux aspects sont discutables. D'abord, Barraqué [2003] fait valoir que l'eau n'est pas un bien
5 global comme l'atmosphère, par exemple, car le célèbre cycle de l'eau est géographiquement localisé sur un bassin hydrographique, ensemble des points à partir desquels toute eau liquide circule vers un exutoire unique. Ensuite, le caractère rival ou non doit à nouveau s'apprécier selon l'usage humain
10 considéré. Plus exactement, la rivalité s'entend toujours entre deux utilisateurs. Or, tous les utilisateurs de l'eau n'ont pas besoin de la même qualité d'eau. Ainsi, un volume d'eau utilisé par une usine pour évacuer et diluer ses rejets ne peut pas être utilisé pour l'alimentation humaine en aval, alors que l'inverse n'est pas vrai. En définitive, ce sont toujours deux utilisations
15 de l'eau qui sont rivales, et la rivalité peut dépendre de l'ordre d'utilisation. Pour l'eau, ce dernier élément est directement dépendant de la localisation géographique amont-aval.

Les paragraphes précédents montrent qu'il est impossible d'attribuer à l'eau des propriétés économiques uniques. Celles-ci sont variables, entre
20 autres, selon les types d'eau considérés, les utilisations de l'eau et leur localisation géographique. Ces caractéristiques variables sont importantes, car elles déterminent les outils d'analyse économique à utiliser, la pertinence d'un cadre théorique plutôt que d'un autre. Parfois, les enseignements seront plus riches en considérant la dimension de ressource commune de l'eau,
25 tandis que dans d'autres cas, il sera plus utile de se détacher du bien « eau », trop difficile à caractériser, pour se focaliser sur un bien lié. Ainsi, comme la pollution affecte plusieurs utilisations de l'eau, pour lesquelles l'eau prend des caractéristiques économiques différentes, nous préférons nous concentrer sur l'élément aux propriétés constantes, le polluant. Ainsi, nous nous
30 intéresserons plutôt aux attitudes des agents économiques déterminées par les propriétés du bien « rejets polluants », plutôt que d'essayer de rattacher ces comportements aux propriétés de l'eau. En tout état de cause, le choix de l'approche économique la plus adaptée est totalement dépendant de la compréhension du phénomène réel auquel on s'intéresse. Quelles utilisations de
35 l'eau la présence d'un produit polluant empêche-t-elle, par exemple ? C'est la raison pour laquelle nous allons maintenant présenter les principaux services

rendus par l'eau.

3.2.2 Services rendus par l'eau

Bonnieux [2003] identifie quatre fonctions de l'eau. L'alimentation en eau potable, la fonction productive et la fonction récréative regroupent des services assurés par l'environnement directement utiles aux humains, tandis que
5 la fonction écologique désigne les cas où l'eau permet d'autres phénomènes naturels qui nous sont à leur tour utiles.

Usages directs de services aquatiques

L'alimentation en eau potable L'eau est vitale pour l'homme, elle est
10 nécessaire au fonctionnement de son organisme. Cette fonction de l'eau est certainement la plus importante pour l'homme, mais également pour le monde animal et végétal. Ainsi, l'eau est aussi nécessaire à l'homme car elle est nécessaire à l'existence de son alimentation solide.

La fonction productive L'eau est indispensable à la vie, mais aussi utile
15 à l'activité économique des hommes. Nous tirons parti de ses propriétés mécaniques, lorsque les cours d'eau nous servent de voies de communication pour le transport de marchandises. Ceux-ci nous servent également à évacuer nos déchets. Enfin, le mouvement de l'eau permet aussi la production d'énergie, grâce aux usines hydroélectriques. En plus de son utilité mécanique, l'eau est
20 également utilisée comme composant dans la production d'autres biens. Dans le cas de biens alimentaires, l'eau sert à l'irrigation dans les activités agricoles, et intervient comme ingrédient dans l'industrie agro-alimentaire. Mais elle peut également être utilisée pour des produits non-alimentaires, comme les cosmétiques ou certains jouets. Enfin, l'eau peut également intervenir
25 dans le processus de production sans qu'on la retrouve dans le produit final. L'exemple typique est le refroidissement des machines industrielles, principalement pour la production d'énergie, mais aussi pour certaines industries lourdes.

La fonction récréative La fonction récréative inclut en substance l'en-
30 semble des loisirs liés à l'eau. Ceux-ci incluent notamment l'observation, la baignade, la chasse et la pêche, ainsi que les sports nautiques. Ce ne sont

là que quelques catégories principales, lesquelles se subdivisent en une multitude d'activités ayant chacune ses propres exigences quant à la qualité de l'eau, son courant, sa richesse en poisson, ..

La fonction écologique

5 L'eau peut également être utile à l'homme de façon moins directe. Les zones humides, en particulier, assurent un grand nombre de fonctions écologiques dont l'homme retire des avantages sans toujours s'en rendre compte¹.

Réserve de biodiversité Les zones humides sont un environnement intermédiaire entre le milieu terrestre et le milieu aquatique. Cette particularité fait qu'elles hébergent de nombreuses espèces, et comptent ainsi parmi les plus importants réservoirs de biodiversité. Au-delà de l'intérêt que la biodiversité présente pour l'observation animale et végétale, celle-ci est également utile aux progrès scientifiques, que ce soient ceux des naturalistes, des biologistes ou des pharmacologues. Ce dernier trait est particulièrement important pour comprendre que la biodiversité a une valeur pour les humains, puisqu'elle prolonge leur vie en bonne santé.

Les crues Les zones humides sont également des digues naturelles. En effet, leurs sols et leurs propriétés physiques générales leur permettent d'amortir les crues en servant de réservoir. Souvent, l'assèchement de marais, par exemple, entraîne une augmentation des crues. La fonction de réservoir des zones humides leur permet aussi de fournir des terres extrêmement fertiles. Par exemple, les alluvions déposés par la crue annuelle du Nil ont été pendant longtemps la source de la prospérité agricole (et économique) de l'Égypte.

Il est désormais clair que l'eau procure des services très utiles à l'homme, dont certains sont irremplaçables. La relation entre l'homme et l'eau n'est pas unilatérale : l'homme influe également sur l'environnement. La plupart de ces influences sont néfastes, au sens où elles compromettent certains des services identifiés plus haut. Nous allons maintenant présenter les principaux impacts anthropiques négatifs sur les eaux d'Europe occidentale.

¹Pour une présentation plus complète du fonctionnement des zones humides, voir le site de l'ONG Wetlands international (www.wetlands.org). Toutes les adresses internet citées dans le mémoire sont valides à la date du 10 juin 2007.

3.3 Des impacts anthropiques négatifs

L'Europe de l'Ouest bénéficie pour la plupart de son territoire d'un climat tempéré. S'il existe ponctuellement des phénomènes de sécheresse et de pénurie d'eau, ce n'est pas là le problème le plus répandu. Nous ne l'abor-

5 derons pas plus en détail dans cette section. Nous n'approfondirons pas non plus l'impact que peuvent avoir les modifications physiques des cours d'eau (aménagement des berges, création de retenues d'eau, ..) car les études économiques sur ce thème sont relativement rares. Dans cette section, nous nous concentrerons sur le phénomène qui touche le plus uniformément les eaux

10 européennes, la pollution. La DCE (art. 2) définit la pollution comme

l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres dépendant

15 directement des écosystèmes aquatiques, qui entraînent des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier.

Il serait plus juste de parler de pollutions au pluriel, car il existe de nombreux produits polluants, chacun pouvant avoir plusieurs sources. Chaque

20 pollution, définie au moins par ces deux facteurs (produit et source), a un impact spécifique sur l'eau. Pour présenter les principales, nous reprendrons la classification usuelle en pollutions ponctuelles et pollutions diffuses, en nous appuyant principalement sur les informations diffusées par l'Agence européenne pour l'environnement, en particulier deux rapports de 2005 [Agence

25 européenne pour l'environnement, 2005a,b].

3.3.1 Les pollutions ponctuelles

Le terme pollution ponctuelle désigne les pollutions pour lesquelles il existe un endroit bien localisé où le polluant est rejeté dans l'environnement.

30 Deux sources de pollution sont généralement identifiées comme ponctuelles : les eaux résiduaires urbaines et les rejets industriels. Pour chacune, nous essayons d'identifier les polluants principaux et leur impact sur les hydrosystèmes et les services qu'ils fournissent. Ce dernier point dépend largement du type de masse d'eau polluée : la fonction d'alimentation en eau potable

sera surtout touchée par la pollution d'eaux souterraines, où la plupart des captages sont réalisés, tandis que les fonctions récréatives et écologiques sont en majorité liées à la qualité des eaux de surface. La fonction productive, pour sa part, utilise aussi bien les eaux de surface que les eaux souterraines.

5 Les eaux résiduaires urbaines

Les eaux résiduaires urbaines sont les eaux usées rejetées par les agglomérations dans un cours d'eau (masse d'eau de surface). En Europe, en principe, celles-ci doivent être traitées dans des stations d'épuration dimensionnées de façon à minimiser l'impact sur l'environnement. Cependant, les eaux usées
10 restent une source de pollution. D'abord, les traitements ne peuvent pas nettoyer « parfaitement » les eaux usées, pour des raisons techniques et financières. Les eaux sortant d'une station d'épuration ne sont en aucun cas propres à la consommation. Ensuite, même si les équipements existent, ils ne sont pas nécessairement en bon état. Ainsi, pour le bassin Adour-Garonne,
15 seulement 67% de la pollution produite par les ménages et les industriels raccordés au réseau public arrive effectivement jusqu'à la station où elle doit être traitée [Miquel, 2003, 161]. Enfin, il existe quelques cas de villes de plusieurs centaines de milliers d'habitants qui, encore récemment, ne traitent quasiment pas leurs eaux usées avant de les rejeter dans l'environnement, telles que
20 Barcelone, Brighton ou Milan [Commission des Communautés européennes, 2004]. Les rejets des stations d'épuration ont deux sources principales : les ménages raccordés au réseau d'assainissement et les eaux de pluie collectées.

Rejets des ménages Les ménages produisent une grande variété de polluants. La première pollution d'origine domestique est constituée des matières en suspension dans l'eau. Ce type de pollution rend les eaux troubles
25 et gêne le passage de la lumière. De plus, la décomposition de ces éléments, le plus souvent organiques, consomme une grande quantité d'oxygène, au détriment des poissons. La pollution par des matières en suspension est donc extrêmement néfaste aux utilisations de l'environnement telles que la pêche,
30 la baignade ou l'observation. Historiquement, cette pollution a été la première à être traitée, parce qu'elle est la plus visible.

Les ménages produisent également un grand nombre de germes, dont certains peuvent être mortels. Ainsi, le nombre de coliformes fécaux passe de mille à un million par millilitre entre l'amont et l'aval de Paris [Miquel,

2003, 67]. Cette pollution rend les eaux impropres à la baignade et aux activités nautiques, et rend parfois toute production d'eau potable ultérieure impossible.

La troisième grande pollution domestique est la pollution au phosphore, principalement contenu dans les lessives en tant qu'adoucesseur d'eau. Dans un milieu naturel, la faible quantité de phosphore est un facteur limitant la croissance de la végétation. En revanche, l'introduction directe de phosphore dans les cours d'eau agit comme le déversement incontrôlé d'un engrais. La présence très abondante de nutriments est appelée eutrophisation², et se manifeste de façon très visible par la prolifération d'algues. L'eutrophisation entraîne des nuisances visuelles et olfactives, complique les usages industriels de l'eau et peut bouleverser la chaîne alimentaire et l'équilibre écologique des milieux aquatiques. L'eutrophisation affecte ainsi la plupart des fonctions de l'eau.

Enfin, les ménages déversent également des micropolluants ou substances toxiques. Ces termes désignent des molécules dont la présence, même en petites quantités, peut affecter la santé humaine et animale, en particulier. Certains substances sont bien connues, comme le plomb, le zinc, ou le cadmium, mais ce type de pollution désigne également une multitude de molécules utilisées quotidiennement dans les cosmétiques, les solvants ou les médicaments, par exemple. Très difficiles à repérer en raison de leur petite taille, ces molécules ne sont presque jamais traitées dans les stations d'épuration, malgré les soupçons grandissants sur leur dangerosité élevée.

Pollution véhiculée par les eaux de pluie La pluie tombée en ville est souvent collectée soit dans un réseau propre, soit dans le réseau d'assainissement général. Le ruissellement en ville charge les eaux de pluie de macrodéchets (branchages), de particules en suspension, de matières organiques, et surtout, de substances métalliques toxiques (zinc et plomb des toitures, en particulier). La pollution liée aux eaux de pluie urbaines est encore mal connue³, mais il semble que le principal problème posé par ce type de pollution soit la toxicité des eaux.

²Le phénomène d'eutrophisation peut être naturel. Il est nécessaire, par exemple, à la formation des tourbières. Le principal problème est ici que l'eutrophisation est provoquée par l'homme, intervient très rapidement et sur une large échelle géographique.

³Sur ce sujet, voir les travaux menés par l'équipe du CEREVE-OPUR sur le quartier parisien du Marais (<http://www.enpc.fr/cereve/opur/opur.htm>).

Les industriels

Les industries sont la deuxième grande source de pollution ponctuelle. Toutefois, contrairement à une image répandue, la plupart des rapports que nous avons consultés indiquent que d'importants progrès ont été réalisés
5 (pour la plupart déclenchés par une impulsion européenne), qui font que le secteur industriel aurait *dans l'ensemble* un impact négatif sur la qualité des eaux plutôt inférieur à celui des ménages. Cela ne doit pas pour autant masquer les nombreuses pollutions d'origine industrielle qui persistent.

D'abord, les industries continuent d'utiliser des produits toxiques. Les
10 plus petits établissements (garages, artisans) sont les plus problématiques d'un point de vue environnemental, car il est pratiquement impossible de contrôler leurs rejets d'huiles, de liquide de refroidissement, ou encore de peintures. Les principaux polluants rejetés, encore aujourd'hui, sont les métaux lourds et des produits tels que les hydrocarbures, les acides et les bases
15 utilisés au cours des processus de fabrication.

L'industrie, et particulièrement la production d'énergie, est à l'origine d'un rejet spécifique, la chaleur. Celle-ci provient de l'utilisation de l'eau comme produit de refroidissement. Bien que peu d'attention ait encore été porté à ce phénomène, il semble que les hausses de température mesurées
20 ne provoquent pas de problèmes environnementaux majeurs, sauf lorsqu'on assiste à la conjonction d'éléments tels qu'un faible débit et une forte chaleur atmosphérique.

Enfin, le secteur minier est à l'origine de pollutions ponctuelles anciennes, mais qui persistent aujourd'hui. Sur le bassin Rhin-Meuse, par exemple, cer-
25 taines masses d'eaux sont polluées par le charbon et divers sels. Ces pollutions empêchent l'utilisation de l'eau aussi bien à des fins productives que pour la consommation humaine, mais il existe aujourd'hui d'importants programmes de réhabilitation de ces eaux [Agence de l'eau Rhin Meuse, 2005].

3.3.2 Les pollutions diffuses

30 Par opposition aux pollutions ponctuelles, le terme pollution diffuse désigne les pollutions pour lesquelles on ne peut pas localiser l'origine de polluant de façon précise. Les pollutions d'origine agricole sont les plus souvent citées comme pollutions diffuses, mais les pollutions issues d'interactions complexes entre l'atmosphère et l'eau peuvent également relever de cette

définition.

Les pollutions agricoles

Le secteur agricole est souvent désigné comme le principal pollueur des eaux européennes aujourd'hui, malgré la diffusion progressive de techniques
5 de cultivation plus écologiques. La première pollution qui leur est reprochée est la pollution par les nitrates. Les nitrates sont un dérivé de l'azote. Dans le cycle naturel, ils proviennent de la décomposition des végétaux morts, et sont utilisés pour la croissance des végétaux jeunes. Les agriculteurs les utilisent comme engrais (ainsi que des phosphates et du potassium), et les
10 déjections du bétail en contiennent aussi. Le problème est essentiellement un problème de dosage : les plantes ont une capacité limitée à utiliser les nitrates de la couche superficielle du sol. La partie surabondante sera lessivée par les précipitations, et entraînée en plusieurs années jusqu'à la nappe phréatique. Ce délai est la raison pour laquelle la teneur en nitrates des eaux européennes
15 continue globalement d'augmenter alors que les quantités épandues sont en diminution.

Les nitrates posent deux séries de problèmes. S'ils finissent par rejoindre une eau de surface, ils sont à l'origine d'un phénomène d'eutrophisation. Il sont également nocifs pour le développement de certains animaux, particuliè-
20 rement les batraciens. S'ils rejoignent une eau souterraine, l'impact principal est qu'ils peuvent la rendre non-potable (le seuil de potabilité est fixé, pour la France, à 50 mg par litre). Les effets des nitrates sur la santé humaine sont encore incertains, mais ils sont soupçonnés de favoriser les cancers du système digestif.

25 La deuxième pollution diffuse agricole est liée à l'épandage de pesticides. Il existe une grande variété de pesticides et autres produits phytosanitaires. Certains ont été interdits il y a plusieurs années en raison de leur dangerosité (DDT), mais beaucoup continuent d'utiliser des molécules toxiques, que l'on retrouve dans l'eau.

30 Les interactions complexes

L'activité agricole n'est pas la seule source de pollution diffuse. Ce mode de pollution englobe également des phénomènes plus complexes, et notamment les pollutions atmosphériques qui se retrouvent dans l'eau par l'inter-

médiaire des eaux de pluie. Les pluies acides, par exemple, résultent de rejets atmosphériques de dioxyde de soufre et de dioxyde d'azote. A cet égard, les industries peuvent également apparaître comme une source de pollution diffuse, de même que les ménages à travers les gaz d'échappement de leurs
5 véhicules.

3.4 Conclusion

Les pressions anthropiques exercées sur l'eau sont très nombreuses et variées. Chacune peut porter atteinte à un service particulier rendu par l'eau, où à l'ensemble de ces services. Certaines pressions, en revanche, sont compatibles avec la plupart des usages de l'eau. Les services les plus vulnérables
10 à la pollution sont l'alimentation humaine (eau potable et composition d'aliments solides) et les fonctions écologiques de l'eau. Ceci pose bien un problème d'allocation des ressources, que la théorie économique est susceptible de permettre de résoudre : quels usages de l'eau autoriser, quelles pressions
15 tolérer de façon à ce qu'aucun service de l'eau ne soit utilisé lorsque cela compromet un service de plus grande valeur ? Nous allons montrer dans la prochaine partie que la directive cadre sur l'eau reconnaît la portée de cette formulation de la problématique de la gestion des eaux en termes économiques, et propose des instruments pour la rendre opérationnelle.

Deuxième partie

La directive cadre sur l'eau

Chapitre 4

La genèse de la DCE

4.1 Introduction

Nous avons vu dans les chapitres précédents que la théorie économique
5 dispose d'outils bien développés pour rendre compte des problématiques en-
vironnementales. Nous consacrerons cette partie à montrer que ces ensei-
gnements peuvent être directement utiles aux choix politiques en matière
d'environnement. En effet, en expliquant les phénomènes de pollution ou
de sur-consommation des ressources naturelles par des comportements in-
10 dividuels rationnels, la théorie des externalités fait également apparaître la
source de ce comportement, l'absence de prix pour les biens environnemen-
taux. Il ne reste plus alors aux gouvernements qu'à remédier à ce problème,
en donnant aux agents économiques les incitations nécessaires à des choix de
production et consommation plus respectueux de l'environnement.

15 La DCE nous semble suivre cette logique en donnant une place impor-
tante à l'analyse économique. En cela, la directive-cadre constitue un tour-
nant dans les politiques environnementales européennes. Avant d'évaluer la
portée pratique de ce changement dans le chapitre suivant, nous examinerons
dans celui-ci les facteurs explicatifs de l'entrée des instruments économiques
20 dans l'arsenal de la régulation environnementale.

Ceci revient à rechercher dans quel esprit et dans quel but le texte final
de la Directive donne un rôle aux instruments économiques. Pour cela, nous
nous immergerons dans le processus d'élaboration de la DCE, largement
commenté dans une perspective de science politique [Kaika et Page, 2003;
25 Page et Kaika, 2003]. Nous mettrons ainsi en avant l'importance qu'a prise la

question de l'utilisation d'instruments économiques au cours des quatre années de négociations, parfois très conflictuelles, ayant précédé l'adoption de la DCE. De ce chapitre, il ressortira que la directive-cadre est un compromis extrêmement subtil entre la volonté de clarifier les politiques de l'eau européenne, la volonté de protéger l'environnement et la volonté de préserver la compétitivité des entreprises.

Pour le montrer, nous analyserons deux grandes étapes de l'élaboration de la directive cadre. La première section s'attache à inscrire la proposition initiale de la Commission européenne [Commission des Communautés européennes, 1997] dans le mouvement des politiques communautaires de l'eau, de façon à comprendre pourquoi l'utilisation d'instruments économiques a été envisagée à la fin des années 1990, et non plus tôt ou plus tard. La deuxième section est consacrée à l'analyse des après négociations qui ont suivi cette proposition. Les succès et échecs respectifs des différents groupes de pression, perceptibles à travers la terminologie juridique finalement retenue, nous aideront à appréhender la place véritablement dévolue aux instruments économiques dans la directive.

4.2 La rénovation proposée par la Commission

Pour juger de la nouveauté que représente la proposition de directive cadre en 1997, il est nécessaire de l'examiner au regard de la tradition européenne en matière de politiques de l'eau. Il ressort de cet examen que la DCE, tout en étant fidèle aux grands principes des politiques environnementales communautaires, rompt avec le foisonnement antérieur de textes sur l'eau ainsi qu'avec les instruments de régulation correspondants.

4.2.1 Les écueils de la politique communautaire de l'eau traditionnelle

Les grands principes de la politique de l'eau

Dans ce paragraphe, nous souhaitons exposer les principes fondateurs de la politique européenne de l'environnement. En expliquant leur émergence, nous espérons également donner au lecteur une idée des positions historiques des différents acteurs communautaires en matière d'environnement.

L'environnement est souvent perçu comme l'une des sphères d'interven-

tion principales de la Communauté européenne. Son action environnementale bénéficie en outre d'un jugement largement favorable de la part d'une opinion publique par ailleurs largement eurosceptique [Lodge, 1994]. Pourtant, la protection de l'environnement n'est devenue que très tardivement une politique communautaire. Le traité fondateur de la Communauté européenne, le traité de Rome de 1957, ne mentionnait tout simplement pas l'environnement. Habituellement, l'on fait remonter l'origine des politiques environnementales communautaires à 1973, date d'adoption du premier programme d'action en matière d'environnement par le Conseil des Communautés européennes [1973].

Dans ce document, pour la première fois, les chefs d'Etat et de gouvernement déclarent que l'expansion économique n'est « pas une fin en soi », et « doit se traduire par une amélioration de la qualité aussi bien que du niveau de vie ». Sans rechercher les explications profondes de ce changement d'attitude pour une position plus pro-environnementale, la cause immédiate la plus décisive est certainement la Conférence internationale sur l'environnement tenue en 1972 à Stockholm [Jordan, 1998].

De 1973 à 1987, la Commission agit sur une base juridique extrêmement faible. En effet, le traité ne prévoyant pas d'action en matière d'environnement, elle est obligée, pour légiférer, de présenter la régulation environnementale comme nécessaire à l'intégration économique européenne. Le lien n'étant pas évident *a priori*, cette action a été très critiquée par de nombreux Etats-membres. Cependant, le développement des politiques environnementales européennes a été favorisé d'une part par la Cour de Justice des Communautés Européennes, connue pour sa tendance à étendre le champ de compétences de la Communauté, et d'autre part par les Etats-membres les plus environnementalistes [Sbragia, 2000]. Ainsi, l'Allemagne ne souhaitait pas que sa législation nationale stricte désavantage l'industrie allemande par rapport aux autres pays européens.

C'est seulement à partir de la fin des années 1980 que l'environnement est cité dans les traités fondamentaux. A la faveur de l'Acte unique européen, le principe pollueur-payeur est ainsi inscrit à l'article 130r (devenu 174) du Traité instituant une communauté européenne en 1987. Selon ce principe, tout pollueur devrait prendre en compte l'ensemble des coûts de son activité, y compris les coûts environnementaux. Popularisé par l'OCDE, ce principe est défini par son Conseil comme l'imputation aux pollueurs des dépenses re-

latives aux mesures de prévention et de lutte contre la pollution décidées par les Etats [Organisation pour la coopération et le développement en Europe, 1974]. On peut voir dans le principe pollueur-payeur la matrice de tous les instruments économiques de régulation environnementale, puisque dès l'origine, il vise explicitement à assurer l'internalisation du coût des externalités, conformément aux recommandations de la théorie économique.

Au cours des révisions du TCE dans les années 1990 (traités de Maastricht, Amsterdam et Nice), deux autres principes ont complété l'article 174 : le principe de précaution, en vertu duquel la liberté des activités économiques devrait être restreinte lorsqu'elle entraîne un risque d'effets dommageables importants pour l'environnement ou la santé humaine, et le principe de correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement. Nous ne nous attarderons néanmoins pas sur ceux-ci, dans la mesure où ils ne sont pas directement liés à l'objet de ce chapitre.

Ces trois principes doivent gouverner l'action de la Communauté en matière d'environnement. Celle-ci vise quatre objectifs, énoncés à l'article 174 du TCE, dans sa version actuelle :

- préserver et améliorer la qualité de l'environnement,
- protéger la santé des personnes,
- utiliser les ressources naturelles de façon prudente et rationnelle et
- promouvoir des mesures pro-environnementales au niveau international.

Il est remarquable que le premier principe de la politique environnementale soit de protéger l'environnement. En effet, au cours du vingtième siècle, les questions environnementales n'avaient habituellement été prises en considération que dans la mesure où la santé humaine était en jeu. En voulant protéger l'environnement pour lui-même, la Communauté se range parmi les entités politiques les plus écologistes.

Une expression couramment employée pour désigner l'ancrage progressif de la politique environnementale parmi les compétences les plus importantes de la Communauté européenne est celle de « verdissement du Traité » (*greening of the Treaty*). Ce changement de couleur a été largement favorisé par le fait que les Etats-membres, au moins au cours des quinze premières années, n'étaient pas pleinement conscients du pouvoir que la Commission se donnait à travers ses directives sur l'environnement, et sur l'eau en particulier. En effet, alors même qu'en général, l'unanimité des Etats-membres était

requis pour la publication des directives sur l'eau, la Commission est parvenue à les présenter comme des textes avant tout techniques, sans implications politiques rédhibitoires pour un gouvernement.

Cette technique d'extension du champ des compétences communautaires est souvent appelée « méthode Monnet », du nom du père fondateur qui l'a conçue. Si elle est très efficace du point de vue des institutions communautaires, et encouragée par les Etats les plus favorables à une intégration européenne toujours plus poussée, la méthode Monnet présente certains inconvénients. Dans le cas des politiques de l'eau, elle a joué un rôle important dans le manque de lisibilité du cadre législatif communautaire, comme nous allons le voir dans le paragraphe suivant.

Foisonnement et cloisonnement des directives « eau »

Dans les années 1970 et 1980, la Commission a développé des politiques environnementales assez étendues, alors même qu'elle ne disposait pas d'une base juridique explicite dans le Traité. Jordan [1998] note qu'en 1987, plus de deux cents instruments législatifs avaient été adoptés, ainsi que quatre programmes d'action en matière d'environnement toujours plus ambitieux.

Cependant, la législation environnementale communautaire souffrait précisément de cette abondance de textes, nuisible à sa cohérence. Le fractionnement s'explique largement par la façon dont a été contruite la politique environnementale, texte après texte au gré de l'acceptabilité des propositions de la Commission du point de vue des Etats-membres. Dans le domaine de l'eau, l'arsenal législatif comprenait notamment, en 1996 [Commission des Communautés européennes, 1996] :

- une directive sur la qualité des eaux superficielles destinées à l'alimentation en eau potable [Conseil des Communautés européennes, 1975],
- une directive sur la qualité des eaux de baignade [Conseil des Communautés européennes, 1976b],
- une directive sur la pollution par des substances dangereuses [Conseil des Communautés européennes, 1976a],
- une décision sur l'échange d'informations sur la qualité des eaux superficielles [Conseil des Communautés européennes, 1977],
- une directive sur la qualité des eaux douces aptes à la vie des poissons [Conseil des Communautés européennes, 1978],

- une directive sur la qualité des eaux conchylicoles [Conseil des Communautés européennes, 1979],
- une directive sur la protection des eaux souterraines contre les substances dangereuses [Conseil des Communautés européennes, 1980b],
- 5 – une directive sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine [Conseil des Communautés européennes, 1980a],
- une directive sur le traitement des eaux urbaines résiduaires [Conseil des Communautés européennes, 1991b],
- une directive sur la protection des eaux contre la pollution par des nitrates agricoles [Conseil des Communautés européennes, 1991a],
- 10 – une proposition de directive sur la qualité écologique des eaux [Commission des Communautés européennes, 1993].

Cette courte liste ne vise qu'à illustrer la pléthore de directives qui caractérisait les politiques de l'eau au début des années 1990. Le lecteur intéressé
15 par une description plus pointue de ces textes se réfèrera utilement à la Communication de la Commission [1996] sur la politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Le grand nombre de directives sur l'eau peut être vu comme garantissant un niveau élevé de protection de l'environnement en Europe. Cependant, si
20 les textes étaient effectivement nombreux et, pour certains, ambitieux, ces caractéristiques les ont souvent rendus inefficaces, du fait d'une mauvaise application (« *implementation gap* » [Jordan, 1998, 19]). En effet, avec la méthode Monnet, les Etats-membres ont tendance à ne prendre la mesure de leurs engagements communautaires qu'au stade de la transposition des
25 directives en droit national. Aussi, c'est en jouant sur la transposition et la mise en œuvre nationale que les Etats membres cherchent à adoucir les obligations environnementales communautaires. Ils y sont d'autant plus enclins que dans les années 1970 et 1980, les pressions des acteurs privés, et notamment de l'industrie, s'exercent principalement au niveau national, et
30 pas encore à l'échelon communautaire.

La prise de conscience de ce décalage entre l'abondance législative formelle et la protection effective des eaux intervient au milieu des années 1990. Ainsi, le cinquième programme d'action en matière d'environnement relève que la dégradation de l'environnement s'est poursuivie malgré les mesures
35 prises par la Communauté [Conseil des Communautés européennes, 1993]. Prolongeant cette thèse, le rapport de Dobris de l'Agence européenne pour

l'environnement [1995] pointe l'inefficacité de l'action de l'Union européenne, et son incapacité à améliorer rapidement la qualité de l'environnement en Europe. La gestion de l'eau y apparaît comme particulièrement problématique. Face à ce constat, la nécessité d'une réforme profonde des politiques de l'eau s'impose à la fin des années 1990. L'instrument majeur en sera la DCE.

4.2.2 La rationalisation des politiques de l'eau

La première proposition formalisée de directive cadre [Commission des Communautés européennes, 1997] révèle l'esprit des dispositions finalement reprises dans la DCE. Sans nous intéresser encore à la portée des changements intervenus entre la proposition et le texte final, nous nous efforcerons ici de décrire brièvement les principales innovations proposées. La DCE procède à une rationalisation de la gestion des eaux par l'amélioration et l'extension d'outils traditionnels, mais aussi par l'octroi d'un poids important à des instruments économiques.

15 L'amélioration et l'extension d'outils traditionnels

Nous avons vu plus haut que le grand nombre de directives sur l'eau était une source d'inefficacité de la politique communautaire de l'eau. La Commission [1996] soulignait le problème du manque d'intégration entre les différentes directives. Les eaux de surface et les eaux souterraines, par exemple, étaient gérées comme deux questions distinctes, malgré les liens physiques entre elles. Le premier intérêt de la DCE est donc d'améliorer l'intégration de politiques distinctes en une politique communautaire de l'eau unique. Pour cela, la Commission proposait en particulier l'abandon de six directives au total, en raison de leur ancienneté ou de leur contradiction avec l'objectif d'intégration des politiques de l'eau. Elles seront remplacées par des dispositions générales de la DCE.

A cet égard, l'unification des objectifs de la gestion des eaux en Europe par la DCE est exemplaire. Au lieu de standards spécifiques pour les eaux conchylicoles ou les eaux souterraines, la DCE fixe un objectif de « bon état » pour toutes les masses d'eau. Aux termes de la DCE, l'état d'une masse d'eau est défini d'une part par son état chimique, et d'autre part par son état biologique (pour les eaux de surface) ou son état quantitatif (pour les eaux souterraines).

Le bon état chimique est défini par le respect de normes de concentration de certains produits polluants [Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne, 2000, Annexe V 1.4.3 et 2.3.2]. Le bon état quantitatif correspond à un niveau « tel que le taux annuel moyen de captage à long terme ne dépasse pas la ressource disponible de la masse souterraine » [Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne, 2000, Annexe V 2.1.2]. Enfin, le bon état écologique est une innovation importante de la DCE. L'état écologique vise la composition et l'abondance de la faune dans une masse d'eau donnée, ainsi que les déterminants de celles-ci (hydromorphologie, acidité, ...). Une eau de surface est en bon état lorsqu'elle « montre de faibles niveaux de distorsion résultant de l'activité humaine, [les valeurs des indicateurs ne s'écartant] que légèrement de celles normalement associées à ce type de masse d'eau de surface dans des conditions non perturbées ».

Deux éléments sont remarquables. D'abord, il faut noter que le bon état (écologique) n'est que le deuxième niveau d'une échelle des états écologiques qui en compte cinq, de « très bon » à « mauvais ». La DCE tolère ainsi un certain degré d'incidence négative de l'activité humaine. Il faut alors déterminer quel est ce degré acceptable. Le deuxième élément important est justement que l'incidence acceptable est définie non pas en valeur absolue, mais par rapport à l'état écologique d'une masse d'eau *comparable* non perturbée par l'activité humaine. L'état de référence, le très bon état, sera donc différent entre l'estuaire d'un grand fleuve et un ruisseau de haute montagne. Par contre, il devrait être le même entre deux ruisseaux comparables, à l'intérieur d'un pays mais également entre les pays européens. Comme le respect de la directive dépend directement du niveau de référence retenu, l'exercice d'intercalibration devant permettre d'unifier les valeurs de référence par type de masse d'eau est extrêmement sensible. Alors qu'il devait s'achever en 2006, il était encore en cours début 2007, la publication des résultats étant attendue pour la fin 2007. Face à ce retard, les Etats-membres ont commencé à appliquer la DCE en utilisant leurs propres références pour le bon état (en France, les définitions temporaires sont données par le ministère de l'écologie et du développement durable (MEDD) [2006b; 2005b]).

Outre la réduction du nombre de directives concernant l'eau et la redéfinition des objectifs environnementaux, la DCE rationalise les politiques de l'eau en généralisant la gestion par bassin versant, déjà appliquée dans de nombreux pays européens, dont la France avec les Agences de l'eau. Cette

disposition vise à rendre l'organisation administrative de la gestion des eaux cohérente avec la réalité géographique et hydrologique. Une pollution, par exemple, est susceptible d'affecter tous les territoires situés en aval de la source, ces territoires s'étendant le plus souvent sur plusieurs départements.

5 L'organisation par bassin est d'autant plus intéressante qu'elle vaut également pour les bassins internationaux, comme celui du Rhin. La DCE prévoit la création d'autorités de bassin, chargées de définir un plan de gestion pluri-

10 annuel en concertation avec les parties concernées (représentants d'industriels, des citoyens, associations écologistes, ..). Ces plans de gestion doivent délimiter les différentes masses d'eau composant le bassin, caractériser les pressions anthropiques s'exerçant sur elles, définir les objectifs d'état pour

chaque masse d'eau, ainsi que les mesures à mettre en place pour atteindre ces objectifs. C'est pour l'élaboration de ces plans de gestion que la DCE accorde une large place à l'utilisation d'instruments économiques.

15 **Le poids octroyé aux instruments économiques**

La DCE prévoit deux types d'utilisation d'instruments économiques. D'une part, l'analyse économique doit éclairer le choix de mesures pour atteindre le bon état. D'autre part, la tarification incitative constitue en elle-même une mesure d'ordre général contribuant à atteindre le bon état

20 des eaux.

Un choix de mesures économiquement rationnel En son considérant 36, la directive note qu'il est nécessaire d'entreprendre une analyse économique de l'utilisation de l'eau. L'article 5 de la DCE oblige les Etats à achever cette analyse économique en 2004 au plus tard. Ceci doit permettre

25 d'identifier les plus grosses sources de pression sur l'état des eaux, ainsi que leur importance relative dans le tissu économique du bassin versant. La combinaison de ces deux informations doit permettre d'optimiser les mesures imposées pour réduire la pollution, en demandant le plus d'efforts aux pollueurs ou aux consommateurs d'eau capables de réduire l'intensité de leur

30 pression au moindre coût économique global. L'annexe III de la DCE prévoit enfin que la caractérisation économique du bassin serve également de support à l'élaboration d'une tarification incitative.

La tarification incitative L'article 9 de la DCE prévoit que les Etats-membres « veillent à ce que la politique de tarification de l'eau incite les usagers à utiliser les ressources de façon efficace », ce que la DG Environnement de la Commission [2007b] résume par l'expression « recherche du juste prix (*getting the prices right*) ». Ainsi qu'il ressort du document technique 5 rédigé par la Commission des Communautés européennes [2000b] à ce sujet, il s'agit de mettre en place un mécanisme de marché adéquat pour compenser les défaillances liées au fait que l'eau est une ressource commune (surconsommation) et que sa pollution est une externalité négative (surpollution).

10 Si l'importance donnée à la tarification incitative dans la gestion de l'eau est une particularité de la DCE, l'idée elle-même n'est pas neuve. On la fait le plus souvent remonter à la définition du principe pollueur-payeur par l'OCDE dans les années 1970, mais l'idée que l'eau a une valeur économique qui peut être la base de sa gestion durable a été depuis reconnue par l'ONU 15 au Sommet de Rio sur l'environnement [Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement, 1992], ainsi qu'à l'issue de deuxième forum mondial sur l'eau [Forum mondial sur l'eau, 2000]. En promouvant des instruments fondés sur la valeur économique de l'eau, la DCE rompt avec une pratique ancrée dans la plupart des Etats-membres consistant à tarifer 20 les utilisations de l'eau en-dessous de leur coût réel. Les prix payés pour l'eau d'irrigation sont ainsi souvent négligeables, d'autant plus bas que le poids de l'agriculture irriguée dans l'économie nationale est important. L'Espagne est un exemple typique de ce type de pratiques.

L'introduction d'intruments économiques pour la gestion de l'eau est 25 donc imputable à la Commission européenne. On peut y voir l'effet de la combinaison de deux facteurs. D'abord, la Commission serait historiquement libérale, en raison de la nature-même de sa mission principale, l'intégration des économies européennes dans une vaste zone de libre concurrence, ce qui la porterait à faire confiance au marché pour allouer efficacement une ressource rare. De plus, l'utilisation de mécanismes de tarification serait moins 30 coûteux que les approches réglementaires, en particulier par une réduction des besoins de contrôle. Le second facteur est moins teinté de considérations idéologiques. Pour Jordan [1998], la promotion des instruments de marché correspondrait en outre à une volonté de rendre les politiques environne- 35 mentales plus facilement acceptables par les industriels, peu satisfaits des faibles marges de manœuvre que leur laisseraient les réglementations tradi-

tionnelles.

Ce dernier point est révélateur de l'importance que peuvent avoir les groupes de pression, les acteurs non-institutionnels dans l'élaboration de la législation européenne. La section suivante est consacrée à rechercher l'influence de deux groupes antagonistes, les industriels et les écologistes, dans les modifications intervenues entre la proposition initiale et le texte final de la DCE.

4.3 Une directive largement construite par des lobbies antagonistes

En rendant compte de l'influence respective de différents groupes de pression sur le texte final de la Directive, nous souhaitons montrer que la DCE n'est ni la transcription pure et simple des thèses environnementalistes, ni un cadeau fait aux pollueurs. Elle est au contraire un compromis subtil entre des positions souvent divergentes, en particulier sur la question de l'usage de l'économie. Nous le verrons après avoir présenté la configuration des lobbies ayant pris une part importante à l'élaboration de la DCE.

4.3.1 Les lobbies en présence

Le rôle des acteurs non-gouvernementaux

Pour Kaïka [2003], la DCE illustre le passage du *gouvernement* à la *gouvernance* dans le domaine de l'eau, i.e. la transformation d'un secteur de l'eau réglementé presque sans concertation par l'Etat (approches *top-down*), à une situation où la place de l'autorité publique dans la gestion de l'eau se limite à la conciliation d'intérêts antagonistes représentés par différents groupes non gouvernementaux.

Dans un tel schéma, et comme dans la plupart des secteurs dits « régulés », l'autorité publique (ici, la Commission) travaille nécessairement en collaboration avec les acteurs du marché, même dans son activité de réglementation. Elle y est contrainte notamment par la perte d'expertise technique qu'entraîne sa distanciation du marché. Dans l'Union Européenne, l'association des parties intéressées au processus législatif est assumée, voire revendiquée depuis la fin des années 1990 [Commission des Communautés européennes, 2001]. La DCE serait l'un des textes communautaires les plus em-

blématiques de cette nouvelle approche de la réglementation [Page et Kaika, 2003].

Il nous faut alors nous demander quels sont les acteurs non gouvernementaux, les parties intéressées qui ont été invitées à participer à l'élaboration de la DCE. Kaika et Page [2003] citent, parmi les délégués ayant pris part aux premières réunions sur le projet de directive, des fournisseurs d'eau, des industriels, des agriculteurs, des associations de consommateurs et des associations écologistes. Ceux-ci ont intérêt à rendre les acteurs de la régulation, en particulier les gouvernements nationaux et la Commission, sensibles à leur point de vue. Il est possible de les classer en deux grands « camps », l'un favorable à une protection élevée de l'environnement (les environnementalistes), l'autre cherchant au contraire à réduire la contrainte que représente la législation sur l'eau (les pollueurs, essentiellement).

Pour chacun de ces camps, l'influence sur le contenu de la législation passe par la capacité à suivre en temps réel le processus législatif, et à l'accès aux membres des institutions communautaires impliqués dans la préparation du texte, ainsi qu'aux textes préparatoires. Cela demande des ressources importantes, et notamment une représentation permanente à Bruxelles, ce qui limite le nombre de groupes de pression significatifs, et permet de les identifier. Kaika [2003] cite le Bureau européen de l'environnement (EEB), qui coalesce environ cent quarante associations environnementales nationales, le World Wildlife Fund (WWF) et Greenpeace pour les environnementalistes ; la European Crop Protection Association (ECPA, fabricants de pesticides) et la European Fertilizers Manufacturers Association (EFMA, fabricants d'engrais) pour les pollueurs ; Eureau, représentant les entreprises d'eau et d'assainissement, dont les intérêts recourent ceux des deux camps précités.

Ces six acteurs ont été spécifiquement invités par la Commission à présenter leurs observations sur le projet de directive. Cependant, il nous semble que les environnementalistes ont bénéficié d'une position renforcée par le jeu institutionnel dans lequel s'inscrit l'élaboration de la DCE.

Les avantages des environnementalistes

Deux éléments renforcent la position des environnementalistes dans l'élaboration de la DCE. Le premier est que le processus est piloté par la DG Environnement de la Commission. En effet, bien qu'elle affirme son ouverture au dialogue avec toutes les parties intéressées, celle-ci tend à être plus

proche des thèses environnementalistes [Kaika et Page, 2003] que de celles de l'industrie. Les termes de sa mission sont clairs : « protéger, préserver et améliorer l'environnement pour les générations présentes et futures, et promouvoir le développement durable » [DG Environnement de la Commission européenne, 2007a]. Au-delà des mots, les échanges de personnel seraient fréquents entre la DG Environnement et le lobby environnemental, ce qui renforce la convergence de leurs intérêts.

Le deuxième avantage a été acquis par les environnementalistes au cours de la phase d'élaboration de la DCE. Le tournant se situe en mai 1999, avec l'entrée en vigueur du Traité d'Amsterdam. A partir de cette date, la DCE relève de la procédure de codécision, et non de coopération, ce qui signifie que l'accord du Parlement européen est *nécessaire* pour que la directive soit adoptée. En d'autres termes, le Parlement acquiert un droit de veto sur la DCE. Or, le Parlement s'avère être également un défenseur des thèses environnementalistes, plutôt que de celles de l'industrie.

Ainsi, le comité environnemental du Parlement propose en première lecture deux cent soixante-dix amendements, dont certains renforcent considérablement les exigences de la DCE. La plupart sont adoptés en assemblée plénière [Parlement européen, 1999]. Cette position est certainement due au fait que les parlementaires se perçoivent comme une institution progressiste devant défendre les intérêts des individus, leur santé et leur cadre de vie, mais c'est aussi une affirmation du nouveau pouvoir du Parlement face à un Conseil représentant les gouvernements nationaux, plus sensible aux lobbies agricoles et industriels.

En substance, l'élaboration de la DCE voit s'affronter deux positions diamétralement opposées. Les environnementalistes craignent que la refonte de la politique communautaire de l'eau porte atteinte à la protection de l'environnement, tandis que les pollueurs se préoccupent des coûts d'un éventuel renforcement des réglementations communautaires. Nous allons maintenant voir que l'usage des instruments économiques a été l'un des principaux champs de la lutte d'influences entre environnementalistes et pollueurs.

4.3.2 La lutte d'influences sur l'usage des mécanismes économiques

L'usage des outils économiques a été l'objet des négociations les plus dures entre les deux camps. Les environnementalistes peuvent y voir un

risque de remise en question de normes environnementales contraignantes, en raison notamment des incertitudes sur la valeur économique de la préservation de l'environnement. Par ailleurs, les pollueurs craignent au contraire que la tarification incitative ne se traduise par une augmentation massive
5 des prix de l'eau. Après avoir examiné les positions fondamentales de chaque partie, nous montrerons ce qu'il reste de chacune dans le texte final.

La défiance à l'égard des instruments économiques

L'usage d'instruments économiques pour la gestion de l'eau repose sur l'idée qu'il existe un niveau optimal de pollution et de prélèvement, déterminé
10 par les coûts et les avantages générés par chaque usage de l'eau, productif ou non. Atteindre cet optimum économique implique que tous les coûts soient pris en compte, y compris les coûts environnementaux : c'est là la raison principale de la réticence des représentants de l'industrie et de l'agriculture. Cependant, l'optimum ne correspond pas pour autant à une protection inté-
15 grale des eaux, mais plutôt à l'acceptation d'une pollution limitée, ce qui suscite la crainte des environnementalistes. Voyons maintenant plus en détail comment les appréhensions d'un groupe constituent simultanément l'espoir de l'autre.

Réticences et espoirs suscités par une politique de conservation plus « rationnelle » La proposition de DCE s'inscrit dans le cadre du
20 cinquième programme d'action pour l'environnement (1992-2002), qui a pour particularité de promouvoir un développement « durable ». Il est important de remarquer ici que le concept de développement durable implique un niveau élevé de protection de l'environnement, mais que celui-ci doit être concilié avec la continuation des activités économiques. Dans sa communication
25 de 1996 [Commission des Communautés européennes, 1996], la Commission place d'ailleurs la satisfaction des besoins en eau (quantitatifs et qualitatifs) de l'industrie et de l'agriculture au deuxième rang des objectifs d'une politique de l'eau soutenable, avant même la protection des écosystèmes aquatiques (mais après la sécurité de l'approvisionnement en eau potable).
30

Le concept de développement durable pose ainsi un problème récurrent aux environnementalistes, puisqu'il suppose que l'environnement peut ne pas être intégralement préservé. Avec l'utilisation d'instruments économiques destinés à favoriser l'atteinte au moindre coût des objectifs de la politique

de l'eau, la proposition de nouvelle politique communautaire de l'eau semble reposer sur l'idée que l'environnement ne sera protégé pour lui-même que dans la mesure où cela n'est pas déraisonnablement coûteux pour les usagers productifs de l'eau. C'est ce que nous entendons par une politique de conservation rationnelle.

Les craintes environnementalistes semblaient d'autant plus fondées que les lobbies industriels et agricoles comptaient pour leur part saisir l'opportunité d'une redéfinition de la politique communautaire de l'eau pour assouplir les exigences pesant sur eux [Page et Kaika, 2003]. Ainsi, la Chambre de commerce et d'industrie de Paris [Barilleau, 1998], dans son rapport sur la proposition de Directive, recommande que la DCE revienne sur certaines contraintes réglementaires introduites par les directives antérieures, dont le coût d'application dépasserait de loin les avantages. La reconnaissance de l'existence d'un niveau économiquement optimal d'atteinte à l'environnement, parce qu'elle laissait entrevoir un moindre niveau de conservation environnementale, a donc suscité à la fois les espoirs de l'industrie et le scepticisme des environnementalistes.

Cependant, si le projet de DCE prescrivait d'envisager les questions d'eau en termes économiques, cela ne signifiait pas que la protection environnementale en serait nécessairement diminuée. En réalité, la prise en compte de l'ensemble des coûts réels des usages de l'eau pouvait impliquer une plus grande exigence environnementale. Cette perspective faisait donc également l'objet de positions opposées.

Espoirs et réticences suscités par le recouvrement des coûts réels

La première proposition de directive [Commission des Communautés européennes, 1997] résume les raisons poussant la Commission à promouvoir l'utilisation d'instruments économiques pour réduire la pollution dans son considérant 32 :

considérant que l'utilisation d'instruments économiques peut s'avérer appropriée dans le cadre d'un programme de mesures ; que, selon le principe du pollueur-payeur, toute dégradation ou incidence négative sur le milieu aquatique du fait de polluants, du captage et de toute autre utilisation des eaux doit être prise en compte ; qu'il convient que le coût de l'usage de l'eau soit totalement récupéré auprès de l'utilisateur.

La Commission proposait donc initialement une récupération intégrale des coûts des usages de l'eau, auprès de l'utilisateur concerné. Cette disposition vise assez clairement les agriculteurs, identifiés comme l'un des principaux reponsables de la mauvaise qualité des eaux en Europe. Alors que les prix de l'eau agricole sont traditionnellement bas, la hausse des prix ainsi que l'introduction d'un mécanisme (une taxe, par exemple) permettant d'internaliser les coûts générés par leurs rejets sont perçus comme un bon moyen de réduire à la fois la consommation et la pollution de l'eau d'origine agricole. Le succès de cette stratégie est dépendant de la prise en compte de l'ensemble des coûts, y compris environnementaux (*full-cost recovery*), ainsi que de l'imputation de ces coûts à la source de la nuisance. C'est donc à condition que ces deux critères soient remplis que le principe de recouvrement des coûts et la tarification incitative pouvaient être plutôt bien vus par les environnementalistes [Roth, 2001].

A l'inverse, les lobbies économiques y étaient fermement opposés, pour deux raisons. La première est l'inéquité supposée du système, qui, en permettant des tarifs « sociaux » pour les ménages, les exempterait d'une partie des coûts qu'ils génèrent, au détriment des autres usagers de l'eau. La seconde raison est que, compte-tenu du faible recouvrement des coûts traditionnel, la prise en compte des coûts environnementaux entraînerait une hausse subite et importante des prix de l'eau, nuisible à la compétitivité des entreprises européennes.

Ainsi, au début des négociations, en 1997, les positions sont les suivantes. Les environnementalistes sont favorables à une récupération totale des coûts des usages de l'eau, à laquelle les pollueurs sont opposés. Les pollueurs, pour leur part, souhaitent que les réglementations soient limitées à celles apportant le plus grand bénéfice environnemental au moindre coût, tandis que les environnementalistes cherchent à éviter toute réduction du degré de protection environnementale. Nous allons maintenant montrer que l'incompatibilité manifeste entre ces buts ne pouvait mener qu'à un texte final ambigu.

L'ambiguïté inévitable du compromis final

Le déroulement des trois années d'évolution du texte de la DCE entre 1997 et 2000 est décrit en détail par Kaika et Page [2003]. Nous ne prendrons ici que l'exemple des dispositions sur le recouvrement des coûts, particulièrement emblématique de la difficulté du compromis.

En juin 1998, le Conseil (représentant les Etats-membres) se réunit pour l'examen de la proposition de DCE. Les ministres s'accordent sur un texte qui limite le plein recouvrement des coûts aux seuls services d'approvisionnement en eau (excluant notamment les usages agricoles de l'eau), et supprime toutes
5 les dispositions rendant le principe applicable concrètement [Lanz et Scheuer, 2001]. Ce coup sévère porté à l'utilisation des outils économiques pour la régulation environnementale s'explique par la volonté du Conseil d'accélérer la procédure, pour la clore avant l'entrée en vigueur du Traité d'Amsterdam et l'acquisition d'un droit de veto par le Parlement. Alors même que le gou-
10 vernement britannique, un des plus fervents avocats du recouvrement total des coûts, présidait le Conseil, la volonté d'aboutir rapidement l'a conduit à accéder aux exigences des Etats les plus réticents.

A la même époque, la proposition de la Commission est examinée une première fois par la commission de l'environnement du Parlement. A l'issue
15 de cette lecture, de nombreux amendements renforçant la protection environnementale sont adoptés par le Parlement, et le recouvrement total des coûts réintroduit dans sa forme initiale. Faute d'accord avec le Conseil sur cette question entre temps, le Parlement décide alors de retarder jusqu'à février 1999 la première lecture plénière de la Directive.

Entre temps, la Commission accepte la plupart des amendements proposés par le Parlement, mais rejette l'introduction d'un article affirmant que l'eau n'est pas un bien marchand. Ceci tend à confirmer l'importance que la Commission accorde à l'utilisation des instruments économiques, qui présume
20 que l'eau soit reconnue comme un bien économique. Malgré le coalition d'intérêts entre la Commission et le Parlement, le Conseil retourne en octobre 1999 à sa position initiale, supprimant le recouvrement total des coûts.

En décembre 1999, le texte de la DCE revient devant la commission de l'environnement du Parlement Européen, qui dispose maintenant d'un droit de veto sur le texte final. A ce stade, il devient clair que, si chaque institution
30 campe sur ses positions, la DCE ne verra pas le jour. Le Parlement fléchit le premier, avec une série de concessions sur le recouvrement des coûts. Il propose d'abord que les coûts totaux des usages de l'eau ne soient plus recouverts individuellement, mais collectivement, ouvrant la voie à des transferts financiers entre usagers. Puis, il va jusqu'à renoncer au recouvrement *total*
35 des coûts, pour demander une contribution « appropriée » des usagers au recouvrement des coûts et une tarification donnant les incitations nécessaires à

une utilisation plus rationnelle des ressources en eau. Si l'esprit de la proposition initiale (utiliser les instruments économiques pour susciter les « bons » comportements) est conservé, ces nouvelles formulations donnent de larges marges de manœuvre aux Etats-membres pour adapter leur pratique des instruments économiques au poids des différents groupes de pression auxquels ils sont confrontés.

Ainsi, le poids nouveau du Parlement et la convergence d'intérêts avec la Commission ne lui ont pas permis d'imposer totalement ses vues. Cependant, ces facteurs ont au moins assuré que le recouvrement des coûts figure en tant que principe dans la DCE, alors que le Conseil aurait préféré le supprimer purement et simplement. Le recouvrement des coûts apparaît donc comme une direction à suivre, bien que la formulation retenue soit suffisamment floue pour laisser d'importantes marges de manœuvre aux Etats-membres.

4.4 Conclusion

De ce chapitre, il ressort que la DCE n'est pas un texte purement environnementaliste, dans la mesure où, en donnant une place nouvelle aux instruments économiques de gestion environnementale, il sous-entend que le but des politiques de l'eau n'est pas de protéger toujours plus, mais bien de trouver un équilibre entre conservation environnementale et usages anthropiques et économiques de l'eau.

Compte tenu des ambiguïtés entourant le rôle dévolu aux outils économiques, inhérentes au processus d'élaboration de la DCE, seul un encadrement resserré de la mise en œuvre est susceptible d'assurer la conformité des outils mis en place par la DCE à la théorie économique qui les a inspirés. Cette conformité est d'autant plus incertaine que la place des économistes dans la gestion de l'eau est traditionnellement mince dans les Etats-membres.

C'est à ces questions qu'est consacré le chapitre suivant, où nous chercherons à mettre en lumière les avancées permises par l'utilisation des instruments économiques dans la gestion de l'eau, tout en pointant les difficultés concrètes qu'ils soulèvent.

Chapitre 5

La mise en œuvre souhaitée de l'économie de la DCE

5.1 Introduction

5 Compte-tenu des larges marges d'interprétation laissées par la lettre de la directive cadre, l'application des dispositions économiques est susceptible de variations importantes entre Etats. Les Etats pour lesquels la directive représente les plus gros efforts sont particulièrement susceptibles d'interpréter de façon minimaliste les exigences de la directive. C'est la raison pour laquelle
10 nous consacrons ce chapitre à déterminer ce que signifient véritablement les outils économiques introduits par la directive.

Même si elle est discutable, l'idée selon laquelle la « vraie » interprétation de la directive est celle des autorités communautaires nous semble la plus robuste. Le meilleur argument en est qu'en dernier ressort, c'est la
15 lecture faite par la Cour de justice des communautés européennes qui s'imposera. Or, les positions du juge communautaire sont par nature souvent plus proches de celles de la Commission que de celles des Etats récalcitrants. En l'absence d'une jurisprudence suffisante, les lignes directrices données par la Commission seraient donc la meilleure approximation de la « bonne »
20 interprétation de la directive. Toutefois, les communications interprétatives officielles sont rares, et ne couvrent pas l'ensemble des apparitions de l'économie dans le texte. C'est pourquoi nous nous appuyons beaucoup, dans ce chapitre, sur les travaux produits par le groupe de travail sur l'économie dans le cadre de la Stratégie Commune d'Implémentation (CIS). La CIS a

été lancée par les Etats-membres, la Norvège et la Commission en 2001, et a pour but affiché de permettre « une mise en œuvre cohérente et harmonieuse de la directive cadre » [Common implementation strategy for the water framework directive, 2001]. Dans ce cadre, des groupes de travail sont mis en place pour fournir des guides de référence sur la plupart des thèmes pouvant poser des problèmes d'application. Pour clarifier l'interprétation des aspects économiques, le groupe Wateco, composé d'une quarantaine d'économistes, d'experts techniques et de représentants de parties intéressées a publié un guide de référence, le guide méthodologique Wateco [Common implementation strategy for the water framework directive, 2003]. Ce document appuiera notre réflexion tout au long de ce chapitre.

Le but principal de la DCE est que toutes les masses d'eau atteignent le bon état en 2015. Eu égard à la situation de départ, cet objectif est extrêmement ambitieux. Dès lors, il est vraisemblable que les efforts en direction du bon état devront se poursuivre après 2015. De plus, pour que les bénéfices attendus de la directive cadre soient pérennisés, il sera nécessaire de s'assurer de son application bien au-delà de 2015. Aussi, la DCE met en place un mécanisme cyclique, qui se répète tous les six ans et tend à ce que les Etats intègrent les principes de la DCE comme des réflexes. Ce mécanisme repose sur deux grandes étapes, la caractérisation du district hydrographique (article 5) et l'élaboration d'un plan de gestion de district hydrographique (article 13). Sans entrer dans les détails, la caractérisation du district hydrographique consiste à identifier dans un rapport, en l'année N, les masses d'eau risquant de ne pas atteindre le bon état. Le plan de gestion, élaboré en concertation avec tous les acteurs intéressés, doit fixer en N+2 la stratégie et les mesures appropriées pour progresser aussi rapidement que possible vers le bon état pour toutes les masses d'eau. En N+6, une nouvelle caractérisation du district hydrographique intervient, tenant compte des progrès et des échecs du plan de gestion en cours, ainsi que des informations acquises. Sur cette base, un nouveau plan de gestion sera lancé en N+8, et ainsi de suite¹.

L'élément principal du plan de gestion est le programme de mesures. Les Etats sont tenus de définir et d'appliquer les mesures nécessaires pour atteindre le bon état de toutes les masses d'eau. L'intérêt de la DCE est

¹Le calendrier ne devient véritablement régulier qu'à partir de la caractérisation du district de 2013. Le premier cycle a commencé par une caractérisation des districts fin 2004, mais le premier plan de gestion n'entrera en vigueur qu'en 2009.

qu'elle fixe une obligation de résultat aux Etats-membres. Cela ne signifie pas pour autant qu'ils bénéficient d'une totale liberté en ce qui concerne les moyens. En effet, une partie des mesures composant le programme de mesures visé à l'article 11 doivent obligatoirement être mises en place par les
5 Etats-membres. Il s'agit des mesures dites « de base » (article 11§3 et annexe VI-A de la DCE). Le reste des mesures sont des mesures complémentaires : l'Etat doit en prendre si les mesures de base ne suffisent pas à atteindre le bon état, mais il est libre de choisir lesquelles. Une liste non exhaustive de mesures complémentaires possibles est donnée à l'annexe VI-B de la directive.

10 Nous avons vu dans le chapitre précédent que la DCE donnait une place nouvelle à l'économie pour la gestion de l'eau. On la retrouve sous deux formes principales dans le programme de mesures. L'économie apparaît comme un instrument de régulation parmi les mesures de base, obligatoires, puisque la tarification incitative exigée à l'article 9 fait partie de ces mesures
15 de base. D'autre part, l'économie apparaît comme une approche générale, une aide à la décision pour les mesures complémentaires, qui devraient être « la combinaison la plus efficace au moindre coût » pour atteindre le bon état (annexe III, point b)².

Notre but, dans ce chapitre, sera d'esquisser un « mètre-étalon » de la
20 mise en œuvre de ces deux principales dispositions économiques de la DCE, la façon dont, idéalement, les Etats-membres devraient utiliser l'économie dans leur gestion de l'eau. Nous sommes naturellement conscients des limites de notre exercice, qui tiennent principalement à un manque de recul sur le processus de la DCE, ainsi qu'à l'absence d'expérience pratique de
25 l'application de la DCE au niveau national. Nous espérons néanmoins que cette démarche permettra d'identifier clairement les points potentiellement problématiques, susceptibles de générer des divergences importantes entre les choix d'application des différents Etats-membres.

Le chapitre est découpé en deux sections, correspondant au rôle de l'éco-
30 nomie dans les mesures de base et dans les mesures complémentaires, respectivement. Dans la première, nous nous intéresserons ainsi à la tarification incitative. Dans la seconde, nous envisagerons l'utilisation de l'économie comme critère de choix entre plusieurs mesures complémentaires possibles.

²Formellement, c'est l'ensemble du programme de mesures (mesures de base et complémentaires) qui doit suivre une approche coût-efficacité. Cependant, l'analyse coût-efficacité n'a d'utilité que si les Etats ont un choix à faire entre plusieurs mesures possibles, ce qui n'est le cas que pour les mesures complémentaires.

5.2 L'économie comme instrument : la tarification incitative

Dans la DCE, la révision du prix de l'eau est conçue comme un moyen peu coûteux de réduire les problèmes de surconsommation et de pollution des eaux. Cette idée s'appuie clairement sur le principe pollueur-payeur, que la directive entend traduire par une meilleure récupération des coûts de l'utilisation de l'eau. Après être revenu sur le lien entre principe pollueur-payeur et recouvrement des coûts, nous verrons que malgré la clarté du fondement théorique, l'amélioration du niveau de récupération des coûts se heurte, en pratique, à de sérieuses limites.

5.2.1 Fondements théoriques et fonctionnement attendu du principe de récupération des coûts

Dans un premier temps, nous allons mettre en évidence les liens étroits entre la théorie économique et le principe de récupération des coûts tel qu'il est énoncé dans la DCE, puis nous verrons la façon dont le principe est censé s'appliquer dans la pratique.

Les fondements théoriques du principe de récupération des coûts

L'article 9 de la DCE dispose que « les Etats membres tiennent compte du principe de la récupération des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau, y compris les coûts pour l'environnement et les ressources ». Ce principe de récupération des coûts correspond à la recommandation théorique standard, l'internalisation des coûts externes, et s'inscrit donc pleinement dans le principe plus général du pollueur-payeur.

Il ressort très clairement des documents produits par la Commission pour harmoniser la compréhension de cet article que le but de la récupération des coûts, qui doit être le nouveau principe de tarification de l'eau, est de faire apparaître la fonction de demande réelle, tenant compte de tous les coûts et par là même susceptible de mener à l'optimum économique. Ainsi, dans sa communication du 26 juillet 2000 [Commission des Communautés européennes, 2000a] la Commission affirme-t-elle que :

le niveau socialement efficace de la fourniture d'une ressource donnée, par exemple l'eau, se trouve au point d'intersection des

courbes d'offre et de demande de cette ressource, à condition que le prix de l'eau reflète tous les coûts de sa fourniture (coûts financiers, environnementaux et de la ressource).

Le résultat attendu est que les nouvelles fonctions de demande d'eau et de pollution soient inférieures à celles historiquement observées.

Pour la Commission, la tarification optimale doit être de la forme $P = F + aQ + bY$, où P est le prix unitaire, F un élément lié aux coûts fixes, a une redevance par unité d'eau prélevée, b une redevance par unité de pollution rejetée, Q la quantité d'eau utilisée et Y la quantité de pollution rejetée [Commission des Communautés européennes, 2000b]. La notion de prix est ainsi très large, puisqu'elle ne désigne pas que le prix de l'eau comme produit, mais aussi l'ensemble des redevances et taxes destinées à internaliser les conséquences de chaque utilisation de l'eau. Le principe de la récupération des coûts paraît finalement assez clair, d'autant que sa mise en œuvre progressive est largement encadrée par la DCE et les recommandations de la Commission.

Une récupération des coûts bien encadrée

En principe, une tarification idéale devrait assurer le recouvrement des coûts de l'utilisation de l'eau par individu. Comme cette solution n'est pas envisageable en pratique, le but finalement fixé est d'atteindre un recouvrement des coûts par catégorie d'usagers. La DCE impose de différencier au minimum entre ménages, industrie et agriculture, mais les secteurs de l'énergie et du tourisme pourraient constituer des catégories pertinentes supplémentaires.

Le niveau de recouvrement des coûts permis par la tarification de l'eau est très hétérogène à travers l'Europe. Il est ainsi nul en Irlande, où les services de l'eau sont entièrement financés par la fiscalité générale, alors que certains pays appliquaient strictement le principe de recouvrement des coûts financiers dès 2000. La France est dans ce dernier cas, où la formule « l'eau paye l'eau » signifie que c'est le prix de l'eau qui doit financer les infrastructures et services de l'eau. Toutefois, même dans les pays pratiquant le plus haut degré de recouvrement des coûts, une constante semble être de ne pas tenir compte correctement des coûts pour l'environnement. En réalité, si certains éléments du prix de l'eau sont liés à la pollution produite, ils ne sont pas conçus dans une optique incitative. C'est ainsi qu'en France, les

agences de l'eau prélèvent des redevances pollution depuis les années 1960 [Flory, 2003], mais celles-ci ne sont destinées qu'à financer un programme d'actions pro-environnementales (construction de station d'épuration) défini au préalable, et non à modifier les comportements de consommation.

5 Le recouvrement très incomplet des coûts des usages de l'eau fait donc partie des problèmes que la DCE se propose d'améliorer. Pour cela, les Etats-membres sont censés réunir lors de la caractérisation du district hydrographique les informations nécessaires pour évaluer le niveau de recouvrement des coûts par secteur (Annexe III de la DCE). Sur la base de ces informations,
10 les Etats-membres doivent inclure dans le programme de mesures et dans le plan de gestion du bassin des mesures qui « tiennent compte du principe de la récupération des coûts » (article 9). La tarification doit inciter à une utilisation efficace des ressources, les différents secteurs doivent contribuer à la récupération des coûts compte tenu du principe pollueur payeur. Suivant
15 le caractère cyclique de la DCE, le niveau de récupération des coûts atteint sera réévalué tous les six ans, le système de tarification devant progresser vers une meilleure application du principe de récupération des coûts, et s'éloigner de la situation actuelle où, schématiquement, les usagers domestiques sont des contributeurs nets et le monde agricole un bénéficiaire net du système.
20 Les politiques de tarification de l'eau doivent avoir un caractère incitatif dès 2010.

Ainsi, le principe de récupération des coûts est bien identifié en théorie, et son application est très balisée par la Directive et les documents d'accompagnement. Malgré cela, nous allons maintenant voir qu'en pratique, la
25 récupération des coûts se heurte à des limites importantes qui nuisent à la transcription du principe dans la réalité.

5.2.2 Des limites pratiques au recouvrement des coûts

Les limites pratiques au principe de la récupération des coûts peuvent être décelées dans la formulation de l'article 9 de la DCE : « les États membres
30 tiennent compte du principe de la récupération des coûts des *services liés à l'utilisation de l'eau*, y compris les *coûts pour l'environnement et les ressources* [...] Les différents secteurs économiques contribuent de manière *appropriée* à la récupération des coûts des services de l'eau ». Nous reviendrons successivement sur les points problématiques mis en italique dans cette dé-
35 finition.

Coûts des services vs. coûts des usages de l'eau

La DCE établit une différence entre les services liés à l'utilisation de l'eau et l'utilisation de l'eau (ce que nous appelons souvent usages de l'eau, conformément au texte anglais qui parle de « water use »). Ces termes sont
5 définis à l'article 2, points 38 et 39 de la directive :

« **services liés à l'utilisation de l'eau** » : tous les services qui couvrent, pour les ménages, les institutions publiques ou une activité économique quelconque :

- a) le captage, l'endiguement, le stockage, le traitement et la distri-
10 bution d'eau de surface ou d'eau souterraine ;
- b) les installations de collecte et de traitement des eaux usées qui effectuent ensuite des rejets dans les eaux de surface ;

« **utilisation de l'eau** » : les services liés à l'utilisation de l'eau ainsi que toute autre activité, identifiée aux termes de l'article 5 et de l'annexe
15 II, susceptible d'influer de manière sensible sur l'état des eaux.

D'après ces définitions, les services de l'eau apparaissent comme un sous-ensemble des usages de l'eau, constitué des procédés *intermédiaires* entre l'environnement et les usagers de l'eau proprement dit (prélèvement, traitement, approvisionnement, épuration, rejet dans le milieu). A cet égard,
20 la pollution diffuse des nappes phréatiques par les nitrates agricoles, par exemple, ne constitue pas un service de l'eau, puisqu'il y a une interaction *directe* entre l'activité agricole et l'environnement³. En revanche, il s'agit bien d'un usage, puisqu'elle exerce une pression sensible sur l'état des masses d'eau. Or, la récupération des coûts ne concerne que les services liés à l'uti-
25 lisation de l'eau. Les coûts environnementaux que génère indéniablement la pollution agricole n'auraient donc en principe pas à être recouverts.

Cela contredit de façon flagrante le principe pollueur-payeur : par conséquent, les recommandations de Wateco pour l'interprétation de l'article 9 permettent d'envisager malgré tout un paiement des pollueurs dont les re-
30 jets ne sont pas traités, au titre de la récupération des coûts des services.

³Par contre, d'après le guide Wateco, les « auto-services » relèvent bien des services de l'eau. Par exemple, un agriculteur peut installer lui-même, à ses frais, une pompe et des canalisations puisant l'eau d'un lac pour irriguer ses terres. Dans ce cas, pourvu que l'achat du matériel ne soit pas subventionné, le recouvrement des coûts financiers est automatiquement de 100%, mais les coûts environnementaux et pour la ressource sont systématiquement ignorés.

Ces usagers devront payer pour les coûts qu'ils génèrent au sein des services utilisés par d'autres usagers. Par exemple, si la pollution aux nitrates impose des traitements supplémentaires pour potabiliser l'eau utilisée par les ménages, une « contribution appropriée » pourra être demandée à l'utilisateur à l'origine du surcoût.

Ce système reste très imparfait. D'abord, parce qu'il sera évidemment difficile, en pratique, d'imputer les coûts de tel ou tel service de l'eau à un pollueur situé en amont, surtout dans le cas de pollutions diffuses comme les pollutions agricoles, dont les coûts sont de loin les moins bien recouverts. Ensuite, une contribution d'un pollueur sans service de l'eau intermédiaire ne sera envisageable que si ses rejets provoquent un surcoût dans les services liés à un autre usage de l'eau en aval. Si l'aquifère pollué n'est pas utilisé pour l'eau potable, par exemple, le pollueur n'est pas à l'origine de coûts supplémentaires dans les services de l'eau, et partant, n'a pas à y contribuer. En d'autres termes, les coûts environnementaux générés par les pollueurs directs ne seront jamais recouverts, à moins qu'ils ne se traduisent en coûts financiers pour certains services de l'eau en aval. On touche ici à un second problème majeur pour l'application du principe de recouvrement des coûts, celui de la définition des coûts à recouvrer.

20 Définition et quantification des coûts à recouvrer

D'après les documents d'accompagnement consacrés au recouvrement des coûts [Commission des Communautés européennes, 2000a,b], trois types de coûts sont liés aux services et usages de l'eau, et doivent être pris en compte en vue de leur recouvrement. Il s'agit des coûts financiers, des coûts environnementaux et des coûts pour la ressource.

Les coûts financiers Les coûts financiers visent les coûts de fourniture des services de l'eau et les coûts d'administration de ces services. Ils incluent en principe l'ensemble des coûts d'exploitation et d'entretien, ainsi que les coûts en capital (amortissement du capital, paiement des intérêts et dividendes). Compte tenu de leur définition, le montant et la répartition des coûts financiers devraient pouvoir être connus d'après des données comptables précises. Ceci devrait faciliter des progrès rapides vers leur recouvrement à travers le prix de l'eau.

Cependant, deux éléments tendent à rendre la connaissance des coûts financiers incertaine. D'abord, les Etats-membres sont formellement libres de leur définition des coûts financiers, pourvu qu'elle soit justifiée. La DCE ne mentionne pas explicitement les coûts financiers, et les définit encore moins.

5 Les documents d'accompagnement doivent guider les Etats, mais ne sont pas contraignants, ce qui entraîne une grande variabilité dans l'évaluation initiale du recouvrement des coûts. Les coûts financiers les plus difficiles à estimer (coûts administratifs⁴, rémunération des actionnaires..) seront plus facilement ignorés. Dès lors, les efforts consacrés à la rénovation de la tarifica-

10 tion pour la rendre plus incitative seront d'autant moins élevés que les Etats auront obtenu des taux de recouvrement initiaux artificiellement hauts.

Ensuite, la valeur des coûts financiers est incertaine en raison du mode d'organisation des services de l'eau. Dans de nombreux pays, les services de l'eau sont partiellement ou totalement gérés par des entreprises privées.

15 En fonction des obligations comptables et réglementaires pesant sur elles, le degré de transparence des coûts des services est extrêmement variable. Pour les structures les plus opaques, la perspective du recouvrement des coûts requiert une modification profonde de leurs pratiques, ce qui tend à freiner la mise en place d'une tarification incitative.

20 **Coûts environnementaux et coûts pour la ressource** Nous traitons les coûts environnementaux et les coûts pour la ressource dans le même paragraphe, car ils peuvent se recouper, ce qui constitue d'ailleurs le premier obstacle à leur bonne compréhension. D'après la communication 2000/477 [Commission des Communautés européennes, 2000a], les coûts pour la res-

25 source représentent « le coût de l'appauvrissement de la ressource entraînant la disparition de certaines possibilités pour d'autres utilisateurs ». Cette définition évoque la notion de coûts d'opportunité. Au sein de Wateco, un groupe spécifique (DG ECO2) était chargé de réfléchir à une définition plus précise des coûts pour la ressource. Dans son document final [Common implemen-

30 tation strategy for the water framework directive, 2004], le groupe relie plus explicitement les concepts de coûts pour la ressource et de coûts d'opportunité. Les coûts pour la ressource y sont définis comme « la différence entre la valeur économique, en termes de bénéfices nets, d'un usage donné de l'eau

⁴Par coûts administratifs, nous entendons tous les coûts liés à la DCE qui n'ont pas pour effet une amélioration directe de la qualité environnementale. Le coût des analyses économiques, par exemple, en fait partie.

et la valeur économique du meilleur usage alternatif.[..] Les coûts pour la ressource résultent d'une allocation inefficace de la ressource. »

Que sont les bénéfices nets visés dans cette définition ? Il s'agit des coûts et des recettes financières de chaque projet, mais également de leurs coûts et bénéfices environnementaux. Si l'allocation actuelle des ressources en eau n'est pas efficace, c'est que ces coûts et bénéfices ont été mal pris en compte par les agents économiques. En particulier, en ne tenant pas compte des coûts environnementaux, les choix d'allocation de ressource sont systématiquement biaisés en faveur des investissements productifs ayant un impact négatif sur l'environnement (usines polluantes). C'est ainsi que, si l'on tient compte des coûts environnementaux, les bénéfices nets de certaines activités sont vraisemblablement négatifs, donc présentent nécessairement un coût d'opportunité (il y a alors au moins une allocation de plus grande valeur, celle qui consiste à ne pas utiliser l'environnement, dont le bénéfice net est nul). Mais dans cette perspective, les coûts d'opportunité ne sont que la mesure d'une mauvaise allocation des ressources, qui elle-même résulte d'une mauvaise prise en compte des coûts et bénéfices afférents à chaque utilisation de la ressource.

Il est important de remarquer que, par leur définition, les coûts d'opportunité sont entièrement déterminés par la valeur des coûts et bénéfices liés à différents usages. Aussi, si ces derniers sont correctement comptés par les agents économiques, l'allocation des ressources redeviendra efficace, et les coûts pour la ressource tels qu'ils ont été définis disparaîtront. Par conséquent, il nous semble que les coûts pour la ressource ne devraient pas être ajoutés aux coûts environnementaux dans la perspective de la récupération des coûts, car on facturerait alors deux fois une partie des coûts environnementaux, ce qui créerait une nouvelle distorsion et une nouvelle source de mauvaise allocation des ressources⁵.

Il nous semble que, d'après les définitions de 2004, outre les coûts finan-

⁵La définition des coûts pour l'environnement et pour la ressource est un processus toujours en cours. D'ici 2009, le programme Aquamoney (<http://www.aquamoney.org/>) est chargé de proposer des définitions opérationnelles et des lignes directrices pour l'usage de ces concepts. Les premières pistes tiennent compte du problème de recouvrement que nous soulevons. Ainsi, Brouwer [2006] recommande de rattacher les coûts pour la ressource à l'indisponibilité d'une quantité d'eau d'une qualité donnée, tandis que les coûts environnementaux résulteraient de la perte de bien-être provoquée par une dégradation de l'état écologique ou chimique de l'eau. Nous n'utiliserons pas ici ces définitions, qui sont toujours l'objet de discussions.

ciers, seuls les coûts environnementaux devraient être récupérés, et non les coûts pour la ressource. C'est pourquoi nous allons maintenant nous concentrer sur les problèmes que pose le recouvrement des coûts environnementaux. Le premier d'entre eux est, comme souvent, un problème de définition. En 5 2000, la Commission les définit comme « les coûts des dégâts que les utilisations de l'eau occasionnent pour l'environnement et les écosystèmes et les utilisateurs de l'environnement (réduction de la qualité écologique des écosystèmes aquatiques, salinisation ou dégradation des sols productifs, etc.) » [Commission des Communautés européennes, 2000a].

10 La question se pose alors de savoir ce qu'on entend par « les coûts des dégâts environnementaux ». Cela suppose une réflexion en trois temps. D'abord, définir les dégâts pour l'environnement et pour les activités exploitant l'environnement. Ensuite, établir clairement la notion de coût de ces dégâts. Enfin, déterminer la façon de mesurer ces coûts, et les mesurer. La 15 délimitation des dégâts environnementaux n'est pas simple, et leur imputation à un usage de l'eau en particulier l'est encore moins. Le groupe DG ECO2 [Common implementation strategy for the water framework directive, 2004] explique qu'en théorie, on parle de dommage environnemental lorsqu'une cible de qualité environnementale n'est pas atteinte. Dans le cas de 20 la DCE, la qualité-cible est le bon état de la masse d'eau, et le dommage environnemental correspond à l'écart attendu entre la qualité effectivement atteinte si aucune mesure particulière n'est prise et le bon état. Ceci nécessite de bien connaître les relations entre les pressions et l'état des eaux, relations également connues sous le nom de fonctions dose-réponse. Cela implique un 25 dialogue avec les scientifiques capables d'établir ces fonctions dose-réponse (chimistes, biologistes, ..), sachant que ces relations ne sont pas toujours clairement établies.

Supposons néanmoins que l'on dispose d'une liste quantifiée des effets environnementaux d'une pression donnée. La pression physique ou biologique 30 doit maintenant être traduite en termes économiques. Il nous faut d'abord réfléchir au concept de coût environnemental, avant de pouvoir envisager de quantifier ces coûts. Nous avons vu que l'environnement procurait un certain nombre de services. Dans le cadre de l'économie du bien-être, la valeur de ces services correspond à la valeur que leur attribuent les humains, qui en principe 35 est égale à ce qu'ils devraient déboursier pour acquérir le même niveau

d'utilité par une voie alternative⁶. Dans cette perspective, on peut distinguer la valeur totale d'un bien environnemental en valeurs d'usage, lorsque l'eau est effectivement utilisée par une personne, et valeurs de non-usage lorsque l'eau n'est pas utilisée directement, mais que les services qu'elle rend
5 (habitat pour la faune, réserve d'eau future) procurent une certaine satisfaction aux êtres humains. Alors, le coût environnemental d'une pollution, par exemple, correspondra à la valeur des services que la masse d'eau ne pourra plus remplir une fois polluée.

Une réflexion devra cependant être menée sur le périmètre des coûts en-
10 vironnementaux. Prenons l'exemple d'une pollution qui affecte une rivière, mais peut être traitée de façon à ce que l'eau puisse être malgré tout distribuée dans un état potable. La disparition de certains poissons affecte certains usages (pêche) et non-usages (valeur attachée à la biodiversité), on est indéniablement en présence de coûts environnementaux. Par contre, faut-il tenir
15 compte de la perte de potabilité avant traitement ? La masse d'eau ne peut plus fournir par elle-même d'eau potable, mais si l'on s'en tient aux paragraphes précédents, cela ne constitue pas un coût environnemental. Comme la perte de potabilité peut être compensée par un traitement, il s'agit plutôt d'un coût financier des services de distribution d'eau, auquel le pollueur
20 devrait contribuer de manière appropriée. Mais alors, cela signifie que les « coûts des dégâts pour les activités exploitant l'environnement » ne peuvent être que les coûts des dégâts qui ne sont pas compensés par des dépenses supplémentaires dans d'autres domaines.

Sous réserve des discussions techniques, nous savons maintenant que
25 lorsque nous voulons estimer des coûts environnementaux, nous cherchons la valeur attribuée par les usagers et les non-usagers aux services fournis par l'eau qui ne peuvent pas être remplacés par des procédés humains, i.e. qui ne sont pas transformés en coûts financiers. Il reste à choisir une méthode appropriée pour révéler cette valeur. La valorisation des biens environnementaux

⁶Techniquement, Hicks [1943] faisait déjà remarquer que le bien-être associé à une quantité donnée d'un bien donné dépend du point de référence. La valeur de la même quantité de bien environnemental sera différente entre le point de vue de l'individu qui n'en bénéficie pas encore (surplus compensatoire) et le point de vue de l'individu qui en bénéficie déjà. De plus, la valeur attribuée par un individu donné à une même quantité de bien environnemental est différente selon qu'on envisage de lui retirer ce bien (consentement à accepter, WTA) ou qu'on lui propose de l'acheter (consentement à payer, WTP). Hanley *et al.* [2007] reviennent sur les mesures possibles du bien-être lorsque l'on tient compte de ces observations.

est l'un des principaux thèmes de recherche en économie de l'environnement, et il est impossible de présenter ici en détail l'ensemble des différentes méthodes, et leurs avantages et inconvénients respectifs. Pour une présentation claire et assez complète, on pourra se référer au site ecosystemvaluation.org, ainsi qu'à Point [1999] pour les problématiques spécifiques à l'eau. Le groupe DG-ECO2 [Common implementation strategy for the water framework directive, 2004] fournit aux praticiens de la DCE un guide succinct pour le choix d'une méthode, qui doit reposer avant tout sur les buts de l'étude. La technique de l'évaluation contingente aura vraisemblablement une place importante dans la mise en œuvre de l'analyse économique exigée par la DCE. En effet, l'interrogation directe d'un échantillon de la population est la seule méthode qui permette de fournir des estimations pour les valeurs de non-usage de l'eau. La raison en est que, par nature, celles-ci ne peuvent pas être reflétées dans les prix de marché, ou dans les dépenses des ménages, par exemple.

Si l'évaluation économique de l'environnement est un exercice encore relativement récent, l'intensité de la recherche fait que les économistes commencent à s'accorder sur les techniques et la portée de leurs évaluations. Cependant, le recueil des données et la construction des moyens de les exploiter concrètement pour en tirer des structures de tarification satisfaisantes n'en sont encore qu'à un stade peu avancé, ce qui ne peut que retarder la mise en place d'une tarification réellement incitative. La dernière condition de la prise en compte des coûts environnementaux pour la récupération des coûts sera donc de convaincre les politiques et la population de la crédibilité des valeurs monétaires attribuées à l'environnement. Cela ne garantit pas pour autant que le recouvrement des coûts sera total.

Contribution appropriée vs. récupération intégrale

En effet, l'article 9 de la DCE prévoit que les différents secteurs contribuent de manière « appropriée » à la récupération des coûts des services. Le sens donné à l'adjectif « approprié » est donc capital. Conformément aux fondements théoriques du principe de récupération des coûts, la plupart des guides élaborés par des économistes recommandent le recouvrement le plus complet possible des coûts, puisque c'est la condition d'une allocation efficace des ressources. Cependant, les documents d'orientation moins techniques et surtout, le texte même de la directive permettent aux Etats-membres une

grande latitude dans leur objectif de recouvrement des coûts, puisque la seule obligation qui leur incombe est de « tenir compte » de ce principe.

La grande liberté laissée aux Etats-membres est en partie liée au fait que l'eau est perçue, à juste titre, comme un produit de première nécessité. Par conséquent, la tarification de l'eau à un prix faible pour les foyers aux plus bas revenus fait partie des politiques sociales dont la remise en cause est extrêmement sensible. Malgré les critiques de la Commission envers les pratiques de tarification sociale, et sa défense d'une aide sociale passant par des versements financiers *a posteriori* plutôt que par des tarifs « artificiellement bas » [Commission des Communautés européennes, 2000a, 19], la pratique des tarifs sociaux a de bonnes chances de perdurer.

Cependant, la raison principale pour laquelle les Etats-membres ont souhaité se ménager des marges de manœuvre confortables est plus vraisemblablement liée au faible niveau de récupération des coûts pour le secteur agricole, en particulier dans les pays du Sud où l'irrigation est nécessaire à la prospérité, au moins à court terme. Dans ces cas, le faible coût de l'eau est à mettre en regard avec des coûts environnementaux très significatifs (sécheresse chronique), mais le fait que la politique de prix bas s'inscrive dans une logique de développement local et rural à long terme et la puissance du lobby agricole éloignent la perspective d'un recouvrement des coûts proche des recommandations théoriques⁷.

Ainsi, la clarté de la théorie et la promotion par les autorités communautaires de la tarification incitative et de la récupération des coûts se heurtent-elles aux réticences d'Etats-membres dans lesquels la remise en cause des structures de tarification serait politiquement impossible, malgré les atteintes à l'environnement qu'elles provoquent. Nous allons maintenant voir que les Etats sont susceptibles de recevoir beaucoup mieux l'économie lorsqu'elle se contente d'être un guide pour la décision publique.

⁷L'Irlande est un cas encore plus particulier, puisque quelques années avant la DCE, ce pays venait de réformer son système de tarification pour supprimer les factures d'eau, la distribution d'eau étant entièrement financée par l'impôt, assurant une récupération des coûts de 0%. C'est sous la pression de l'Irlande qu'a été ajoutée une clause d'*opt-out* à l'article 9. Le paragraphe 4 permet ainsi de ne pas rendre la tarification de l'eau incitative si cela est « conforme à des pratiques établies ». Le seul garde-fou étant que la réalisation des objectifs de la DCE ne soit pas compromise par cette non-application de l'article 9.

5.3 Le choix des mesures complémentaires selon un critère économique

La DCE a pour but que les Etats aient une approche plus rationnelle de la gestion des eaux. Cela signifie qu'un niveau de protection donné doit être atteint au moindre coût possible (critère coût-efficacité), mais ouvre également la voie à des dérogations lorsque les coûts de la protection de l'environnement excèdent largement les bénéfices attendus (analyse coûts-bénéfices).

5.3.1 L'analyse coût-efficacité

D'après l'annexe III, point b) de la DCE, les Etats doivent se servir de l'analyse économique faite lors de la caractérisation du bassin, pour « apprécier, sur la base de leur coût potentiel, la combinaison la plus efficace au moindre coût des mesures relatives aux utilisations de l'eau qu'il y a lieu d'inclure dans le programme de mesures visé à l'article 11 ». Rappelons qu'en pratique, l'examen du critère coût efficacité ne concerne que les mesures complémentaires, puisque les Etats n'ont de toutes façons pas de choix à faire entre les mesures de base. Après avoir énoncé les principes de l'analyse coût-efficacité (ACE), nous verrons comment elle se déroule en pratique.

Principes de l'analyse coût-efficacité

Dans le cadre de la DCE, le principe de l'ACE est que l'on commence par fixer un objectif environnemental, le bon état, puis que l'on cherche le jeu de mesures le moins coûteux pour combler l'écart entre la situation actuelle et l'objectif. En général, les mesures envisagées n'améliorent pas directement l'état des eaux, mais viseront plutôt à réduire les pressions exercées sur l'environnement. Par conséquent, l'une des limites principales de l'ACE est que l'efficacité d'une mesure est le plus souvent incertaine. En effet, les relations physico-chimiques et biologiques entre les rejets de matière organique, par exemple, et la qualité de l'environnement sont encore mal connues, et rarement modélisées à l'échelle d'un bassin. Des pistes commencent néanmoins à apparaître, notamment avec l'utilisation du modèle PEGASE, qui permet de simuler à l'échelle d'un bassin les conséquences pour l'environnement d'une modification des rejets [Herivaux *et al.*, 2006].

En attendant le progrès des connaissances sur le lien entre les mesures envisagées et la qualité de l'environnement, l'efficacité d'une mesure peut être approximée par la réduction de la pression qu'elle permet. Une façon de mesurer une pression sur l'environnement est de la ramener à un nombre d'équivalents-habitants (EH), une unité de mesure définie pour les rejets de matière organique comme « la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DB05) de 60 grammes d'oxygène par jour » [Conseil des Communautés européennes, 1991b]. La mesure en EH permet de comparer les pollutions émises par des secteurs aussi différents que les ménages, l'industrie et l'agriculture. L'ACE nécessite alors de classer les différentes mesures possibles en fonction du ratio coût efficacité, i.e. le coût actualisé (prenant en compte l'exploitation et le renouvellement des infrastructures, en particulier) d'une réduction des émissions de un EH.

Ce classement effectué, la définition du programme de mesures le plus coût-efficace devient quasi-immédiate. Il consistera à appliquer d'abord les mesures les plus « rentables », jusqu'à ce que l'objectif de réduction de pression soit atteint. Les mesures les moins efficaces resteront ainsi non-utilisées. En pratique, cependant, l'ACE est compliquée par la grande quantité d'information qu'elle requiert, et ne peut ni ne doit être utilisée comme seul critère de décision.

Pratique de l'analyse coût-efficacité

L'ACE nécessite énormément d'informations. Ainsi, il est pratiquement nécessaire de commencer par construire une base de données recensant l'ensemble des mesures envisageables, classées selon le type de pression qu'elles peuvent réduire et leur coût unitaire. Ce travail nécessite la coordination, au minimum, d'ingénieurs, d'économistes et d'informaticiens. De plus, ces bases de données générales ne peuvent donner qu'une première idée, très approximative, du meilleur programme de mesures. En réalité, à part pour quelques mesures qui peuvent s'appliquer à l'ensemble du territoire national (campagnes de communication, ..), le coût et l'effet d'un type particulier de mesures sont extrêmement variables selon les conditions environnementales où elles sont mises en œuvre. Pour être pertinents, les programmes de mesure doivent donc être définis à un échelon géographique suffisamment bas (sur le bassin Rhin-Meuse, ce sont trente-quatre bassins élémentaires qui ont été retenus), après avoir recueilli les avis d'experts et exploité les données

disponibles. Les agences de l'eau françaises peuvent par exemple utiliser les données financières et techniques liées aux projets co-financés depuis 1964.

L'information est le premier défi auquel sont confrontés les Etats membres pour leurs ACE. Constuire les bases de données nécessaires peut s'avérer
5 très coûteux en argent comme en temps, aussi le guide Wateco [Common implementation strategy for the water framework directive, 2003] recommande-t-il de se concentrer sur l'essentiel. La DCE engageant un processus cyclique, il n'est pas nécessaire de disposer de toute l'information immédiatement, mais plutôt d'être conscient de l'information manquante pour l'acquérir
10 avant le cycle suivant.

L'ACE ne devrait en aucun cas être le seul critère de définition du programme de mesures. D'abord, les incertitudes inhérentes à la technique imposent de considérer ses résultats avec prudence. Ensuite, les coûts financiers et l'impact environnemental d'une mesure ne sont pas les seuls éléments pertinents.
15 L'impact social ou symbolique, par exemple, doivent aussi être pris en compte, dans la mesure où la gestion de l'eau n'est pas laissée aux économistes exclusivement. Au contraire, la DCE insiste sur l'importance des mécanismes de participation du public et des parties intéressées aux différents stades de la construction du plan de gestion du district hydrographique.

Globalement, l'ACE est une aide à la décision plutôt bien acceptée par
20 les Etats-membres. D'une part, elle doit en principe permettre de ne pas gaspiller des fonds publics, et participe par là-même de la bonne gestion que les Etats sont de plus en plus soucieux de démontrer. D'autre part, l'ACE est aussi la première étape vers des dérogations à l'objectif de bon
25 état justifiée par un coût trop élevé des mesures nécessaires au regard des bénéfices environnementaux attendus.

5.3.2 Dérogations et exemptions : le rôle de l'analyse coûts-bénéfices

La DCE prévoit plusieurs possibilités de dérogation à l'objectif de bon
30 état, justifiées par des coûts élevés. Nous allons d'abord présenter les deux principales, pour montrer dans un deuxième temps que si ce dispositif rend la directive moins environnementaliste, il a le mérite de permettre une mise en œuvre de la DCE conforme aux prescriptions économiques théoriques.

La justification des dérogations

Par dérogation, nous entendons le fait que les Etats disposent d'un instrument juridique pour ne pas atteindre le bon état, sans tenir compte des différences existant entre dérogation, non-application, et dispense d'un point
5 de vue proprement juridique.

Le premier moyen pour les Etats d'amoindrir les exigences de la directive est de retarder l'atteinte du bon état des eaux. Alors qu'en principe, l'objectif doit être atteint en 2015, la DCE (art. 4 § 4) prévoit la possibilité d'un report à 2021, voire 2027. Une des conditions pour bénéficier de ce report
10 est que la réalisation des améliorations nécessaires dans les délais normaux serait exagérément coûteuse. La directive exige que le calendrier alternatif des mesures nécessaires figure dans le plan de gestion et y soit justifié. De plus, s'il apparaît (du point de vue de l'Etat) que, même en 2027, le bon état ne pourra pas être atteint à un coût raisonnable en raison du degré
15 d'affectation de la masse d'eau par l'activité humaine, l'article 4 § 5 de la DCE permet d'envisager la fixation d'objectifs environnementaux « moins stricts ». Le processus de décision relatif à l'utilisation des possibilités de dérogation est représenté sur la figure 5.1.

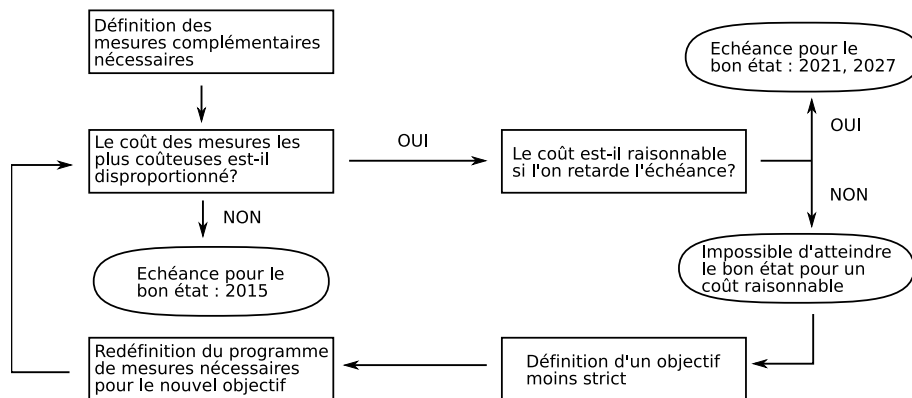


FIG. 5.1 – Les dérogations à l'objectif de bon état (d'après Davy [2003])

Pour le Bureau européen de l'environnement [2006], l'esprit de la DCE
20 implique que ces dérogations ne visent qu'à éviter des mesures irréalistes et excessives qui entraîneraient des coûts économiques et sociaux inacceptables. Il s'agit là de la position d'une ONG environnementaliste, mais elle nous semble en adéquation avec les positions prises habituellement par la

Commission, qui ne s'est pas exprimée formellement sur ce sujet spécifique. Si cette interprétation est la bonne, elle laisse supposer que, d'une façon ou d'une autre, le caractère disproportionné des coûts d'une mesure est évalué en les comparant aux bénéfices attendus.

5 Ce type de comparaison est bien connu, en particulier parce qu'il est très utilisé en économie et en finance pour l'évaluation de choix alternatifs, sous le nom d'analyse coûts-bénéfices. Typiquement, la décision issue d'une analyse coûts-bénéfices est le rejet de tout projet dont les coûts actualisés dépassent les bénéfices actualisés. Naturellement, l'emploi de cette technique ne pré-
10 juge pas du nombre de dérogations qui seront accordées. En l'occurrence, ce résultat dépendra de l'importance de la différence entre coûts et bénéfices à partir de laquelle les coûts doivent être considérés comme disproportionnés.

La notion de coûts disproportionnés

Vu l'origine du critère des coûts disproportionnés et l'utilisation habi-
15 tuelle de l'analyse coûts-bénéfices, la crainte des écologistes est que seules les bénéfices facilement quantifiables soient pris en compte, et les coûts considérés comme disproportionnés dès qu'ils excèdent les bénéfices, même si la différence est minime. En raison des difficultés à donner une valeur monétaire à l'environnement, certains secteurs pourraient essayer de faire qualifier
20 un grand nombre de mesures d'amélioration de l'environnement, même modestes, de « disproportionnées ». La directive prévoit néanmoins des verrous de nature à réduire la portée de telles offensives, en interdisant explicitement toute dégradation supplémentaire de l'environnement dans les passages ouvrant des possibilités de dérogation.

25 Malgré l'opposition des écologistes, il peut sembler économiquement justifié de déroger à l'obligation de bon état dès que les coûts excèdent les bénéfices, sans qu'il soit nécessaire que les coûts excèdent de beaucoup les bénéfices. En effet, l'économie du bien-être repose sur l'idée que les agents maximisent leur utilité individuelle, ce qui implique qu'ils ne s'engagent ja-
30 mais dans un projet qui leur rapporte moins qu'il ne coûte. En réalité, le problème principal est, une fois encore, de bien compter coûts et bénéfices, i.e. recenser tous les coûts et bénéfices pertinents, et réussir à leur donner une valeur monétaire. Nous avons déjà vu plus haut les difficultés attachées à cet exercice. De Nocker *et al.* [2007] font actuellement le point sur les meilleures
35 pratiques pour l'analyse coûts-bénéfices dans le contexte précis des demandes

de dérogation en raison de coûts disproportionnés.

Le fonctionnement cyclique de la DCE devrait améliorer nos connaissances sur les coûts et bénéfices réels de la protection des eaux, et l'on devrait donc tendre à pouvoir s'appuyer sur le simple dépassement des bénéfices
 5 par les coûts pour déroger à l'obligation de bon état. En attendant l'avènement de cet idéal de l'économiste, les Etats-membres peuvent s'appuyer sur les quatre recommandations du groupe Wateco [Common implementation strategy for the water framework directive, 2003, 193] pour tenir compte de l'incertitude entourant la valeur des coûts et des bénéfices :

- 10 – ne pas oublier que la disproportion ne peut pas être jugée d'après les seuls coûts et bénéfices *aujourd'hui quantifiables*,
- tenir compte des coûts et bénéfices qualitatifs,
- à partir des estimations disponibles, adopter une marge suffisamment élevée pour avoir une très haute probabilité que les coûts réels dépassent effectivement les bénéfices réels,
 15
- tenir compte de la capacité à payer des acteurs qui supporteront les coûts des mesures.

Ainsi, l'approche préconisée par Wateco apparaît finalement pragmatique, et soucieuse d'assurer une mise en œuvre conforme à l'esprit de la directive
 20 cadre plutôt qu'à la théorie économique pure.

5.4 Conclusion

Le principal enseignement que nous retenons de cette partie est que la DCE n'est pas une directive purement environmentaliste. Tant son processus d'élaboration que les recommandations pour sa mise en œuvre à l'échelon
 25 national montrent que les principes et les principaux résultats de l'économie de l'environnement irriguent la directive et la structurent.

Dans ce cadre, les deux principales apparitions de l'économie dans les dispositions de la DCE, sous la forme de la récupération des coûts et des analyses coût-efficacité et coûts-bénéfices, doivent y jouer un rôle central.
 30 En conséquence, les Etats-membres, s'ils souhaitent appliquer la directive cadre conformément à son esprit, doivent prêter une attention particulière à ces deux outils économiques. La partie suivante est destinée à évaluer sommairement le degré de conformité de la pratique des Etats membres, et à proposer des pistes pour l'améliorer.

Troisième partie

Vers des politiques nationales de l'eau plus économiques ?

Chapitre 6

Les avancées inégales des Etats vers une gestion de l'eau plus économique

5 6.1 Introduction

Dans le chapitre précédent, nous avons vu que les autorités communautaires avaient une idée assez précise de la façon dont les aspects économiques de la DCE devraient être mis en œuvre par les Etats-membres. Cette « application idéale » reprend largement les recommandations de groupes de travail où les économistes sont fortement représentés, et est par conséquent profondément ancrée dans la théorie économique. Cependant, deux facteurs peuvent éloigner l'application effective par les Etats-membres de cette ligne directrice.

D'abord, la théorie est par essence une simplification de la réalité, aussi n'est-elle pas destinée à dicter une conduite pour chaque situation particulière rencontrée dans la réalité. Ainsi, la meilleure pratique sera au moins en partie définie empiriquement, par les résultats des différents choix opérés par les Etats membres dans les situations où les guides d'application ne sauraient apporter de réponse prédéfinie. Ensuite, même en supposant des recommandations communautaires parfaitement claires et complètes, elles n'auront aucun effet si les Etats membres n'essaient pas de les suivre. En effet, ces recommandations ne sont au fond qu'une invitation, une proposition sans force obligatoire, aussi est-il naturel que certains Etats préfèrent

interpréter librement la DCE. Logiquement, on peut s'attendre à ce que les interprétations choisies dans ce cas soient moins coûteuses (en termes financiers comme en termes politiques) à court terme, mais leurs auteurs font ainsi abstraction du risque que leur interprétation ne permette pas de res-
5 pecter les dispositions contraignantes de la directive, et des éventuels coûts qui pourraient en découler à long terme.

Dans ce chapitre, nous allons nous pencher de plus près sur ce phénomène de désobéissance aux recommandations. Le but sera principalement d'en prendre la mesure, l'identification et l'évaluation des facteurs explicatifs de
10 la qualité du recours à l'économie dépassant la mesure de la tâche que nous nous sommes assignés pour ce travail. Le cœur de notre analyse consistera à déterminer si *en pratique*, les Etats européens appliquent les dispositions économiques de la DCE conformément à la feuille de route tracée par Wateco et la Commission européenne. Tous les membres de l'UE sont soumis à la
15 DCE, soit vingt-sept Etats. Dès lors, l'existence d'une réponse unique valable pour tous est très peu vraisemblable. Par conséquent, nous nous attacherons à proposer un jugement aussi fin que possible, le but étant d'identifier la proportion de « bons » et de « mauvais » élèves, mais surtout de voir si les premières échéances de la DCE ont conduit ces derniers à adopter une
20 approche économique de la protection des eaux.

Nous mènerons cette analyse en deux temps. D'abord nous nous concentrerons sur le cas de la France, qui nous permettra de mettre en évidence que, si la DCE permet de progresser vers plus de considérations économiques dans la gestion de l'eau, ces progrès restent inégaux. Ensuite, nous tenterons
25 d'inscrire la France dans le paysage européen. Par comparaison, nous montrerons que le plus souvent, il existe un risque élevé que la directive ne suffise pas à susciter une utilisation pertinente des instruments économiques pour la gestion des eaux.

6.2 La France : des progrès inégaux

30 Pour présenter l'effet de la DCE sur l'utilisation des instruments économiques pour la gestion de l'eau en France, nous commencerons par montrer que traditionnellement, l'usage d'instruments économiques dans les politiques de l'eau françaises est limité. Puis nous verrons que la mise en œuvre effective de la DCE ne suit qu'inégalement le guide Wateco et les recomman-

datations communautaires.

6.2.1 L'usage limité des instruments économiques dans la gestion de l'eau traditionnelle

A certains égards, l'on peut considérer que les politiques de l'eau pré-
5 DCE intégraient déjà plusieurs instruments économiques promus par la DCE.
Cependant, la portée effective de ces instruments restait limitée.

La présence d'instruments économiques dans la gestion traditionnelle

Les autorités françaises affirment couramment que la DCE reprend lar-
10 gement la politique de l'eau française, comme par exemple lors de la présen-
tation du projet de loi de transposition de la DCE, ou sur le site de l'agence
de l'eau Rhin-Meuse¹ :

La mise en œuvre de la Directive-Cadre sur l'Eau, en France, ne
marque pas une rupture en matière de politique de l'eau, bien au
15 contraire : les fondements de la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 se
trouvent confirmés, en matière notamment de gestion par bassin
(le modèle français se trouve ici étendu au niveau européen), de
place du milieu naturel comme élément central de la politique de
l'eau, de principe de gestion équilibrée des ressources en eau, et
20 de principe de pollueur/payeur - récupération des coûts..

Même si certains pays européens l'avaient précédé dans cette voie, l'or-
ganisation géographique par bassin versant de la gestion de l'eau en France
correspond indéniablement à la forme institutionnelle requise par la direc-
tive (gestion par districts hydrographiques). Les agences de l'eau ont un rôle
25 central dans cette organisation. Créées en 1964 [Parlement français, 1964],
elles sont au nombre de six en France métropolitaine : Adour-Garonne,
Loire-Bretagne, Seine-Normandie, Artois-Picardie, Rhin-Meuse et Rhône-
Méditerranée-Corse². Leur rôle est de faciliter la préservation et l'amélior-
ation de la ressource en eau, la lutte contre la pollution et la connaissance
30 des milieux, en établissant et percevant des redevances pour les prélève-
ments d'eau et pour la détérioration de la qualité des milieux et en en les

¹<http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/fr/directive/sdage.php>

²Pour l'agence Rhône-Méditerranée-Corse, la gestion de l'eau en Corse est plus auto-
nome en ce qui concerne la DCE.

redistribuant sous forme de subventions ou d'avances remboursables (aux collectivités locales, aux industriels et aux agriculteurs) pour l'exécution de travaux d'intérêt commun, définis dans un programme d'intervention d'une durée de cinq ans. La prise de décision se fait par l'adoption d'un schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE, équivalent du plan de gestion du district hydrographique dans la DCE) approuvé par un comité de bassin qui regroupe les différents usagers de l'eau, ce qui paraît conforme à l'idée de gestion concertée présente dans la DCE.

Les redevances prélevées par les agences de l'eau pourraient être perçues comme une ébauche de la tarification incitative demandée par la directive. En effet, elles sont séparées en redevances de pollution et redevances de prélèvement, ce à quoi semble faire écho la distinction entre coûts environnementaux et coûts pour la ressource dans la directive. En outre, elles sont différenciées selon les acteurs, et en principe d'autant plus élevées que l'affectation du milieu est importante. D'autre part, le principe de récupération des coûts dans la directive pourrait être le cousin du principe français selon lequel « l'eau paye l'eau ». Selon ce principe, le budget des services d'eau et d'assainissement doit être indépendant du budget général de la commune, et il doit être équilibré. Ainsi, les services de l'eau sont censés être entièrement financés par les recettes des factures d'eau.

Enfin, le principe de l'efficacité-coût n'est pas totalement étranger au domaine de l'eau. C'est ainsi la recherche d'une plus grande efficacité qui justifie en général le choix de nombreuses communes de déléguer leurs services d'eau et d'assainissement à des acteurs privés. Il faut cependant bien remarquer que dans cette configuration, c'est seulement au stade de l'exploitation que l'efficacité est recherchée, et non dans la fixation des objectifs environnementaux. Si tous ces éléments peuvent s'apparenter aux principes fixés par la directive, ils ne sont au mieux que les embryons des outils qui doivent être mis en place aux termes de la DCE. Un examen plus attentif révèle souvent que les logiques à l'œuvre derrière les principes français et européens diffèrent largement.

Un usage éloigné de l'esprit de la DCE

Le premier point qu'il est important de souligner est que les redevances prélevées par les agences de l'eau ne peuvent pas être assimilées à des taxes pigoviennes, et qu'elles ne visent pas à inciter les usagers de l'eau à adopter

un comportement écologiquement responsable et économiquement optimal. Ainsi, la loi de 1964 [Parlement français, 1964, art. 14-2] est très explicite :

le montant global des redevances mises en recouvrement par chaque agence est déterminé en fonction des dépenses lui incombant dans le cadre d'un programme pluriannuel d'intervention dressé en conformité avec les orientations du plan de développement économique et social [..].

Cela signifie que le montant global des redevances est défini *a priori*, en fonction des aides prévues, donc que les taux de redevances seront fixés en fonction d'un programme d'investissements, et non en fonction de l'équilibre entre gains des pollueurs et dommages subis par la société. C'est la raison pour laquelle les redevances pollution et prélèvement des agences de l'eau ne traduisent pas l'application du principe pollueur payeur. Flory [2003] explique que les raisons de cette orientation des redevances sont historiques. En 1964, la priorité était de lever des fonds pour financer les infrastructures de traitement d'eaux usées toujours plus abondantes à cette époque des « trente glorieuses ». Dans ce contexte, les politiques de l'eau n'étaient donc pas définies par une analyse coût-efficacité. Une telle analyse n'était pas nécessairement importante à l'époque, car dans une situation de départ où aucun rejet n'est traité, toute initiative d'épuration sera écologiquement rentable.

En revanche, cette façon d'organiser la protection des eaux devient moins pertinente à mesure que les rejets les plus urgents sont traités. Au cours de cette évolution, il devient de plus en plus utile de rationaliser et de cibler les interventions en fonction des coûts et bénéfices attendus. De plus, la fin du vingtième siècle voit les instruments économiques de gestion de l'eau gagner en crédibilité, principalement aux Etats-Unis. Dès lors, on peut arguer que depuis 1964, les agences de l'eau auraient dû faire évoluer leurs redevances dans un sens plus incitatif. Elles sont effectivement de plus en plus élevées, mais cela est principalement dû aux besoins de fonds liés aux infrastructures nécessaires au respect de normes communautaires contraignantes. De fait, elles restent largement inférieures aux niveaux habituellement considérés comme incitatifs.

Les redevances des agences de l'eau ne sont donc pas des taxes pigo-viennes. Le recouvrement des coûts n'est pas mieux assuré par les autres composantes de la facture d'eau, i.e. le prix de l'alimentation en eau et le

prix des services d'assainissement. C'est ce qui ressort des analyses économiques réalisées à l'occasion des états des lieux dressés par les agences de l'eau pour chaque bassin en 2004 [Agence de l'eau Seine Normandie, 2004; Agence de l'eau Rhin Meuse, 2005; Agence de l'eau Rhône Méditerranée
5 Corse, 2005; Agence de l'eau Loire Bretagne, 2004; Agence de l'eau Adour Garonne, 2005; Agence de l'eau Artois Picardie, 2005]. Les chiffres auxquels parviennent les différentes agences de l'eau sont très différents, que ce soit pour la récupération globale des coûts ou pour le recouvrement par catégorie d'utilisateur. Cela est peut-être en partie dû à des différences réelles de
10 situation, mais est principalement le fruit de définitions différentes des coûts concernés, de la prise en compte ou non des coûts environnementaux et de la ressource. Les résultats ne sont donc pas directement comparables, mais en règle générale, une constante semble être que les usagers domestiques sont des contributeurs nets au système, tandis que les agriculteurs sont les
15 principaux bénéficiaires de transferts financiers. D'après l'état des lieux établi par l'agence Seine-Normandie, parfois cité comme référence pour son analyse économique [Bureau européen de l'environnement, 2006], le principal facteur de non-respect du principe de récupération des coûts serait lié au non-recouvrement des coûts environnementaux générés par les différents
20 usages, et particulièrement le secteur agricole.

En définitive, les outils de l'économie, et particulièrement la tarification, apparaissent comme historiquement sous-utilisés dans la gestion de l'eau française avant la DCE. Malgré tout, la France dispose à la base des institutions prévues par la directive, et certains dispositifs (redevances) semble
25 pouvoir être relativement facilement adaptés à la DCE. Nous allons maintenant voir si cela permet effectivement à la France une application exemplaire de la directive cadre depuis 2000.

6.2.2 Une qualité inégale dans l'application de la DCE

On pourrait s'attendre à ce que la France applique particulièrement bien
30 les aspects économiques de la DCE. D'une part, parce qu'elle a présidé le groupe de travail Wateco, et d'autre part, parce que les fonctionnaires européens chargés des aspects économiques de la DCE sont souvent d'anciens collaborateurs de ministères français (notamment l'agriculture). Pour évaluer la qualité de la mise en œuvre de la directive, nous suivrons les étapes
35 chronologiques prévues par la Directive. Ceci nous amènera à voir d'abord

comment la France utilise le critère coût-efficacité dans ses programmes de mesures (à achever pour 2009), puis à discuter de l'évolution probable de la tarification de l'eau (à rendre incitative d'ici 2010).

Un principe coût-efficacité bien accepté

5 Les programmes de mesures définitifs ne sont pas encore fixés. Dans le calendrier français, les agences de l'eau adoptent en 2007 un avant-projet de programme de mesures, qui doit ensuite être soumis à la consultation publique et éventuellement amendé avant son intégration dans le SDAGE. Dans la mesure où le processus est toujours en cours, nous ne pouvons que
10 commenter l'orientation que semblent dessiner les premières étapes, à partir des circulaires ministérielles sur l'élaboration du programme de mesures (DCE 2005/10 [Ministère de l'écologie et du développement durable, 2005a], DCE 2006/17 [Ministère de l'écologie et du développement durable, 2006a] et DCE 2007/21 [Ministère de l'écologie et du développement durable, 2007b]),
15 ainsi que de nos discussions avec Sophie Nicolai, économiste à l'agence de l'eau Rhin-Meuse.

Concernant les analyses coût-efficacité, les circulaires ministérielles sont fidèles à l'esprit de la DCE. Elles ne concernent pas les mesures de base, mais l'analyse économique doit contribuer à l'identification de la combinaison de
20 mesures complémentaires la plus efficiente. La circulaire 2006/17 précise que les ACE peuvent être utilisées de deux façons. Lorsque face à un problème écologique donné, il n'existe de façon évidente qu'une seule solution, elles doivent permettre d'identifier des priorités géographiques et un calendrier. En revanche, lorsqu'il est fait état de plusieurs solutions techniques au même
25 problème, l'ACE est un critère de choix entre les solutions techniques.

L'ACE a été, semble-t-il, plutôt bien reçue dans les agences de l'eau. Les économistes de l'agence de l'eau Rhin-Meuse, par exemple, ont élaboré et publié une méthodologie pour la construction du programme de mesures [Herivaux *et al.*, 2006]. D'après nos discussions, les avant-projets de me-
30 sures ont été effectivement intégralement soumis à des ACE. Ainsi, le seul facteur susceptible d'amoinrir l'efficacité-coût des programmes de mesure finalement adoptés (du moins, sur le bassin Rhin-Meuse) est la pression que pourraient exercer certains intérêts particuliers (agricoles, industriels) d'ici à 2009, pendant la phase de consultation et dans les instances décisionnelles
35 de bassin.

L'encadrement ministériel de la motivation des dérogations manifeste également l'intégration de l'objectif d'efficacité des politiques de l'eau, en prévoyant une méthode de nature à minimiser les coûts administratifs d'application de la DCE. Rappelons que d'après la DCE, certaines mesures complémentaires nécessaires pour atteindre le bon état peuvent être retardées ou abandonnées lorsque leurs coûts paraissent disproportionnés. Nous avons vu que, au sens de la théorie économique, la disproportionnalité devait s'apprécier par la comparaison des coûts et des bénéfices de la mesure. Ce type d'analyse est difficile et coûteux, mais le dispositif français devrait permettre de limiter leur nombre. En effet, toutes les mesures complémentaires les plus coûteuses ne sont pas soumises à une ACB. Un premier filtre, rapide et peu onéreux, consiste à les séparer en mesures à coût acceptable et non-acceptable. Ce critère ne nécessite pas de quantifier les bénéfices, puisque le coût d'une mesure complémentaire est défini comme acceptable dès lors qu'elle correspond à des techniques habituelles dans le secteur considéré et qu'il n'y a pas de frein majeur à l'investissement (prix de l'eau élevé, faibles revenus des ménages) [Ministère de l'écologie et du développement durable, 2006a]. C'est seulement pour les mesures dont le coût apparaît *a priori* comme inacceptable qu'une ACB sera engagée. Les ACB semblent être envisagées sérieusement, un site³ regroupant par exemple un grand nombre d'études utilisant différentes méthodes de valorisation environnementales, pouvant servir de guide aux agences.

Un seul aspect de l'élaboration des programmes de mesure nous semble pouvoir poser un problème de conformité aussi bien à la lettre qu'à l'esprit de la directive cadre. La DCE prévoit explicitement que les mesures de base incluent une meilleure récupération des coûts et la tarification incitative :

Article 11 - Programme de mesures 3. Les « mesures de base » constituent les exigences minimales à respecter et comprennent :
[.] b) les mesures jugées adéquates aux fins de l'article 9 ;

Article 9 - Récupération des coûts 1. Les États membres veillent, d'ici à 2010, à ce que
– la politique de tarification de l'eau incite les usagers à utiliser les ressources de façon efficace [..]
– les différents secteurs économiques [..] contribuent de ma-

³<http://www.economie.eaufrance.fr/>

nière appropriée à la récupération des coûts.

La tarification incitative occupe une place bien plus faible dans les circulaires ministérielles. Elle est simplement mentionnée dans la circulaire 2005/10, et n'apparaît plus dans les circulaires ultérieures. Un des problèmes posés par cette non-inclusion est qu'elle est potentiellement très nuisible à l'efficacité-coût globale du programme de mesures. En effet, l'un des arguments avancés pour justifier l'utilisation d'une tarification incitative est sa capacité à améliorer grandement la situation environnementale pour un coût plus modeste que les mesures traditionnelles, consistant par exemple à imposer la mise en place de techniques de dépollution prédéterminées aux acteurs économiques. Ainsi, l'omission de la tarification incitative dans le programme de mesures révélerait la persistance des réflexes issus de la gestion traditionnelle de l'eau, au détriment d'un outil pourtant central de la DCE. Dès lors, il convient de s'intéresser à la façon dont la France progresse vers la tarification incitative depuis 2000.

L'incertitude sur les progrès vers la tarification incitative

Il est plus difficile de juger si le principe de récupération des coûts et la tarification incitative, prévus à la DCE, seront bien appliqués par les Etats-membres, car d'une part le modèle de mise en œuvre recommandé par Wateco ne fixe pas toutes les définitions, et d'autre part les agences françaises ne se sont pas encore penchées sur la révision des mécanismes de tarification, à notre connaissance. Le meilleur indicateur de la qualité de la mise en œuvre nationale, en la matière, sera peut être les rapports commentant les actions déjà réalisées par les Etats-membres. Pour l'instant, la seule étape complétée et évaluée par la Commission est l'état des lieux que les Etats-membres devaient dresser pour 2004. Celui-ci n'est pas à proprement parler un instrument économique, mais il devait faire le point sur les mécanismes de tarification de l'eau et le recouvrement des coûts. Or, cet état de référence est un préalable nécessaire à la transformation des structures existantes pour progresser vers la tarification incitative. Aussi nous servirons nous des jugements portés sur les éléments économiques de l'état des lieux comme d'une indication de la capacité de la France à mettre en place rapidement une tarification incitative. Cela ne reste toutefois qu'un indice utilisé pour essayer de déterminer l'attitude la plus *probable* des institutions françaises en la matière : aucune appréciation définitive ne peut être portée

sur la base de ces premiers rapports d'évaluation. Les paragraphes suivants doivent par conséquent être pris avec prudence.

Deux rapports évaluent les états des lieux. Le premier, élaboré par la Commission européenne [2007a; 2007b], évalue tous les aspects des états des lieux : il a donc l'avantage d'être une position officielle, mais l'inconvénient de ne pas être focalisé sur les aspects économiques. Le deuxième, élaboré par Pierre Strosser et Josselin Rouillard [2006] pour le Bureau européen de l'environnement, est consacré à l'évaluation de l'usage des instruments économiques, et possède par conséquent les avantages et inconvénients inverses. Il ressort de ces rapports que les analyses économiques réalisées en France correspondent inégalement aux attentes de la DCE, la qualité étant très variable selon les bassins. Pour le pays dans son ensemble, un effort principal est salué, celui d'avoir avancé une définition [Ministère de l'écologie et du développement durable, 2007a] et des valeurs de référence pour l'environnement [Chegrani, 2005]. Cela ne peut toutefois être qu'un point de départ, la transposition de valeurs établies d'un contexte écologique à un autre étant assez difficile [Genty, 2005].

Le principal enseignement des exercices d'évaluation des états des lieux est la grande hétérogénéité entre les bassins. La Commission attribue ainsi aux bassins français des notes comprises entre 34 et 100 sur 100 pour la qualité de l'analyse économique [Commission des Communautés européennes, 2007a, 40]. La référence en matière d'analyse économique semble être l'agence de l'eau Seine-Normandie, en raison notamment de la clarté de sa démarche d'évaluation du recouvrement des coûts et du fait qu'elle ait pris compte des coûts liés à d'autres usages de l'eau que l'agriculture, l'industrie et les ménages, comme la navigation et les retenues d'eau. La note moyenne attribuée pour la France est de 76 sur 100, ce qui n'est pas satisfaisant, dans la mesure où la Commission considère que la note maximale au stade de l'analyse économique initiale est une condition nécessaire du succès de la mise en œuvre ultérieure. Cela est d'autant plus préoccupant que certains facteurs, la force du lobby agricole en particulier, sont des obstacles incontournables dans la marche vers le recouvrement des coûts. D'après le rapport de la Commission, la note obtenue par la France la place au dixième rang sur les vingt-sept pays de l'UE. Nous allons maintenant voir que certains Etats semblent tout à fait prêts à intégrer l'économie dans leur gestion des eaux, tandis que d'autres ne semblent pas même avoir amorcé ce virage.

6.3 Une disposition à l'usage de l'économie inégale en Europe

Alors que pour la France, nous avons considéré aussi bien l'efficacité des politiques que les avancées vers une tarification incitative, nous nous concentrerons pour le reste des pays européens sur le deuxième point. Cette deuxième section reprend et commente l'essentiel des conclusions des rapports d'évaluation précités, classées entre « meilleures pratiques » et « pires pratiques ».

6.3.1 L'avance du Royaume-Uni

Le Royaume-Uni apparaît comme l'Etat-membre le plus enclin à utiliser les outils économiques de la DCE, et l'interprétation britannique apparaît largement conforme à l'origine théorique de ces outils et à l'idée que s'en fait la Commission européenne. Ainsi la Commission salue-t-elle l'indication d'un niveau chiffré de recouvrement des coûts et l'évaluation de l'importance socio-économique de chaque usage de l'eau ainsi que la pression correspondante.

Concernant la conformité à la théorie économique sous-jacente, les rapports britanniques (un par bassin, plus un rapport de synthèse national) témoignent d'un important effort pour rattacher les choix nationaux à la position théorique la plus standard. Pour cela, ils détaillent les définitions des usages et services de l'eau pris en considération, explicitent la méthodologie retenue pour déterminer le niveau de recouvrement des coûts et discutent la définition retenue des coûts financiers, coûts environnementaux et coûts de ressource. De plus, le recouvrement des coûts est explicitement lié à la tarification incitative [Department for environment, food and rural affairs, 2004], alors que ces deux aspects de la DCE ont pu être traités distinctement dans certains Etats-membres.

Du point de vue de la Commission, le Royaume-Uni apparaît comme particulièrement performant. La mise en œuvre par les Pays-Bas donne aussi satisfaction. Aucun autre pays de l'UE n'atteint le score de 100 sur 100 dans l'évaluation de la Commission. Strosser et Rouillard [2006] sont encore plus sévères, ne qualifiant de meilleures pratiques que celles de deux bassins, Seine Normandie en France et la Lielupe en Lettonie. Il n'y a pas d'opposition flagrante entre pays du Nord et du Sud quant à la qualité des premiers

travaux économiques suscités par la directive. L'Espagne et le Portugal, par exemple, sont sur plusieurs points mieux jugés que la France. Ce constat vaut si l'on considère l'ensemble du classement. En revanche, si l'on ne considère que les extrêmes, on trouve deux pays du Nord en tête du classement, les pires pratiques sont nettement celles de deux pays du Sud de l'Europe, l'Italie et la Grèce⁴.

6.3.2 Le retard de la Grèce et de l'Italie

Avec son indicateur synthétique de performance, la Commission attribue le score zéro à la Grèce et l'Italie pour l'analyse économique des bassins. Outre les retards importants dans la communication de leurs rapports à la Commission, ceux-ci se caractérisent par l'absence d'évaluation de la récupération des coûts. Dans le rapport grec [Agence centrale de l'eau de Grèce, 2006], ce passage se limite à reprendre les recommandations du guide Wateco et à en reconnaître l'intérêt, sans toutefois les appliquer.

Ainsi, la perspective d'une tarification incitative de l'eau semble particulièrement éloignée en Grèce. Toutefois, il est possible que cela soit plus dû à une faible préoccupation pour les problèmes environnementaux en général, plutôt qu'à un rejet de l'économie en particulier.

6.4 Conclusion

L'enseignement principal de ce chapitre est que l'utilisation d'instruments économiques de régulation environnementale, ainsi que la nécessité de concevoir les problèmes environnementaux en termes économiques, sont nouveaux pour la plupart des pays européens. Certains semblent s'adapter volontiers et facilement à ce nouveau mode de régulation, tandis que d'autres pays ne semblent pas encore mesurer l'importance qu'accorde la Commission à la mise en œuvre de ces dispositions de la DCE. Au-delà de ces divergences apparues ces dernières années, il semble que les politiques de l'eau pré-DCE de la plupart des pays ne s'inscrivaient pas dans le cadre de la théorie économique de l'environnement. Nous allons voir dans le prochain chapitre que la directive cadre est un instrument destiné à (et théoriquement capable

⁴Contrairement à ce qui aurait pu être éventuellement attendu, les pays d'Europe centrale et orientale connaissent une distribution de performances similaire à celle du reste de l'UE.

de) généraliser l'approche économique des questions d'eau en Europe, ce qui devrait harmoniser la qualité de l'environnement vers un standard élevé.

Chapitre 7

L'harmonisation communautaire dans un sens plus économique¹

5 7.1 Introduction

La Directive Cadre sur l'Eau [Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne, 2000] a pour objet principal de prévenir et réduire la pollution des eaux en Europe. Si elle est généralement présentée comme une directive environnementaliste, nous pensons néanmoins qu'il est possible d'en proposer
10 une lecture économique, en particulier grâce aux enseignements de l'économie de l'environnement. Ainsi, la pollution est explicitement reconnue dans les documents communautaires [Commission des Communautés européennes, 2000a] comme une externalité négative, un facteur de production payé par l'ensemble de la société, mais dont seul le pollueur retire les bénéfices. Dès
15 lors, la situation recherchée par la directive cadre (DCE) est l'équilibre classique en économie de l'environnement : un niveau de pollution émise tel que

¹Ce chapitre est la reprise d'un article coécrit avec Anne Rozan et François Destandau au cours de notre stage au sein du laboratoire Gestion des services publics à l'ENGEES. Il s'appuie sur la réflexion proposée dans les chapitres précédents pour montrer que la DCE peut répondre aux problèmes identifiés par la théorie économique des externalités, pourvu qu'elle soit interprétée et mise en œuvre conformément à ce but. L'article a été soumis à la revue *Economie rurale* ainsi qu'au comité d'organisation du congrès de l'Association française de science économique, et est actuellement en cours d'évaluation.

les coûts sociaux de cette pollution² n'excèdent pas les bénéfices qui en sont tirés.

Alors que rationalité environnementale et rationalité économique sont couramment considérées comme antagonistes, une interprétation économique de la DCE permet au contraire de mettre en évidence la cohérence de ces deux approches. Pour cela, nous utilisons un modèle combinant deux relations principal-agent. Dans la première, les autorités communautaires sont le principal. Leur but est d'inciter les Etats-agents à prendre les décisions socialement optimales *du point de vue communautaire*, i.e. à atteindre l'équilibre qui égalise les gains de la pollution et son coût social. Dans la seconde relation, l'Etat-principal, influencé par les incitations communautaires, va orienter les efforts de dépollution des pollueurs pour atteindre cet équilibre.

Dans la section 2, nous verrons que la DCE transforme profondément l'attitude des Etats vis-à-vis de la pollution des eaux, en les incitant, par la menace d'une amende, à réduire la pollution des milieux jusqu'à un « optimum » économique. Nous verrons par la suite, dans la section 3, que cette nouvelle contrainte imposée aux Etats-membres les a poussés à s'interroger sur de nouvelles techniques de lutte contre la pollution, faisant appel à des processus naturels (dépollution aval). Nous verrons que, compte-tenu de ce nouveau cadre technique et institutionnel, le partage de l'effort de dépollution entre l'Etat et les pollueurs est économiquement rationnel, et influe sur la politique incitative de l'Etat par une taxe pigovienne, avant de conclure notre article dans une section 4.

7.2 Les mécanismes économiques de la DCE

Dans cette section, nous expliquons d'abord ce que la situation antérieure à la DCE a de sous-optimal, puis nous mettons en évidence le fonctionnement d'une amende communautaire combinée à une exigence environnementale

²Traditionnellement, en économie de l'environnement [Cropper et Oates, 1992], trois types de coûts sociaux sont identifiés : les coûts environnementaux, les dépenses d'évitement et les dépenses curatives.

- Les coûts environnementaux désignent les effets néfastes directement causés par la pollution du milieu, tels que la maladie ou la perte de biodiversité.
- Les dépenses d'évitement désignent les dépenses engagées pour éviter des coûts environnementaux, telles que l'achat d'un filtre à eau.
- Enfin, les dépenses curatives désignent les dépenses engagées pour atténuer a posteriori les coûts environnementaux, telles que l'achat de médicaments.

telle que le bon état des eaux.

7.2.1 Coût social perçu et pollution d'équilibre

Niveau de pollution optimal en économie de l'environnement

L'économie de l'environnement s'est beaucoup intéressée au problème de la pollution. Comme pour toute externalité négative, le but des économistes est de trouver le niveau optimal de pollution produite.

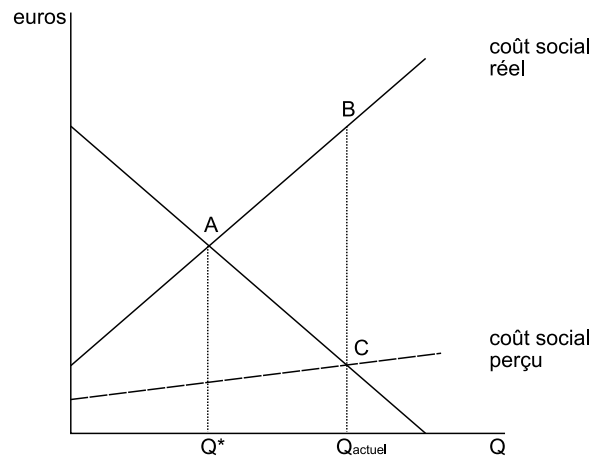


FIG. 7.1 – Niveau optimal de pollution et myopie de l'Etat

Ce niveau optimal est celui qui maximise le surplus global de la société, mesuré comme la différence entre le bénéfice que le pollueur retire de la pollution (bénéfice privé) et le coût social de cette pollution. Il est très facile de visualiser graphiquement cet équilibre sur le graphique proposé par Ralph Turvey [1963], dont nous nous inspirons. Sur la figure 7.1, le niveau de pollution optimal Q^* correspond à l'abscisse du point A. Le surplus global est bien maximisé puisqu'au-delà de Q^* , chaque unité de pollution coûte plus à la société qu'elle ne rapporte au pollueur. En-dessous de Q^* , en revanche, la production de chaque unité de pollution est intéressante globalement, puisqu'elle rapporte plus au producteur qu'elle ne coûte à la société.

Suivant ce raisonnement, une unité de pollution qui rapporte plus à son

émetteur qu'elle ne coûte à la société devrait être émise ; inversement, une unité qui coûte plus à la société qu'elle ne rapporte à son émetteur ne devrait pas l'être. L'intérêt global n'est donc ni d'empêcher toute émission, ni d'accepter toute pollution, mais une solution intermédiaire. Nous supposons
5 que l'autorité publique a pour but de maximiser le surplus global de la société qu'elle encadre, donc qu'elle va rechercher cet équilibre. En outre, nous supposons que l'autorité publique est capable d'atteindre l'équilibre qu'elle recherche.

La myopie des Etats face aux coûts sociaux

10 Malgré la volonté prêtée à l'autorité publique d'agir de façon à maximiser le bien-être global, l'idée est fréquemment défendue que le niveau de pollution effectivement constaté est plus élevé que le niveau optimum. Pour nous, cela peut s'expliquer par une différence entre les coûts sociaux réels de la pollution et les coûts sociaux de la pollution tels qu'ils sont perçus par l'autorité.
15 Il est fort possible que la pression de lobbies, conjuguée aux nombreuses incertitudes sur la valeur de coûts environnementaux, conduise l'Etat à sous-évaluer la courbe des coûts sociaux.

Par conséquent, en atteignant ce qu'il *perçoit* comme l'équilibre maximisant le bien-être global (point C sur la figure 7.1), l'Etat permet une trop
20 grande quantité de pollution (Q_{actuel}) par rapport à la quantité optimale réelle (Q^*). En effet, le profit privé effectivement atteint est plus élevé qu'à l'équilibre, mais ce gain ne suffit pas à compenser le coût social supplémentaire correspondant, l'effet total est négatif.

7.2.2 Le rôle correctif de l'amende communautaire

25 L'amende, correcteur des perceptions des Etats

La sous-évaluation par l'Etat des coûts sociaux réels est la source d'une très grande perte de bien-être global, représentée sur la figure 7.1 par le triangle ABC. Il est donc important de corriger la mauvaise perception des coûts par l'Etat. Le but recherché par la DCE est précisément que les Etats
30 attribuent une plus grande valeur aux coûts sociaux de la pollution, conforme à la vision communautaire.

La façon la plus simple de susciter un tel comportement est de faire en sorte que les coûts sociaux de la pollution perçus par l'Etat soient iden-

tiques aux coûts sociaux tels qu'ils sont vus par l'Union Européenne. Pour ce faire, une solution pourrait consister en une amende, représentant un coût suffisamment explicite pour que l'Etat le prenne en compte. L'analyse économique des sanctions de comportements délictueux trouve son origine dans un article de Becker [1968], et a depuis été largement développée, notamment par Ehrlich [1996]. Cette littérature s'intéresse essentiellement aux sanctions infligées à des personnes privées : le cas très particulier de l'Union Européenne où ce sont des Etats qui sont sanctionnés n'a pas fait l'objet, à notre connaissance, de discussions particulières. Cependant, l'effet incitatif ou dissuasif reconnu aux amendes en général nous semble pouvoir être transposé au cas particulier auquel nous nous intéressons.

Cette idée semble réaliste, puisque, en pratique, la menace des pénalités infligées par la Cour de justice des communautés (CJCE) discipline effectivement les Etats-membres³. Prévue aux articles 226 à 228 du Traité instituant la Communauté Européenne (TCE), la procédure de recours en manquement comporte deux phases. La première aboutit au constat, par la CJCE, que l'Etat-membre viole une obligation communautaire ; la deuxième phase n'est engagée par la Commission que si l'Etat persiste dans son manquement, et peut aboutir à une amende et une astreinte fixée par la CJCE. Ainsi, dans le célèbre arrêt *Merluchon* [Cour de justice des Communautés européennes, 2005], la France a été condamnée au paiement d'une somme forfaitaire de vingt millions d'euros et d'une astreinte de plus de cinquante-sept millions d'euros supplémentaires par période de six mois de non respect des règles concernant la pêche au merlu.

On peut noter dans le septième rapport annuel de la Commission européenne sur l'application des textes environnementaux [Commission des Communautés européennes, 2006] que l'environnement représente 22,4% des procédures de manquement en cours en 2005. D'après Grimeaud [2004], les textes sur l'eau concernaient 15,4% de ces procédures en 2002 (avant les premières échéances fixées par la DCE). Depuis, de nombreux pays ont fait l'objet de procédures pour mauvaise transposition ou application de la DCE.

Soumis à une amende, les coûts sociaux nouvellement perçus par l'Etat seront égaux aux coûts sociaux anciennement perçus (l'Etat ne devenant pas subitement plus sensible aux questions environnementales, et restant

³Sur l'harmonisation des politiques publiques nationales par l'imposition d'amendes communautaires, voir par exemple Crettez et Deloche [2006].

influencé par des lobbies) *augmentés* du montant de l'amende. Il reste maintenant à fixer les modalités de cette amende, de façon à corriger la myopie de l'Etat vis à vis des coûts sociaux. A ce titre, nous allons voir que la DCE est un système qui permet à la fois de révéler les coûts sociaux réels et d'inciter
5 les Etats-membres à les prendre en compte. Les mécanismes autorisant une dérogation à l'exigence de bon état sont cruciaux à cet égard.

Le jeu des dérogations comme révélateur des coûts sociaux

La DCE s'inscrit dans une optique environnementaliste. Ainsi, on peut s'attendre à ce que l'exigence environnementale qu'elle fixe, le bon état des
10 eaux, aille au-delà de ce qui est économiquement souhaitable, au moins pour certaines masses d'eau et certains types de pollution.

Cependant, les considérations économiques ne sont pas absentes de la DCE. Celle-ci prévoit notamment la possibilité, pour les Etats membres, de retarder l'atteinte du bon état, voire de fixer un objectif environnemental
15 moins exigeant, lorsque les coûts de l'atteinte du bon état sont trop élevés par rapport aux bénéfices attendus. C'est ce qui ressort des articles 3, 4 et 5 de la DCE, qui prévoient des dérogations à l'obligation de bon état, respectivement, pour les masses d'eau artificielles ou fortement modifiées, pour les masses d'eau où l'achèvement des améliorations nécessaires serait
20 exagérément coûteux, et pour les masses d'eau dont l'amélioration de l'état rendrait impossible ou disproportionnément coûteuse une activité humaine⁴.

Nous allons maintenant montrer que le jeu des dérogations introduites par les articles 3, 4 et 5 permet de converger vers l'optimum économique. Sur la figure 7.2, nous représentons le cas où le bon état fixé par la Directive,
25 Q1, est effectivement trop exigeant par rapport à Q*. Si l'amende est fixée de façon à inciter l'Etat à restreindre la pollution à Q1, on s'éloigne du bien-être global maximal. En effet, entre Q1 et Q*, il aurait été globalement avantageux d'accepter la pollution de la firme, puisque le profit qu'elle en retire est supérieur au coût social subi. C'est là le risque majeur d'une norme
30 environnementale trop sévère.

La DCE met en place les outils permettant d'éviter cet écueil, en ouvrant

⁴Formellement, ces trois cas où la non-atteinte du bon état est justifiée ne relèvent pas de la définition juridique d'une dérogation, mais nous n'entrons pas dans ces détails pour préserver la clarté de notre analyse. De plus amples explications peuvent être trouvées dans les documents de la stratégie commune d'application [Common implementation strategy for the water framework directive, 2005].

aux Etats la possibilité de dérogations à l'exigence de bon état. Ces dérogations doivent être motivées par une analyse coûts-bénéfices, les bénéfices visés étant essentiellement les coûts sociaux évités. En effet, la DCE permet aux Etats de faire valoir devant la Commission que les coûts de dépollution minimaux à engager pour atteindre la norme, chiffrés lors de l'élaboration du programme de mesures, excèdent les bénéfices sociaux attendus du bon état. Un nouvel objectif environnemental, moins exigeant, peut alors être fixé pour la masse d'eau concernée.

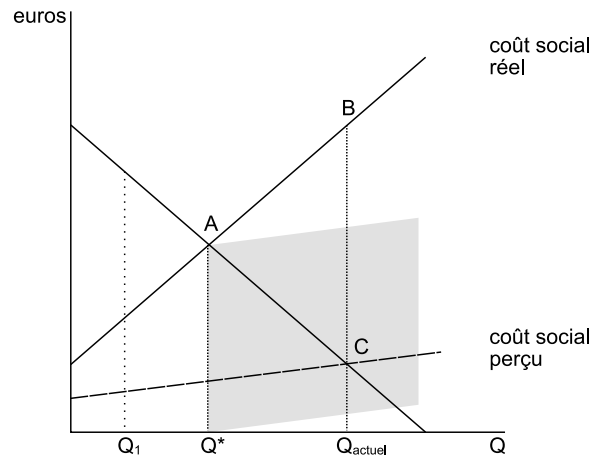


FIG. 7.2 – Convergence vers l'optimum économique

En principe, une dérogation pourra donc être obtenue tant que les coûts minimaux de dépollution (réduction des profits privés lorsque les rejets polluants diminuent) dépassent le bien-être attendu de la dépollution, ce qui est le cas tant que Q_1 est inférieur à Q^* , niveau d'exigence environnementale que nous avons identifié comme étant économiquement optimal. Par conséquent, par le jeu des dérogations, un bon état fixé initialement de façon trop exigeante ne devrait pas éloigner l'économie de la stratégie qui maximise le bien-être global, puisque les Etats seraient finalement autorisés à avoir un niveau de pollution égal à Q^* . A partir de Q^* , en revanche, les Etats ne pourront en principe plus obtenir de dérogations, puisque les analyses coûts-bénéfices montreront que la non-pollution rapporte plus à la société qu'elle

ne coûte au pollueur.

Remarquons que ce mécanisme de dérogations présente un deuxième avantage très important en pratique : il permet d'acquérir une information précieuse sur la forme de la courbe de coût social. Dans la situation de départ, ni l'Etat, ni la Commission Européenne ne connaissent la vraie courbe de coût social. Nous avons supposé qu'initialement l'Etat la sous-estimait, et que l'UE la sur-estimait.

Lorsqu'un Etat demandera une dérogation à l'exigence de bon état, il devra la justifier. S'il invoque des critères économiques, il devra soumettre à la Commission une analyse chiffrée mettant en évidence le caractère excessif des coûts d'atteinte du bon état au regard des bénéfices escomptés. La production de cette analyse constitue déjà un effort d'information sur les coûts et bénéfices liés à la qualité de l'eau : l'information sera encore affinée par la négociation entre la Commission et l'Etat sur l'étendue de la dérogation. Si l'Etat-membre et la Commission parviennent à un accord sur les modalités de dérogation, cela devrait signifier qu'ils s'accordent sur les coûts et les bénéfices de la qualité environnementale, au moins autour du nouveau standard dérogatoire. Si aucun accord n'est trouvé, il reviendra à la Cour de Justice de trancher en dernier ressort. Dans les deux cas, les critères de construction de la courbe des coûts sociaux (principalement, le type de coûts à prendre en compte et la méthode à utiliser pour les évaluer) devraient être à terme harmonisés au niveau communautaire par la pratique de la Commission et de la Cour.

Fixation du niveau de l'amende : minimum nécessaire et pratique envisageable

Pour corriger la mauvaise perception par l'Etat des coûts sociaux, une amende communautaire devrait donc être infligée lorsque le standard environnemental, idéalement fixé à Q^* , n'est pas respecté par l'Etat-membre. La question se pose alors du montant nécessaire pour que l'amende soit incitative.

Le but de l'amende est que l'Etat empêche toute pollution dépassant Q^* . Par conséquent, il faut et il suffit que, pour chaque unité de pollution dépassant Q^* , son coût social perçu augmenté de l'amende dépasse le bénéfice privé qui en est attendu. Le montant minimal de l'amende s'en déduit immédiatement : pour chaque unité de pollution dépassant Q^* , l'amende

incitative minimale est égale à la différence entre le coût social perçu et le bénéfice privé attendu.

Le problème avec cette amende minimale est qu'elle est peu envisageable en pratique, puisqu'elle exige que la Commission européenne connaisse par-
5 faitement la courbe des coûts sociaux perçus de l'Etat. Aussi, on peut privilégier une amende unitaire constante, égale, pour chaque unité de pollution excédentaire, à la valeur finalement convenue ou imposée par la Commission du coût social en Q^* (figure 7.2). Par définition, ce montant est aussi égal
10 au coût marginal des mesures de dépollution en Q^* , normalement chiffrées au cours de la procédure.

Si toutefois les informations nécessaires n'étaient pas connues, on pourrait alors simplement fixer un niveau arbitraire d'amende, suffisamment élevé pour être supérieur à la différence entre le coût de dépollution et le coût social perçu. L'effet recherché sera atteint, puisqu'il deviendra effectivement plus
15 coûteux de ne pas respecter le standard communautaire que de dépolluer. Dans ce cas, le niveau de l'amende est soumis uniquement à une contrainte d'acceptabilité politique.

La perspective d'amendes très significatives pousse les Etats à réfléchir aux mesures à prendre pour atteindre le bon état des eaux. Dans ce cadre,
20 de nouvelles techniques de dépollution reçoivent une attention particulière. Parmi celles-ci, certaines mesures, comme les mesures hydromorphologiques (cf. *infra*) peuvent intervenir en aval de la source de pollution, au niveau de la masse d'eau elle-même. Nous allons maintenant voir que, si ces techniques de dépollution aval présentent un coût inférieur au coût de la dépollution à
25 la source par le pollueur (dépollution amont), ou plutôt un coût inférieur aux contraintes liées à la dépollution amont, la stratégie maximisant le surplus global de l'économie sera différente de l'équilibre que nous avons mis en évidence dans la première partie⁵.

⁵De façon analogue, Vatn et Bromley [1997] ont envisagé que les mesures défensives prises par la victime d'une externalité pouvaient parfois être moins coûteuses qu'une réduction à la source de l'externalité.

7.3 L'Etat dépollueur : les mesures de dépollution aval

Après avoir défini plus en détail ce que nous entendons par mesures de dépollution aval et discuté de la façon de les représenter, nous mettons en évidence, dans cette section, les caractéristiques du nouvel optimum économique induit par de telles techniques de dépollution.

7.3.1 Définition et représentation

Les mesures de dépollution aval : une alternative à la dépollution à la source

L'idée selon laquelle la dépollution devrait toujours intervenir à la source est répandue dans les milieux de l'écologie scientifique. Si l'on souhaite réduire la pollution du milieu, la solution la plus évidente est de réduire les rejets dans le milieu, l'émission de produits polluants par le pollueur. Cette intuition a l'avantage d'être assez morale, puisque l'effort de dépollution est supporté par le pollueur, et est appuyée par des arguments, techniques, juridiques et économiques. Techniquement, il semble souvent plus facile d'intervenir à la source dans la mesure où l'on a, en général, un meilleur contrôle sur le polluant : en théorie, on sait à quel moment le polluant est formé et en quelles quantités. Il suffit alors d'adopter une technique réduisant l'émission ou permettant de récupérer l'intégralité du polluant avant qu'il ne soit déversé dans le milieu. Juridiquement, il existe dans l'ordre communautaire (art. 174 TCE) un principe de correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement. Enfin, économiquement, il serait moins coûteux, d'après l'avis de professionnels de l'épuration (SDEA Bas-Rhin), de réduire l'émission de pollution *a priori* plutôt que d'intervenir *in situ*.

C'est sur cette dernière hypothèse que nous souhaitons revenir, puisqu'elle peut être discutée par un raisonnement économique. Actuellement, une partie des travaux déclenchés par la DCE porte sur l'étude de nouvelles techniques d'amélioration de l'état des eaux, faisant appel à la récréation et à l'amélioration de processus naturels. Trois catégories de techniques font l'objet d'une attention particulière : la bioremédiation, la phytoremédiation et l'hydromorphologie. La bioremédiation consiste à utiliser la capacité de certains microorganismes à dégrader ou fixer certains polluants ; de façon

analogue, la phytoremédiation désigne l'utilisation de végétaux pour extraire des polluants d'un milieu donné ; enfin, l'hydromorphologie regroupe les interventions sur la forme des cours d'eau (tracé du lit, connexion de bras morts, structure des berges).

5 Si l'utilisation de ces mesures *in situ* ou mesures aval reste encore marginale, elles sont très prometteuses grâce à leur facilité de mise en place (du moins pour la remédiation), leur bonne insertion paysagère et leur robustesse. De plus, ne nécessitant pas d'infrastructures particulières et une intervention humaine limitée, elles sont très peu coûteuses, comparativement
10 aux traditionnelles stations d'épuration. En revanche, les processus d'épuration naturelle sont moins intensifs que dans des installations traditionnelles, aussi, il nous semble intéressant de se demander dans quelles circonstances (types de pollution, de milieu, quantités de pollution) les mesures aval sont plus avantageuses, économiquement, que les mesures à la source. En réalité,
15 il est possible que ce soit souvent le cas, car aux coûts directs de dépollution amont en capital et en travail, s'ajoutent des coûts pour le régulateur : coûts d'information, coûts d'acceptabilité, coûts de collecte des taxes environnementales, coûts de contrôle, coûts de sanction,... Dès lors, l'Etat, obligé de présenter des eaux au bon état sous peine d'amende, peut préférer dépolluer
20 lui-même en aval plutôt que de faire face à l'ensemble de ces contraintes liées à une dépollution à la source.

Concernant l'intérêt potentiel des mesures aval, le projet ArtWET⁶ nous semble particulièrement digne d'intérêt. En cours sur la période 2006 2009, il constitue une approche intégrée de la capacité de traitement des pollutions
25 par des zones humides artificielles, allant de la compréhension des phénomènes physiques, chimiques et biologiques aux implications économiques et juridiques de telles techniques.

Ainsi, les mesures aval peuvent parfois être plus compétitives que les mesures amont traditionnelles. Cependant, ce ne sera pas une alternative
30 directement envisagée par le pollueur. En effet, il existe des arguments juridiques (domanialité des cours d'eau), mais aussi économiques expliquant que les mesures de dépollution aval ne sauraient être appliquées par des pollueurs privés. Ainsi, une des caractéristiques de l'hydromorphologie est qu'elle peut améliorer la capacité d'autoépuration d'un cours d'eau [Namour, 1999]. Or, à
35 la différence d'un dispositif d'épuration ponctuel (dépollution amont), cette

⁶Projet LIFE 06 ENV/F/000133, www.artwet.fr

capacité améliorée ne peut pas être accaparée par un pollueur en particulier. C'est un bien public, car l'amélioration de la capacité d'autoépuration permet à tous les pollueurs de prendre moins de mesures de dépollution privées, sans porter préjudice à l'état du milieu. La conséquence en est qu'aucun
5 pollueur ou groupe de pollueurs ne voudra financer ce type de mesures, sachant que d'autres pollueurs (et notamment leurs concurrents) profiteront de l'investissement sans y avoir participé (phénomène de passager clandestin typique des biens publics).

Ces mesures bénéficient également aux pollués, puisqu'ils n'auront plus
10 à supporter les coûts environnementaux, dépenses d'évitement et dépenses curatives correspondant aux unités de dépollution retirées du milieu grâce à l'amélioration de l'autoépuration. Comme les mesures hydromorphologiques sont souhaitables, mais ne sont pas plus réalisables par les pollués que par les pollueurs, ce type de mesures devrait être pris en charge par un troisième
15 acteur : l'autorité publique compétente, dont le but supposé est de maximiser le surplus global des agents qu'elle encadre, pollueurs et pollués. Nous l'appellerons Etat pour simplifier, mais ce sera plus vraisemblablement une autorité de bassin.

Représentation des mesures de dépollution aval

20 Dans le graphique original de Turvey [1963], l'axe des abscisses indique à la fois la pollution dans le milieu et la pollution émise par le pollueur. En l'absence d'autres prestataires de dépollution que le pollueur, les deux sont en effet égales, à l'autoépuration près. Les mesures de dépollution aval, en revanche, nous obligent à différencier pollution dans le milieu et pollution
25 émise par la firme. Sur nos graphiques, c'est le niveau de pollution *dans le milieu* que l'on lit en abscisse. Nous représentons donc, pour tout niveau donné de pollution du milieu, le coût d'une unité de dépollution aval, d'une unité de dépollution amont, et le coût social marginal de la pollution.

Ces remarques faites, nous pouvons représenter les mesures de dépollu-
30 tion aval dans notre graphique. Il nous faut maintenant choisir la forme que nous donnons à la courbe des coûts marginaux de ces mesures. Pour ne pas compliquer notre graphique (figure 7.3), nous considérerons que ces coûts sont linéaires. Comme il s'agit de mesures de dépollution, on peut faire l'hypothèse habituelle selon laquelle les premières unités dépolluées sont moins
35 coûteuses que les dernières. Dans notre graphique, la droite sera donc décrois-

sante. Nous plaçons cette droite de façon à ce qu'elle coupe, dans l'ordre : la courbe des coûts sociaux réels, la courbe de gain privé et enfin la courbe des coûts sociaux perçus. Par ce placement, nous éliminons deux cas extrêmes qui nous semblent à la fois moins intéressants et moins probables. Le premier est celui de coûts de dépollution aval toujours supérieurs aux coûts de dépollution amont : dans ce cas, la dépollution aval n'est jamais une stratégie économiquement pertinente. Le second est celui de coûts de dépollution aval tellement faibles qu'ils sont inférieurs aux coûts perçus initialement par l'Etat : dans ce cas, on aurait dû observer une dépollution aval étatique avant même l'entrée en vigueur de la DCE.

Dans la configuration de coûts de dépollution aval intermédiaires, nous allons montrer que la DCE suscite la mise en œuvre de tous les mécanismes disponibles pour améliorer l'état des eaux : la stratégie la moins coûteuse consistera à combiner une réduction de la pollution émise (i.e. augmentation de la dépollution amont) *et* une augmentation de la dépollution aval.

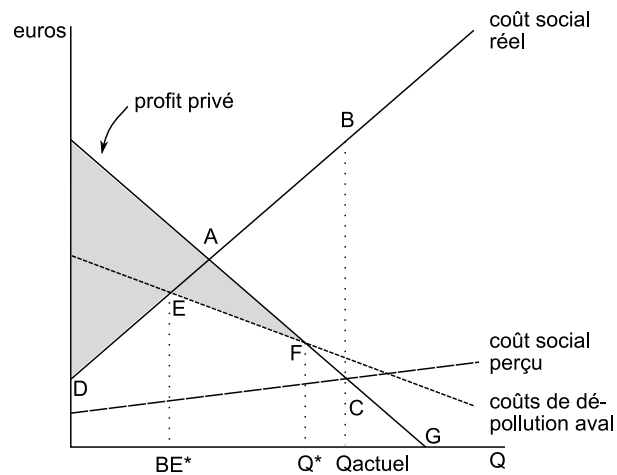


FIG. 7.3 – Représentation des coûts de dépollution aval

7.3.2 Répartition optimale de l'effort de dépollution

Pour mettre en évidence la combinaison optimale de réponses à la pollution, celle qui maximise le bien-être global, nous utilisons les représentations graphiques des trois réponses possibles à la pollution : dépollution à la source, dépollution aval et coûts sociaux endurés.

Chaque unité de pollution produite peut soit engendrer un coût social, soit être dépolluée par une technique aval, soit être dépolluée par une technique amont. Ces trois possibilités sont exclusives l'une de l'autre pour une unité de pollution produite donnée. Par conséquent, les coûts externes minimaux engendrés par la pollution émise sont représentés par une courbe non-monotone (DEF sur la figure 7.3), composée d'un fragment de la courbe des coûts sociaux (DE), puis de la courbe des coûts de dépollution aval (EF) lorsqu'il est moins coûteux de dépolluer en aval que de subir les coûts sociaux. Lorsque la réaction de moindre coût est mise en œuvre pour toute unité émise, le niveau de pollution *du milieu* est de BE*.

De façon analogue à ce que nous avons décrit au début de ce texte, l'équilibre des gains privés et des coûts externes se situe au point F, qui représente le point à partir duquel la pollution rapporte moins à la firme que ce qu'elle coûte à la société dans son ensemble (pollués et Etat). La solution qu'un économiste recommanderait peut alors être résumée en trois points :

- subir les coûts externes des premières unités de pollution (DE) ;
- dépolluer par des techniques aval tant qu'elles sont moins coûteuses que les coûts externes et la dépollution à la source (EF) ;
- dépolluer à la source tant que cela est moins coûteux que de dépolluer en aval (FG).

Avec cette solution, le surplus global est maximal, représenté par l'aire grisée sur la figure 7.3.

Dans la mesure où la possibilité de mesures de dépollution aval a rarement été explicitement prise en compte, le niveau réel des coûts de dépollution aval est incertain. Cependant, quelques indices nous semblent plaider pour l'hypothèse de coûts de dépollution aval intermédiaires. D'abord, les mesures de dépollution aval sont parfois effectivement moins coûteuses que les mesures classiques pour atteindre le bon état. En effet, les programmes de mesures prévus par la DCE doivent être construits de façon à minimiser les coûts globaux pour atteindre le bon état : pour les mesures hydromorphologiques, l'amélioration de l'état chimique des eaux vient s'ajouter aux premiers effets

recherchés (recréation d'habitats et de passages pour la faune), ce qui ne peut qu'accentuer l'efficacité-coût globale de ces mesures. De plus, la prise en considération sérieuse de la possibilité ou de l'intérêt potentiel des actions hydromorphologiques, récente, semble coïncider avec la réflexion sur les politiques de l'eau exigée par la DCE. Les incitations financières (financement de programmes recherche par l'UE, par exemple) à envisager des mesures hydromorphologiques expliquent certainement en partie ce phénomène, mais le renchérissement de l'inaction par la perspective d'une amende contribue également à rendre la dépollution aval rentable aux yeux de l'Etat-membre.

Nous allons maintenant mettre en évidence les changements induits par la possibilité de mesures de dépollution aval sur les relations UE-Etat décrites dans la section 2, ainsi que sur les incitations à mettre en place par l'Etat pour maximiser le surplus global national.

7.3.3 Amende communautaire et taxe pigovienne nationale

Dans la section 2, nous avons vu par quelle amende l'Union Européenne pouvait inciter les Etats-membres à agir conformément à sa vision des coûts sociaux, dans un cas simple où la dépollution aval n'était pas envisagée. Les adaptations nécessaires pour en tenir compte sont très légères, et faciles à visualiser sur la figure 7.4. Il faut d'abord remarquer que, livré à lui-même, l'Etat se « trompera » de stratégie entre BE^* et Q_{actuel} , puisque, conformément à sa perception des coûts sociaux, il préférera que les coûts sociaux soient subis plutôt que le milieu soit nettoyé.

L'amende communautaire devra donc intervenir dès que la pollution dans le milieu atteint BE^* . Nous avons choisi de noter cette quantité de pollution BE^* car elle correspond à la quantité de pollution dans le milieu (l'état-cible ou bon état) que la DCE devrait exiger. En effet, c'est la quantité de pollution émise au-delà de laquelle toute unité de pollution émise supplémentaire devrait être dépolluée, dans la stratégie que nous avons identifiée comme optimale (soit par dépollution aval, soit par dépollution amont). Le montant de l'amende communautaire, conformément à notre discussion en section 2, devra être fixé au coût marginal de dépollution aval en E, où il est aussi égal au coût social marginal.

Soumis à une telle incitation communautaire, l'Etat va faire en sorte que les pollueurs émettent le « bon » niveau de pollution, Q^* . Dans le cadre d'analyse que nous venons de construire, une taxe pigovienne sera un instru-

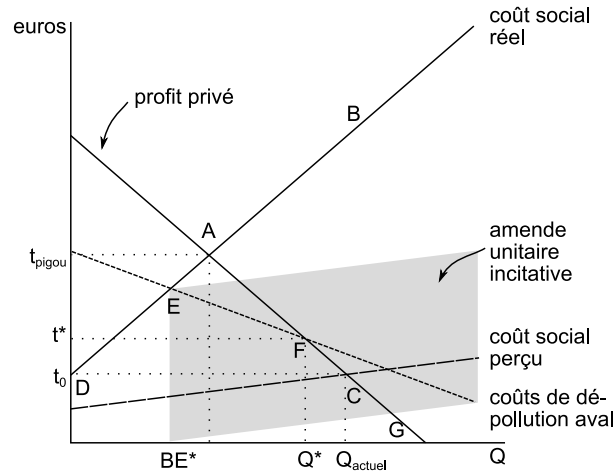


FIG. 7.4 – Taxe pigovienne avec des coûts de dépollution aval intermédiaires

ment à la fois réaliste et efficace à disposition de l'Etat, à condition que son montant soit bien adapté. La taxe pigovienne (du nom de l'économiste ayant mis en évidence ce mécanisme, Arthur Cecil Pigou [1962]), consiste à taxer chaque unité de pollution émise d'un montant égal au coût social marginal
 5 généré par la pollution à l'optimum, pour inciter les pollueurs à limiter leurs émissions au niveau socialement souhaitable.

Sur la figure 7.4, cette taxe serait aujourd'hui d'un montant égal à t_0 , puisque l'Etat fixerait son montant en fonction des coûts sociaux à l'équilibre perçu. Sous le régime de la DCE, le nouvel équilibre qu'il perçoit est bien
 10 l'équilibre réel et la quantité de pollution émise optimale est égale à Q^* . A ce niveau de pollution émise, les coûts supportés du fait de la pollution sont égaux au coût marginal de la dépollution aval, i.e. t^* . Ce t^* représente la taxe pigovienne d'équilibre sous le régime de la DCE.

Du point de vue de la tarification incitative, l'introduction de la possibi-
 15 lité de dépollution aval a pour principal effet de réduire le montant unitaire de la taxe incitative, par rapport au montant de la taxe pigovienne classique en l'absence de dépollution aval (noté t_{pigou}). La dépollution aval rend donc plus réaliste la mise en place d'une tarification pigovienne, puisque l'effort attendu des pollueurs est moins important que dans la configuration habituelle

(taxe unitaire plus basse, pollution émise plus importante).

Trois évolutions par rapport à la situation actuelle sont remarquables. Premièrement, l'état du milieu est très fortement amélioré, puisque la pollution du milieu passe de Q_{actuel} à BE^* . Deuxièmement, la pollution émise
5 par les pollueurs est réduite de Q_{actuel} à Q^* . Enfin, la taxe pigovienne augmente, passant de t_0 à t^* . Aussi, même avec la possibilité de mesures de dépollution aval, la DCE provoque bien au niveau national les évolutions attendues lorsque des exigences environnementales plus contraignantes sont introduites.

10 Même si les redevances pollution des Agences de l'eau en France ne sont pas directement comparables à une taxe pigovienne au sens théorique du terme, les enseignements ci-dessus n'en révèlent pas moins que la DCE, qui prône la mise en place d'une « tarification incitative », devrait inciter les Agences de l'eau à repenser le calcul de leurs redevances.

15 7.4 Conclusion

Alors qu'il est souvent reproché aux gouvernements de sacrifier l'environnement aux activités économiques, il est désormais clair que la DCE provoque de profonds changements dans les politiques environnementales étatiques. La menace d'une amende infligée par les autorités communautaires est cruciale
20 à cet égard, tandis que des mécanismes de dialogue et de dérogation permettent d'éviter de tomber dans l'excès inverse d'une protection absolue de l'environnement, quel qu'en soit le prix.

L'amélioration de la qualité environnementale passe par un partage de l'effort de dépollution entre l'Etat et les pollueurs : les frontières exactes
25 de ce partage se dessineront dans les prochaines années, au fur et à mesure que les coûts et bénéfices des différentes techniques de dépollution seront connus. Le financement de la dépollution aval n'a pas été étudié ici, mais il semble possible *a priori* d'y consacrer le revenu de la taxe pigovienne qui sera prélevée pour obtenir la quantité optimale de dépollution privée.

Chapitre 8

Conclusion générale

Dans ce mémoire, nous avons voulu montrer comment la législation européenne de l'environnement contribuait à la prise en compte des enseignements de la théorie économique dans la gestion des eaux en Europe. Notre démonstration se décompose en trois grands mouvements. D'abord, nous faisons le point sur les problèmes environnementaux et leur interprétation économique. Puis, nous montrons que la directive cadre sur l'eau intègre cette interprétation. Enfin, nous défendons la thèse selon laquelle l'approche économique devrait se diffuser jusqu'à structurer la gestion nationale des eaux. Pour conclure, nous allons maintenant rappeler les principales étapes de notre raisonnement et en souligner les idées essentielles.

En rappelant les bases de l'économie de l'environnement, nous avons pu mettre en évidence que la théorie économique est capable de rendre compte des phénomènes de pollution. La plupart des problèmes environnementaux peuvent être interprétés comme une mauvaise allocation des ressources résultant de l'absence de droits de propriété clairement définis sur les biens environnementaux. Dès lors, il est possible de proposer des solutions économiques aux problèmes environnementaux, consistant à créer des droits de propriété échangeables sur la qualité de l'environnement ou à mettre en place un système de taxes incitant les agents à faire des choix de production et de consommation optimaux. Répondre aux problèmes environnementaux par des solutions de marché a quelques inconvénients : elles peuvent nécessiter une grande quantité d'information, et surtout, l'idée que les mêmes forces de marché puissent protéger l'environnement après avoir causé sa dégradation en laisse certains dubitatifs. Malgré cela, les avantages de solutions

économiques sont tels, en termes de coûts et de liberté laissés aux agents économiques, que leur usage effectif tend à se généraliser dans les politiques publiques, y compris en Europe.

Trouver la meilleure allocation possible des ressources environnementales suppose que l'on prenne conscience du fait que l'environnement rend des services aux êtres humains. L'eau, en particulier, assure pour nous un grand nombre de fonctions utiles. Certains de ces services sont vitaux ou nécessaires aux activités économiques, tandis que d'autres sont purement récréatifs. D'autres encore ne nous bénéficient qu'indirectement, parce qu'ils sont nécessaires au bon fonctionnement écologique. Ces services ont une valeur élevée, même si elle n'a pas d'expression monétaire spontanée. Malgré leur importance, les masses d'eau ont subi de graves altérations en Europe, de la part de tous les secteurs économiques. Tous les services rendus par l'eau sont menacés, à des degrés divers, par les pollutions d'origine anthropique.

Face à ce constat, l'Union européenne a produit en 2000 une directive cadre sur l'eau, destinée à préciser les grands principes et les principales orientations de la gestion des eaux en Europe. Cette directive fixe un objectif très ambitieux, que l'ensemble des masses d'eau européennes atteignent une qualité écologique élevée, le bon état, d'ici à 2015. Cette directive n'est pas le premier texte destiné à protéger et à améliorer l'état de l'environnement. Mais l'étude de son processus d'élaboration révèle que les dispositions finales de la DCE sont un compromis subtil entre les intérêts divergents des associations écologistes et des industriels et agriculteurs. Cette prise en compte des arguments des deux parties, qui s'appuyaient notamment sur les avantages et coûts économiques des différentes options, nous permet de défendre l'idée que le bon état correspond, conceptuellement, à l'idée que l'Union européenne se fait du niveau économiquement optimal de protection de l'environnement.

Cette thèse est renforcée par l'importance que sont censés prendre les instruments économiques dans la mise en œuvre de la DCE. Les deux principaux sont la mise en place d'une tarification incitative inspirée du principe de recouvrement des coûts et l'élaboration de programmes de mesure d'après un critère d'efficacité-coût. Les documents destinés à guider les Etats-membres dans leur application des aspects économiques de la DCE tendent à confirmer que le but implicite de la DCE est bien de rechercher et d'atteindre le niveau économiquement optimal de qualité environnementale. Les instru-

ments économiques doivent participer de cette démarche en introduisant une rationalisation de la gestion des eaux, et notamment en obligeant les Etats-membres à s'interroger sur la valeur des services rendus par l'environnement.

Cette approche des politiques de l'eau n'est pas l'approche historique de la plupart des Etats-membres, même si ce constat est très variable selon les pays, certains ayant déjà commencé depuis longtemps à introduire dans leur arsenal de mesures quelques instruments d'inspiration (pseudo-)économique. La France semble s'être particulièrement investie dans le développement des outils économiques de la DCE, que ce soit à l'échelon communautaire ou dans les premières étapes de la mise en œuvre nationale. Toutefois, la portée de ces efforts pourrait bien être amoindrie par la force persistante de groupes de pression traditionnellement hostiles aux politiques de protection de l'environnement.

Ces groupes de pression sont la principale raison pour laquelle les réussites des politiques de l'eau nationales sont presque systématiquement en-deçà des ambitions communautaires. La DCE pourrait rompre cette tendance, car l'introduction des instruments économiques devrait permettre aux Etats-membres de prendre conscience des véritables coûts de la pollution, et de développer des stratégies de dépollution plus efficaces. La menace d'une amende reste néanmoins essentielle en ce qu'elle permet d'éviter que les évaluations étatiques de la valeur de l'environnement soient biaisées.

Ainsi, en accordant une grande importance à l'approche économique de la gestion des eaux, la directive cadre sur l'eau apparaît comme un tournant des politiques communautaires de l'environnement. Ce texte a été, depuis 2000, l'objet d'un intérêt constant de la part des économistes de l'environnement. Celui-ci devrait se perpétuer au cours des prochaines années, dans la mesure où chaque étape de la mise en œuvre de la directive requiert de donner une dimension pratique aux outils théoriques développés depuis quelques décennies.

Références bibliographiques

- AGENCE CENTRALE DE L'EAU DE GRÈCE : Report on the pressures and qualitative characteristics of water bodies in the water districts of Greece and a methodological approach for further analysis, juin 5 2006. URL http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/implementation_documents_1/wfd_reports/member_states/greece/article_5/article_130606pdf/_EN_1.0_&a=d.
- AGENCE DE L'EAU ADOUR GARONNE : Etat des lieux du bassin, mars 2005. URL http://www.extranet.eau-adour-garonne.fr/download.asp?download=stockfile//commun/internet/documents/doc_dce_sdage/etatdesressources/documentcomplet.pdf. 10
- AGENCE DE L'EAU ARTOIS PICARDIE : Etat des lieux du bassin, mars 2005. URL http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/EDL_V4REDUIT.pdf.
- 15 AGENCE DE L'EAU LOIRE BRETAGNE : Etat des lieux du bassin, décembre 2004. URL http://www.eau-loire-bretagne.fr/d/fr_d3.htm.
- AGENCE DE L'EAU RHIN MEUSE : Etat des lieux du bassin, février 2005. URL <http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/fr/etat/index.php>.
- AGENCE DE L'EAU RHÔNE MÉDITERRANÉE CORSE : Etat des lieux du 20 bassin, mars 2005. URL <http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/gestion/dce/etat-des-lieux.php>.
- AGENCE DE L'EAU SEINE NORMANDIE : Etat des lieux du bassin, décembre 2004. URL <http://www.eau-seine-normandie.fr/index.php?id=2258>.
- 25 AGENCE EUROPÉENNE POUR L'ENVIRONNEMENT : Europe's environment : the Dobris assessment, 1995.

- AGENCE EUROPÉENNE POUR L'ENVIRONNEMENT : L'environnement en Europe : état et perspectives, novembre 2005a.
- AGENCE EUROPÉENNE POUR L'ENVIRONNEMENT : Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment, 2005b.
- 5 Jean-Pierre AMIGUES, François BONNIEUX, Philippe LE GOFFE et Patrick POINT : *Valorisation des usages de l'eau*. INRA et Economica, 1995.
- Kenneth J. ARROW et Gérard DEBREU : Existence of a competitive equilibrium for a competitive economy. *Econometrica*, 22:265–290, 1954.
- ASSEMBLÉE GÉNÉRALE DES NATIONS UNIES : Déclaration du millénaire,
10 Résolution A/RES/55/2, septembre 2000.
- Robert U. AYRES et Allen V. KNEESE : Production, consumption, and externalities. *American Economic Review*, 59:282–297, juin 1969.
- Alain BARILLEAU : Refonte de la politique communautaire de l'eau : rapport sur la proposition de directive instituant un cadre pour l'action communautaire dans le domaine de l'eau. Chambre de commerce et d'industrie
15 de Paris, 1998.
- Bernard BARRAQUÉ : Une eau qui déborde les modèles économiques ? Faisons flotter quelques malentendus. *La houille blanche*, 2003(3):131–139, 2003.
- 20 Francis M. BATOR : The anatomy of market failure. *The Quarterly Journal of Economics*, 72(3):351–379, août 1958.
- William J. BAUMOL : On taxation and the control of externalities. *The American Economic Review*, 62(3):307–322, juin 1972.
- Gary S. BECKER : Crime and punishment : an economic approach. *The*
25 *Journal of Political Economy*, 76(2):169–217, 1968.
- François BONNIEUX : Application des principes de l'économie de l'environnement à la gestion des hydrosystèmes. *La houille blanche*, 2003(1):55–59, 2003.
- François BONNIEUX et Brigitte DESAIGUES : *Economie et politiques de l'en-*
30 *vironnement*. Précis. Dalloz, 1998.

- Roy BROUWER : Practical working definition of environmental and resource costs and benefits. Aquamoney report, novembre 2006. URL http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/download/d12_working_definition_ercb.pdf.
- 5 James M. BUCHANAN et William C. STUBBLEBINE : Externality. *Economica*, 29(116):371–384, novembre 1962.
- BUREAU EUROPÉEN DE L'ENVIRONNEMENT : Disproportionate cost analysis. Document support pour le séminaire « WFD economics capacity building », Bruxelles, 26 et 27 janvier 2006, 2006. URL <http://www.eeb.org/activities/water/documents/DisproportionateCostsAnalysis.pdf>.
- 10 Patrick CHEGRANI : Evaluer les bénéfices environnementaux sur les masses d'eau. Note de synthèse rédigée pour le ministère de l'écologie et du développement durable, décembre 2005.
- Ronald H. COASE : The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3:1–44, octobre 1960.
- 15 Ronald H. COASE : *The firm, the market, and the law*. University of Chicago Press, 1988.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Proposition de directive du Conseil relative à la qualité écologique des eaux, COM/93/680 Final,
- 20 1993.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Communication au Conseil et au Parlement européen concernant la politique communautaire dans le domaine de l'eau, COM/96/59 Final, 1996.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Proposition de directive du Conseil instituant un cadre pour l'action communautaire dans le
- 25 domaine de l'eau, COM/97/49 Final, 1997.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen et au Comité économique et social - Tarification et gestion durable des ressources en eau,
- 30 COM/2000/0477 Final, 2000a.

- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Les politiques de tarification de l'eau en théorie et en pratique, SEC/2000/1238, Annexe à la Communication COM/2000/477 Final, 2000b.
- 5 COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Livre blanc sur la gouvernance européenne, COM/2001/428 Final, 2001.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Rapport de la Commission sur la mise en œuvre de la directive 91/271/CEE relative au traitement des eaux résiduaires urbaines, COM/2004/248 Final, avril 2004.
- 10 COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Septième rapport annuel sur l'application du droit communautaire de l'environnement, SEC/2006/1143, 2006.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : SEC/2007/362, Document technique d'accompagnement de la communication COM/2007/128 Final, mars 2007a.
- 15 COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Vers une gestion durable de l'eau dans l'Union européenne. Première étape de la mise en œuvre de la DCE, COM/2007/128 Final, mars 2007b.
- COMMISSION MONDIALE SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DÉVELOPPEMENT : Notre avenir à tous, 1987. URL http://www.wikilivres.info/wiki/index.php/Rapport_Brundtland_-_2.
- 20 COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE : Strategic document. Document adopté par la réunion des directeurs de l'eau, mai 2001.
- COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE : Economics and the environment - The implementation challenge of the WFD. Document adopté par le groupe de travail 2.6 WATECO, 2003.
- 25 COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE : Assessment of environmental and resource costs in the Water Framework Directive. Document adopté par le Drafting Group ECO2, 30 juin 2004.

- COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE : Environmental objectives under the water framework directive. Document adopté par la réunion des directeurs de l'eau, 2005.
- CONFÉRENCE DES NATIONS UNIES SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DÉVELOPPEMENT : Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement. Sommet « Planète Terre », Rio de Janeiro, 1992.
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Déclaration du Conseil, du 22 novembre 1973, concernant un programme d'action des Communautés en matière d'environnement, 1973.
- 10 CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Directive du Conseil, du 16 juin 1975, concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les États membres, 75/440/CEE, 1975.
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Directive du Conseil, du 15 4 mai 1976, concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté, 76/464/CEE, 1976a.
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Directive du Conseil, du 8 12 décembre 1975, concernant la qualité des eaux de baignade, 76/160/CEE, 20 1976b.
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Décision du Conseil, du 12 décembre 1977, instituant une procédure commune d'échange d'informations relative à la qualité des eaux douces superficielles dans la Communauté, 77/795/CEE, 1977.
- 25 CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Directive du Conseil, du 18 juillet 1978, concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons, 78/659/CEE, 1978.
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Directive du Conseil, du 30 30 octobre 1979, relative à la qualité requise des eaux conchylicoles, 30 79/923/CEE, 1979.

- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Directive du Conseil, du 15 juillet 1980, relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, 80/778/CEE, 1980a.
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Directive du Conseil, du 17
5 décembre 1979, concernant la protection des eaux souterraines contre la pollution causée par certaines substances dangereuses, 80/68/CEE, 1980b.
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Directive du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, 91/676/CEE, 1991a.
- 10 CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Directive du Conseil, du 21 mai 1991, relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, 91/271/CEE, 1991b.
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Résolution du Conseil, du 1 février 1993, concernant un programme communautaire de politique et
15 d'action en matière d'environnement et de développement durable, Journal officiel des Communautés européennes 93/C138/01, 1993.
- COUR DE JUSTICE DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES : Arrêt du 12 juillet 2005, Commission contre France, aff. C-304/02, 2005.
- Bertrand CRETTEZ et Régis DELOCHE : On the Unification of Legal Rules
20 in the European Union. *European Journal of Law and Economics*, 21 (3):203–214, mai 2006.
- Maureen L. CROPPER et Wallace E. OATES : Environmental Economics : a Survey. *Journal of Economic Literature*, 30(2):675–740, juin 1992.
- Herman E. DALY : The economic growth debate : what some economists
25 have learned but many have not. *Journal of Environmental Economics and Management*, 14(4):323–336, décembre 1987.
- Otto A. DAVIS et Andrew WHINSTON : Externalities, welfare, and the theory of games. *The Journal of Political Economy*, 70(3):241–262, juin 1962.
- Thierry DAVY : Disproportionate costs in practice. Présentation
30 dans le cadre de la stratégie commune d'implémentation, 2003.
URL <http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=>

/framework_directive/thematic_documents/economic_issues/
documentssrelatingstospr/wpecob05finalppt/_EN_1.0_&a=d.

Leo DE NOCKER, Steven BROEKX, Inge LIEKENS, Benjamin GÖRLACH,
Jochem JANTZEN et Paul CAMPLING : Cost benefit analysis on the
5 implementation of the water framework directive including a specific focus
on agriculture : Final report. Rapport pour la DG Environnement de la
Commission européenne, version provisoire, 2007. URL [http://circa.
europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/
thematic_documents/economic_issues/cost-benefit_analysis/
10 workshop_april_2007/cba-wfd_report_version/_EN_1.0_&a=d](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/thematic_documents/economic_issues/cost-benefit_analysis/workshop_april_2007/cba-wfd_report_version/_EN_1.0_&a=d).

Gérard DEBREU : *The theory of value*. Yale University Press, 1957.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, FOOD AND RURAL AFFAIRS : Assessing
current levels of cost recovery and incentive pricing. Rapport de syn-
thèse pour le Royaume-Uni, août 2004. URL [http://www.defra.gov.uk/
15 environment/water/wfd/economics/pdf/cripreport.pdf](http://www.defra.gov.uk/environment/water/wfd/economics/pdf/cripreport.pdf).

DG ENVIRONNEMENT DE LA COMMISSION EUROPÉENNE : Annual mana-
gement plan, 2007a. URL [http://ec.europa.eu/dgs/environment/pdf/
management_plan_2007.pdf](http://ec.europa.eu/dgs/environment/pdf/management_plan_2007.pdf).

DG ENVIRONNEMENT DE LA COMMISSION EUROPÉENNE : Introduction to
20 the new EU Water Framework Directive, 2007b. URL [http://ec.europa.
eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm).

Gaëlle DUPONT : La parole aux victimes au procès de l'Erika. *Le Monde*,
63(19360), 26 avril 2007. URL [http://www.lemonde.fr/web/article/0,
1-002-3244,36-901386@51-901387,0.html](http://www.lemonde.fr/web/article/0,1-002-3244,36-901386@51-901387,0.html).

25 Isaac EHRLICH : Crime, punishment, and the market for offenses. *Journal
of Economic Perspectives*, 10(1):43–67, 1996.

Jean-Claude FLORY : Les redevances des agences de l'eau. Enjeux, objectifs
et propositions d'évolution dans la perspective de la réforme de la politique
de l'eau. Rapport au Premier Ministre et à la Ministre de l'écologie,
30 octobre 2003.

- FORUM MONDIAL SUR L'EAU : Déclaration ministérielle de la Haye sur la sécurité de l'eau au 21ème siècle. Deuxième forum mondial sur l'eau, La Haye, 2000.
- Aurélien GENTY : Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement : un état de l'art. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 77:5–34, 2005.
- Nicholas GEORGESCU-ROEGEN : *The entropy law and the economic process*. Harvard University Press, 1971.
- David GRIMEAUD : The EC water framework directive. An instrument for integrating water policy. *Review of European Community and International Environmental Law*, 13(1):27–39, 2004.
- Nick HANLEY, Jason F. SHOGREN et Ben WHITE : *Environmental economics in theory and in practice*. Palgrave Macmillan, deuxième édition, 2007.
- Cécile HERIVAUX, Jean-Daniel RINAUDO, Sophie NICOLAI et Jean-Luc SALLERON : Evaluer le coût de la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau : éléments de méthode et application au bassin hydrographique Rhin-Meuse. *La houille blanche*, 2006(4):81–87, 2006.
- John HICKS : The four consumer surpluses. *Review of economic studies*, 11:31–41, 1943.
- Gail M. HOYT, Patricia L. RYAN et Jr. HOUSTON, Robert G. : The paper river : A demonstration of externalities and Coase's theorem. *Journal of Economic Education*, 30(2):141–147, 1999.
- Andrew JORDAN : The politics of a multi-level environmental governance system : European union environmental policy at 25. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, Working paper PA 98-01, 1998.
- Maria KAIKA : The water framework directive : a new directive for a changing social, political and economic European framework. *European planning studies*, 11(1):303–320, 2003.
- Maria KAIKA et Ben PAGE : The EU water framework directive : part 1. European policy-making and the changing topography of lobbying. *European Environment*, 13(6):314–327, 2003.

- Klaus LANZ et Stefan SCHEUER : Manuel du BEE concernant la politique de l'UE dans le domaine de l'eau en liaison avec la directive cadre sur l'eau. Bureau européen de l'environnement, 2001.
- 5 Juliet LODGE : Transparency and democratic legitimacy. *Journal of common market studies*, 32(3):343–368, 1994.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE : Circulaire DCE 2005/10 relative à la mise à jour du schéma directeur d'aménagement des eaux et à l'élaboration du programme de mesures, avril 2005a.
- 10 MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE : Circulaire DCE 2005/12 relative à la définition du bon état des eaux de surface, juillet 2005b.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE : Circulaire DCE 2006/17 relative à l'élaboration, au contenu et à la portée des programmes de mesures, octobre 2006a.
- 15 MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE : Circulaire DCE 2006/18 relative à la définition du bon état des eaux souterraines, décembre 2006b.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE : Circulaire DCE 2007/18 relative à la définition et au calcul des coûts pour l'environnement et la ressource pour l'élaboration des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux, janvier 2007a.
- 20 MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE : Circulaire DCE 2007/21 relative à l'élaboration, au contenu et à la portée du programme de mesures, avril 2007b.
- 25 Gérard MIQUEL : Rapport sur la qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 215, mars 2003.
- Philippe NAMOUR : *Auto-épuration des rejets organiques domestiques : nature et effet de la matière organique résiduaire en rivière*. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard - Lyon 1, septembre 1999.
- 30 Wallace E. OATES, éditeur. *The economics of the environment*. Elgar, 1992.

- ORGANISATION POUR LA COOPÉRATION ET LE DÉVELOPPEMENT EN EUROPE : Recommandation du Conseil sur la mise en œuvre du principe pollueur-payeur. C(74)223, novembre 1974.
- Ben PAGE et Maria KAIKA : The EU water framework directive : part 2.
 5 policy innovation and the shifting choreography of governance. *European Environment*, 13(6):328–343, 2003.
- PARLEMENT EUROPÉEN : Proposition et propositions modifiées de directive du Conseil instituant un cadre pour l'action communautaire dans le domaine de l'eau, Journal officiel des Communautés européennes
 10 99/C150/388, 1999.
- PARLEMENT EUROPÉEN ET CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE : Directive établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 2000/60/CE, 2000.
- PARLEMENT FRANÇAIS : Loi n°64-1245, du 16 décembre 1964, relative au
 15 régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution, décembre 1964.
- Arthur C. PIGOU : *The economics of welfare*. MacMillan, 4eme éd. édition, 1962.
- Patrick POINT, éditeur. *La valeur économique des hydrosystèmes : méthodes*
 20 *et modèles d'évaluation des services délivrés*. Economica, 1999.
- Eva ROTH : Water pricing in the EU : a review. Bureau européen de l'environnement, 2001.
- Pethig RÜDIGER : *Valuing the environment : methodological and measurement issues*. Kluwer Academic Publishers, 1994.
- 25 Alberta SBRAGIA : Environmental policy. In Helen WALLACE et William WALLACE, éditeurs : *Policy-making in the European Union*, pages 293–372. Oxford University Press, quatrième édition, 2000.
- Henry SIDGWICK : *Principles of political economy*. MacMillan, deuxième édition, 1887.
- 30 Adam SMITH : *An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations*. Methuen and Co., cinquième édition, 1904.

Pierre STROSSER et Josselin ROUILLARD : Survey of the economic elements of the article 5 report of the EU water framework directive. Rapport pour le Bureau européen de l'environnement et le World wild fund for nature, mai 2006.

- 5 Ralph TURVEY : On divergences between social cost and private cost. *Economica*, 30(119):309–313, août 1963.

Arild VATN et Daniel W. BROMLEY : Externalities - a market model failure. *Environmental and Resource Economics*, 9(2):135–151, mars 1997.

- Jacob VINER : Cost curves and supply curves. *Zeitschrift für Nationalökonomie*, 111:23–46, 1931.
- 10

Stanislas WELICZ : On external diseconomies and the government-assisted invisible hand. *Economica*, 31:345–362, 1964.