

Enseignements de la théorie économique pour répondre à l'enjeu de la dérogation dans la directive cadre sur l'eau

François Destandau et Anne Rozan

Avec la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE), dont le but est de prévenir et de réduire la pollution des eaux en Europe, l'analyse économique est devenue un outil majeur d'aide à la gestion des ressources en eau. Elle est en effet utilisée pour identifier les mesures permettant d'atteindre au moindre coût le bon état écologique des masses d'eau d'ici 2015 ou pour justifier les éventuelles dérogations lorsque les mesures proposées semblent trop coûteuses. Après un rappel des différentes étapes du cycle de l'analyse économique dans la DCE, les auteurs font le point sur les enseignements théoriques et empiriques apportés par la littérature économique pour guider le choix des méthodes d'évaluation, en soulignant ici l'enjeu primordial de la procédure de dérogation pour la réussite de la politique européenne de l'eau.

La directive cadre sur l'eau (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2000) marque un tournant important dans la politique environnementale européenne en présentant un cadre juridique unifié et cohérent, dans le principal but de prévenir et réduire la pollution des eaux en Europe, jugée excessive. Elle mobilise explicitement les enseignements de la théorie économique pour corriger la politique des États membres qui semblent avoir échoué à amener la qualité des eaux vers un niveau conciliant harmonieusement intérêts économiques et intérêts écologiques.

Plus concrètement, afin de trouver le bon arbitrage entre intérêts économiques et écologiques, la DCE fixe, *a priori*, une norme ambiante contraignante : le « bon état », qui pourra faire l'objet d'une dérogation si les États membres démontrent, à l'aide d'une analyse coûts-bénéfices, que les coûts de dépollution sont excessifs par rapport aux bénéfices environnementaux. Les coûts de dépollution sont calculés à partir d'un programme de mesures choisies soigneusement selon leur coût-efficacité.

S'il est avéré que l'objectif de « bon état » est relativement contraignant, des dérogations obtenues trop facilement pourraient annihiler ses effets. Ainsi, la Commission européenne devra porter une attention particulière aux méthodes et modes de calcul mobilisés par les États membres pour chiffrer les coûts et les bénéfices. À l'aube du démarrage de la procédure de dérogation,

le flou persiste sur les critères de recevabilité des demandes qui seront transmises. Dans cette optique, cet article expose et rappelle quelques enseignements théoriques et empiriques de nature à guider l'action de la Commission.

Dans un premier temps, nous décrivons les différentes étapes du « cycle » DCE censé mener à une qualité des milieux aquatiques « idéale », en soulignant l'enjeu primordial de la procédure de dérogation. Puis, pour mener à bien cette étape, nous formulons les principaux enseignements utiles pour le calcul des coûts des mesures permettant d'atteindre le « bon état ». Enfin, nous analysons les bénéfices environnementaux découlant de l'amélioration qualitative des milieux naturels.

Le cycle DCE pour atteindre une pollution s'inspirant de l'« optimum » théorique

Tout en proposant un cadre réglementaire unifié de la politique de l'eau en Europe, la directive cadre sur l'eau a pour ambition de mettre en place une internalisation de la pollution de l'eau au sens économique du terme, à savoir en faisant supporter le coût de la pollution aux émetteurs.

Fixation *a priori* du « bon état »

Dans le cadre de la DCE, la détermination de l'objectif qualitatif du milieu fut le fruit d'un processus de négociation entre représentants des

Les contacts

Cemagref-ENGEEES,
UMR GSP,
Gestion des services
publics,
1 quai Koch,
BP 61039,
67070 Strasbourg
Cedex

associations de protection de l'environnement, des principaux émetteurs de pollution, et des entreprises de l'eau. Il en a résulté la fixation d'un objectif *a priori* de « bon état ». Le « bon état » correspond à la seconde classe de qualité sur cinq classes prédéfinies : le « très bon état », le « bon état », l'« état moyen », l'« état médiocre », et le « mauvais état ». La classe de qualité dépend de considérations chimiques, biologiques (pour les eaux de surface) et quantitatives (pour les eaux souterraines). Plus précisément, le niveau de qualité reflète le degré de perturbation des milieux par les activités humaines, le « très bon état » définissant une eau ne subissant aucune perturbation anthropique. Selon Kaika et Page (2003), ce processus de négociation a abouti à un objectif de « bon état » relativement contraignant. Les auteurs justifient ce résultat par le fait que le processus de négociation ait été piloté par la DG Environnement¹ et que le Traité d'Amsterdam de 1999 ait conféré au Parlement un droit de veto. Or, la DG Environnement de la Commission et le Parlement européen sont proches des thèses environnementalistes contrairement au Conseil

de l'Union européenne, plus sensible aux intérêts industriels et agricoles.

C'est la raison pour laquelle la DCE prévoit un processus de correction de cet objectif pour parvenir à un meilleur arbitrage entre les intérêts économiques et écologiques.

Processus de correction de l'objectif

Les différentes étapes de la DCE devant mener la qualité des cours d'eau à un niveau « idéal » font l'objet d'un calendrier précis que chaque État membre doit respecter.

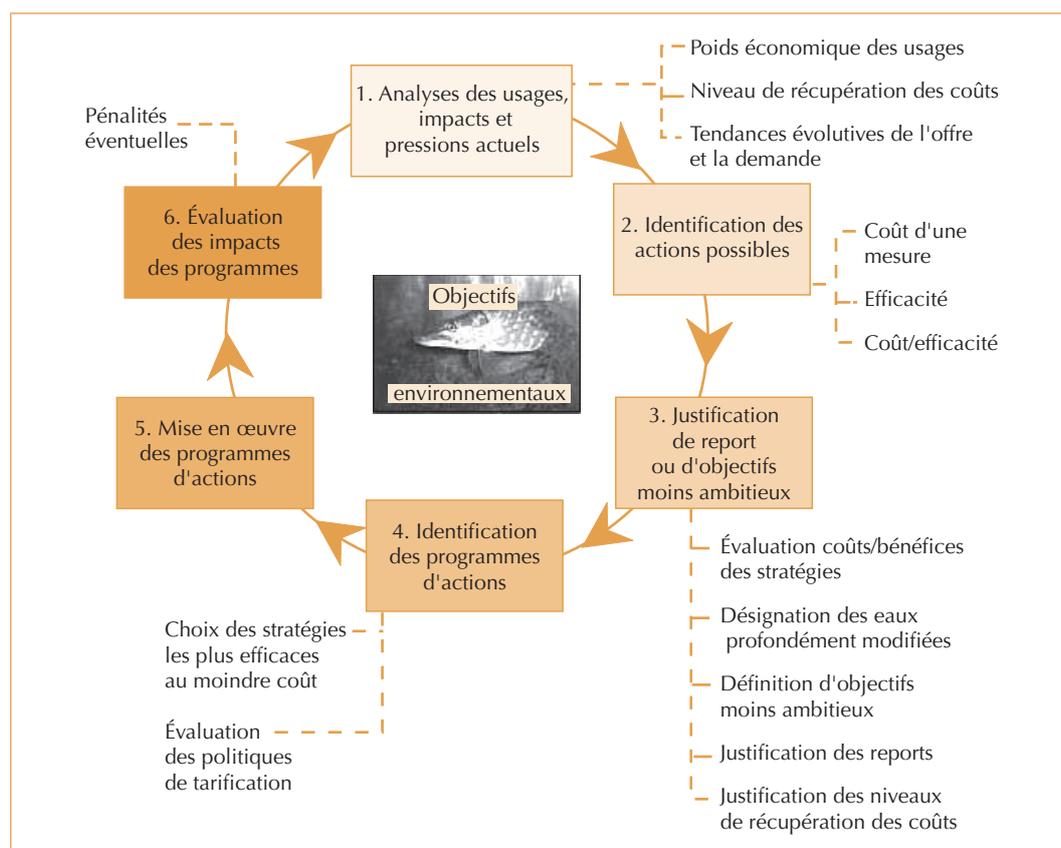
La première étape nommée « État des lieux » ou « Caractérisation du district hydrographique » avait pour échéance 2004 (étape 1 sur la figure 1). Elle a pour objet de lister les masses d'eau risquant de ne pas atteindre le « bon état », et d'identifier les principales sources de pollution ainsi que leur importance relative dans le tissu économique du bassin versant.

La seconde étape, le « Plan de gestion », définit la stratégie appropriée pour atteindre le bon état.

1. Direction générale « Environnement ».

► Figure 1 – Le cycle de l'analyse économique dans la DCE (source : AESN², 2003).

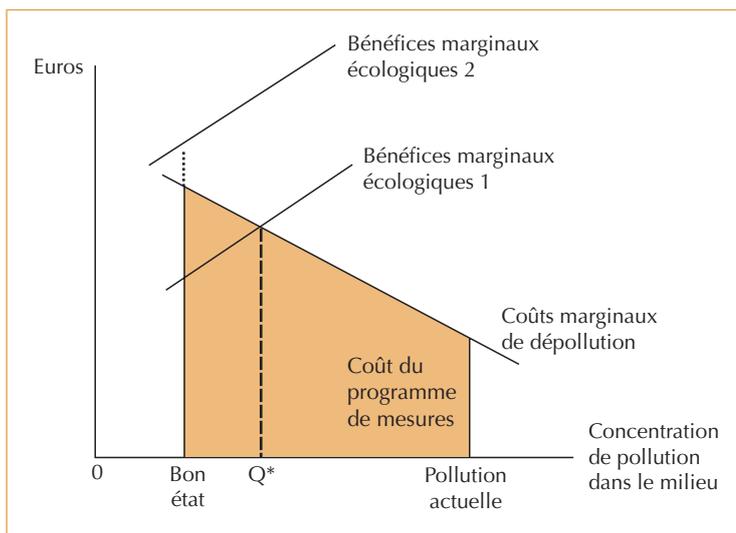
2. Agence de l'eau Seine-Normandie.



Ce plan se basera sur les informations fournies par l'état des lieux pour estimer le potentiel coût-efficacité des mesures afin d'en déduire la meilleure combinaison pour atteindre l'objectif. Ainsi, le « Programme de mesures » résultant de cette étape aura pour but d'agir sur les mesures dans l'ordre décroissant de leur coût-efficacité, par conséquent, en privilégiant, en premier lieu, les sources qui permettent de réduire au maximum la pollution ambiante pour un même coût de dépollution, ou d'obtenir un même niveau de pollution du milieu au coût minimum.

Pour éviter une dérive environmentaliste, la directive offre aux États membres la possibilité de retarder l'atteinte du « bon état », voire de fixer un objectif environnemental moins exigeant, lorsque les coûts de l'atteinte du « bon état » sont trop élevés par rapport aux bénéfices attendus. Sur la figure 2, la dérogation se justifie dans le cas d'un bénéfice marginal écologique 1, puisqu'on note que les dernières unités de pollution retirées du milieu coûtent plus qu'elles ne rapportent. En effet, dans ce cas, le bon état est plus contraignant que Q^* , niveau « optimal » défini en théorie par l'intersection des coûts marginaux de dépollution et des bénéfices écologiques marginaux. Par contre, dans le cas de bénéfices plus élevés (bénéfices marginaux écologiques 2), l'État ne pourra se soustraire à l'obligation de respecter le « bon état ».

Plus précisément, le report de délai peut être invoqué pour trois raisons, à savoir (1) des raisons techniques : les technologies nécessaires ne sont pas encore disponibles, (2) des raisons naturelles : les mesures mises en place mettent du temps à porter leurs fruits, ou bien (3) lorsque les coûts sont disproportionnés dans ce délai. Les dérogations devront être motivées par une analyse coûts-bénéfices, afin de démontrer qu'effectivement le « bon état » se situe dans la zone où les coûts de dépollution excèdent les bénéfices environnementaux. L'analyse chiffrée qui met en évidence le caractère excessif des coûts d'atteinte du « bon état » est présentée à la Commission puis débattue, afin de valider ou non le bien-fondé de la dérogation, et, le cas échéant, de définir l'étendue de la dérogation. Si aucun accord n'est trouvé, il reviendra à la Cour de Justice de trancher en dernier ressort. Nous comprenons aisément que les méthodologies d'estimation des coûts et des bénéfices devront être à terme harmonisées au niveau communautaire. À ce titre, le rôle de la Commission et de la Cour de Justice sera essentiel.



Pour 2009, échéance de l'élaboration du plan de gestion, les programmes de mesures devront être finalisés et les demandes de dérogation déposées et débattues (étape 2, 3, 4 sur la figure 1). Les programmes de mesures devront être mis en place en 2012 et les résultats observables en 2015. À l'heure actuelle, les programmes de mesures sont en cours d'élaboration et les demandes de dérogation seront déposées dans les prochains mois. Le cycle s'achèvera par une évaluation des impacts des programmes (étape 6 de la figure 1) qui donnera naissance à un nouveau cycle : états des lieux – plan de gestion – objectifs atteints, avec respectivement des échéances en 2013-2015-2021 puis en 2019-2021-2027.

▲ Figure 2 – Demande de dérogation.

À l'aube des premières discussions entre la Commission et les États membres pour définir les masses d'eau qui feront l'objet de dérogation, nul doute que cette étape sera cruciale dans le succès futur de la DCE. Des dérogations accordées de façon trop laxiste, en raison de coûts surestimés et/ou bénéfices environnementaux sous-estimés, généreront des niveaux de dépollution insuffisants.

La fonction de coût des programmes de mesures

Comment chiffrer le coût global d'un ensemble de mesures nécessaire à réduire la pollution d'un bassin hydrographique ? Cette question se scinde en deux problématiques. Le choix des mesures qui composeront le programme de mesures et le type de coûts qui seront intégrés pour chaque mesure.

3. Concernant le lien entre hydromorphologie et autoépuration, voir, par exemple, Namour (1999).

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

5. Projet « Valorisation des services de production d'eau propre rendus par la forêt », action conjointe INRA (Institut national de la recherche agronomique) et IDF (Institut pour le développement forestier) « Forêt et eau ».

6. De 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.

Comment composer le programme de mesures ?

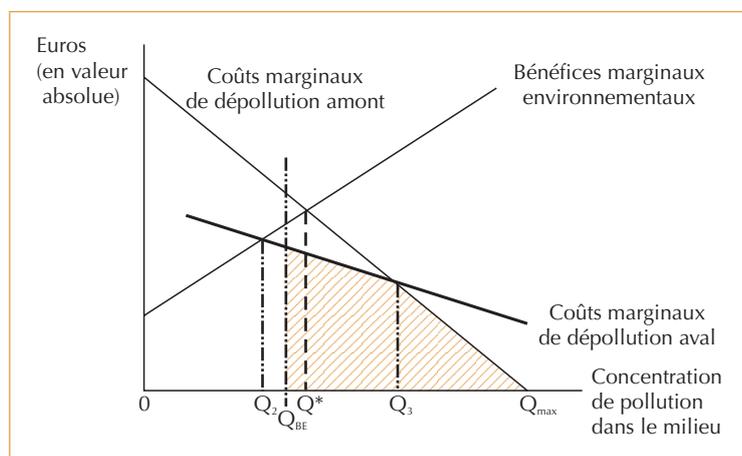
LA RÉPARTITION DE L'EFFORT DE DÉPOLLUTION ENTRE L'AMONT ET L'AVAL

Comme l'ont souligné Destandau, Lévêque et Rozan (2008), s'il était admis jusqu'ici que, pour réduire la pollution des milieux aquatiques, il fallait agir exclusivement à la source, sous l'impulsion de la DCE, de nombreux travaux se développent sur de nouvelles techniques d'amélioration de l'état des eaux *in situ*, 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). La DCE a rendu obligatoire l'intégration de mesures hydromorphologiques pour agir sur la dimension biologique du « bon état ». Ce fut ainsi l'occasion de s'interroger sur d'autres facultés de ces mesures, relativement peu utilisées jusqu'ici. En particulier, l'amélioration des capacités auto-épuratrices des masses d'eau pourrait se substituer en partie à une dépollution à la source³. 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 et leur bonne insertion paysagère.

Nous pouvons citer deux exemples de projets en cours sur la période 2006-2009, concomitants avec l'étape de « Plan de gestion » de la DCE où les États membres prospectent pour définir les mesures de dépollution adéquates pour atteindre les objectifs environnementaux. Le projet ArtWET⁴ constitue une approche intégrée de la capacité de traitement des phytosanitaires par des zones humides artificielles, allant de la compréhension des phénomènes physiques, chimiques et biologiques aux implications économiques et juridiques de telles techniques. Le projet « Forêt et eau »⁵, quant à lui, vise à estimer le rôle épurateur des forêts et à étudier des moyens de contractualisation de ce service naturel.

La dépollution à l'aval peut s'avérer en partie moins coûteuse. Deux raisons peuvent être avancées. Premièrement, ces techniques nécessitent peu d'infrastructures et une intervention humaine limitée comparativement aux traditionnelles stations d'épuration. Nous pouvons également souligner que certaines mesures hydromorphologiques ayant des objectifs de récréation d'habitats et de passage de faune, peuvent également améliorer l'état chimique des eaux. En second lieu, aux coûts directs de dépollution en capital et en travail, une dépollution à la source génère des coûts de « régulation » : coûts d'information, coûts d'acceptabilité, coûts de collecte des taxes environnementales, coûts de contrôle, coûts de sanction..., pour inciter les producteurs de pollution à modifier leurs comportements. Dans des secteurs à fort lobbying, ces coûts peuvent être extrêmement élevés⁶.

La figure 3 montre les deux alternatives pour réduire la pollution ambiante. Tout d'abord, la dépollution traditionnelle « amont », à savoir à la source par utilisation de nouvelles techniques de production moins polluantes ou par la mise en place de techniques de dépollution par les pollueurs. Puis la dépollution *in situ*, décrite auparavant, dont le coût est exprimé par la droite « coûts marginaux de dépollution aval ». Dans le cas illustré par la figure 3, nous voyons que la dépollution amont est moins chère pour retirer les premières unités de pollution du milieu naturel (de Q_{\max} à Q_3) ; par contre, au-delà, la dépollution aval est moins coûteuse. Ainsi, la solution la moins coûteuse consiste en une combinaison des deux alternatives, la nouvelle courbe de coût marginal de dépollution se composant d'un segment de la courbe de coût marginal de dépollution amont de Q_{\max} à Q_3 , puis, d'un segment de



▲ Figure 3 – Programme de mesure de référence (source : Destandau, Lévêque et Rozan, 2008).

la courbe de coût marginal de dépollution aval, lorsque celle-ci devient moins élevée, entre Q_3 et 0. Le coût de dépollution total minimum pour atteindre le « bon état » Q_{BE} est illustré par la surface hachurée.

Dans le cadre d'une demande de dérogation de la DCE, nous voyons que le programme de mesures qui sera choisi sera déterminant. En effet, pour des actions spécifiquement à la source, l'État pourra bénéficier d'une dérogation en montrant que, pour une eau en « bon état » Q_{BE} , les coûts de dépollution excèdent les bénéfices environnementaux. Une nouvelle norme ambiante sera calculée en Q^* . Cependant, en tenant compte de la possibilité de dépolluer à l'aval, la dérogation ne pourra plus être accordée, la nouvelle qualité d'équilibre Q_2 étant même plus contraignante que le « bon état ».

À l'heure actuelle, ce type de programme de mesures associant dépollution amont et aval est difficile à chiffrer, l'effet réel sur le milieu des techniques aval étant encore peu connu. Toutefois, au regard de la multitude d'études actuelles visant à connaître ces effets, on réalise que d'ici peu, la question du programme de mesures qui doit servir de référence dans la procédure de dérogation va se poser.

LA RÉPARTITION DE L'EFFORT DE DÉPOLLUTION ENTRE LES POLLUEURS EN AMONT

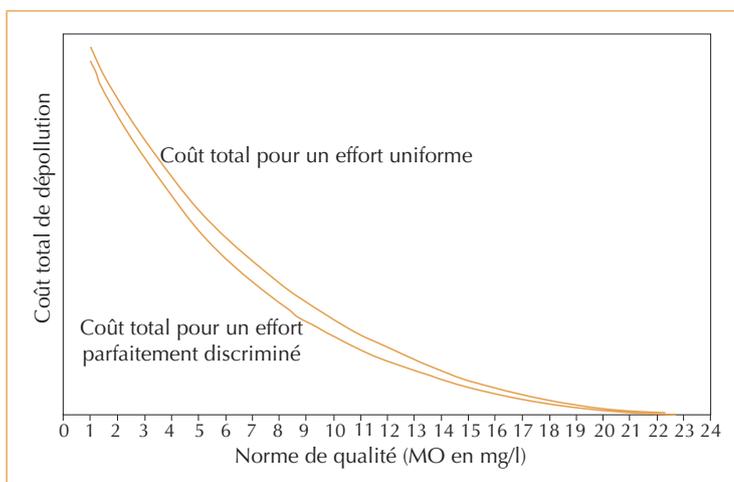
Dans le cas d'un polluant multi-source, différentes répartitions de l'effort de dépollution peuvent être envisagées entre les pollueurs. Destandau et Nafi (2008) considèrent que l'effort de dépollution est uniforme si les coûts marginaux de dépollution sont les mêmes pour chaque pollueur ; dans le cas contraire, l'effort de dépollution est dit discriminé.

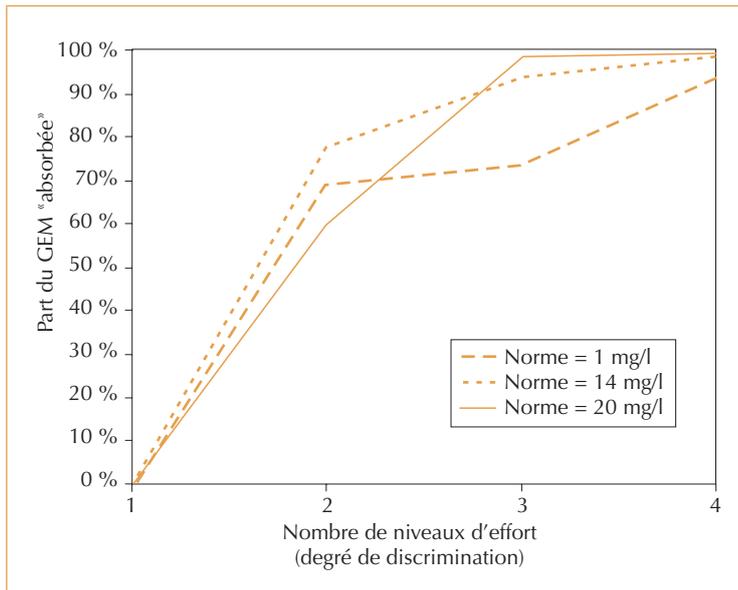
Dans la recherche de la solution la plus efficace, le programme de mesures de référence doit être basé sur une répartition de l'effort qui minimise la somme des coûts de dépollution. Tietenberg (1974) montre que, lorsque l'impact sur le milieu diffère d'un pollueur à l'autre, la répartition de l'effort la plus économique pour atteindre une norme ambiante est celle qui mène à l'égalisation des coûts marginaux de réduction de la pollution ambiante, et non à l'égalisation des coûts marginaux de réduction des effluents (coûts marginaux de dépollution). Différents auteurs, dont Baumol et Oates (1988), ont souligné que de telles politiques « discriminées » pouvaient, non seulement

requérir une quantité d'informations importante, mais également générer des coûts administratifs supplémentaires ainsi que des coûts d'acceptabilité conséquents. Nous nommerons cet ensemble de contraintes les coûts de discrimination. Baumol et Oates proposent ainsi, comme solution de moindre mal, d'uniformiser l'effort de dépollution pour éviter d'être confronté à ces coûts de discrimination. Face à ces deux solutions extrêmes, Destandau et Point (2000) proposent de recourir à une discrimination partielle de l'effort de dépollution. Dans le cas d'une redevance pollution, cela consiste à définir un nombre limité de zones de tarification différentes. Le nombre de zones idéal découlera d'un arbitrage entre gains en efficacité de premier rang (réduction des coûts de dépollution totaux) et coûts de discrimination.

La détermination des coûts de discrimination étant difficile à évaluer, Destandau et Nafi (2008) se sont interrogés sur les facteurs qui influent sur les gains en efficacité de premier rang. Deux résultats découlent de leur étude théorique et empirique. Le premier est que l'intérêt de discriminer l'effort de dépollution dépend de la contrainte de la norme. Plus précisément, la discrimination sera plus intéressante dans le cas d'une norme moyennement contraignante, les gains en efficacité de la discrimination étant décroissant pour une norme extrêmement contraignante et les coûts totaux de dépollution devenant négligeables pour une norme très peu contraignante (figure 4). De plus, l'intérêt de la discrimination est revalorisé lorsque les pollueurs les plus aptes à réduire leurs effluents à moindre coût sont ceux pour lesquels les rejets ont l'impact marginal le plus faible sur le milieu.

▼ Figure 4 – Coût total de dépollution pour atteindre une norme (source : Destandau et Nafi, 2008).





▲ Figure 5 – Part des gains en efficacité (GEM) maximum « absorbée » selon la norme et le degré de discrimination (source : Destandau et Nafi, 2008).

La seconde conclusion de l'étude concerne le degré de discrimination ou nombre de niveaux d'effort (nombre de zones de tarification dans le cas de la redevance pollution). Il apparaît qu'un degré de discrimination très faible permet d'absorber la quasi-intégralité des gains en efficacité que l'on obtiendrait avec une discrimination parfaite de l'effort de dépollution (figure 5). Ainsi, nous pouvons parvenir à un regroupement des pollueurs qui limite les coûts de dépollution totaux, tout en modérant les coûts de discrimination.

La Commission devra donc porter un regard attentif sur la répartition de l'effort de dépollution entre les pollueurs privés en amont, selon les paramètres influents identifiés dans cette étude, à savoir l'intensité de la contrainte de la norme et le profil des pollueurs.

Quels coûts pour chaque mesure ?

La difficulté d'intégrer les coûts indirects

Parallèlement à la question des mesures qui composeront le programme de mesures, le calcul du coût de chaque mesure mérite également une attention particulière. En effet, dans l'optique d'une uniformisation au niveau européen, se pose la question des coûts indirects abordés dans la littérature. Doivent-ils être ajoutés aux coûts directs d'investissement et d'exploitation ?

COÛTS INDIRECTS POUR LES POLLUEURS PRIVÉS

Le coût d'une mesure de dépollution, pour une entreprise privée, ne se limite pas aux seuls coûts directs mais génère une adaptation technologique, une modification des prix, de la productivité, etc., dont on doit tenir compte dans le cadre d'une évaluation globale. Boiral (2004) a effectué une revue de la littérature de cette problématique, en étudiant notamment les travaux empiriques qui ont cherché à quantifier les répercussions d'un renforcement des contraintes environnementales sur des entreprises privées. Les résultats apparaissent très contradictoires, donc peu exploitables. En effet, certaines études, telle celle de Palmer *et al.* (1995), trouvent que l'entreprise subit un contrecoup en terme de perte de compétitivité, tandis que d'autres auteurs, comme Porter et Van der Linde (1995), expliquent au contraire que les entreprises bénéficient, à terme, des adaptations technologiques qu'elles ont dû entreprendre pour répondre aux nouvelles contraintes réglementaires.

LES COÛTS PUBLICS

Comme nous l'avons vu auparavant, les autorités publiques prennent en charge directement certains types de mesures, les mesures aval, dont l'objet est d'agir sur les indicateurs biologiques de la DCE, mais qui peuvent également avoir un impact sur le niveau de pollution des eaux.

Toutefois, dans le cas des mesures amont, lorsqu'il s'agira de réduire les effluents d'un pollueur privé, la mise en place d'une réglementation ou d'instruments incitatifs nécessitera également des dépenses pour les autorités publiques : coûts d'information, de contrôle... Doit-on intégrer ces coûts dans le coût de la mesure ? La question mérite d'être posée, même si en pratique, cela risque d'être difficile. En effet, au regard des études empiriques visant à estimer les coûts administratifs consécutifs à des politiques environnementales, réunies par Destandau *et al.* (2008) et résumées dans le tableau 1, nous notons des résultats très divers. Cependant, il apparaît que la Commission européenne s'intéresse particulièrement à ces questions actuellement, notamment à travers un programme sur l'estimation des coûts administratifs de la législation européenne pour les entreprises, dont l'objectif est une réduction de ces charges de 25 % d'ici 2012.

À l'instar des coûts indirects privés, les dépenses publiques, par la mise en place directe d'une mesure *in situ* ou d'une incitation à dépolluer en amont, font l'objet de répercussions indirectes

| Auteurs | Politiques considérées | Estimation des coûts |
|-----------------------------|-----------------------------------|--|
| MC Cann et Easter (1999) | Réduction de pollution diffuse | 0,94 à 9,37 millions de dollars |
| MC Cann et Easter (2000) | Programmes de conservation | 38 % des coûts de conservation |
| Falconner et Whitby (1999) | Politiques agri-environnementales | 6 à 87 % des paiements compensatoires 1 à 100 % des coûts totaux de mesures |
| Rortad <i>et al.</i> (2005) | Politiques agri-environnementales | 0,1 à 66 % des subventions versées ou taxes collectées |
| Challen (2000) | Marché de droits à l'eau | 3 à 29 % du prix moyen de marché |
| Colby (1990) | Marché de droits à l'eau | 6 à 12 % du prix payé pour transférer les droits |

◀ Tableau 1 – Estimation des coûts administratifs de politiques environnementales (source : Destandau, Laurenceau et Rozan, 2008).

en termes de coûts d'opportunité. La littérature identifie ces coûts sous l'appellation « coût social marginal des fonds publics ». Il s'agit d'un ratio illustrant le coût d'opportunité ou perte de surplus des ménages (en valeur absolue) causée par une réforme fiscale. Un ratio supérieur à 1 suggère que la réforme fiscale induit une perte de bien-être supérieure aux fonds publics collectés. Beaud (2006), par exemple, trouve des valeurs de 0,98 à 1,79 selon la réforme fiscale considérée. Certaines politiques peuvent donc engendrer des coûts indirects non négligeables. Les bénéfices nets attendus pour ces politiques devront donc aller au-delà de ces coûts.

La fonction de bénéfices environnementaux

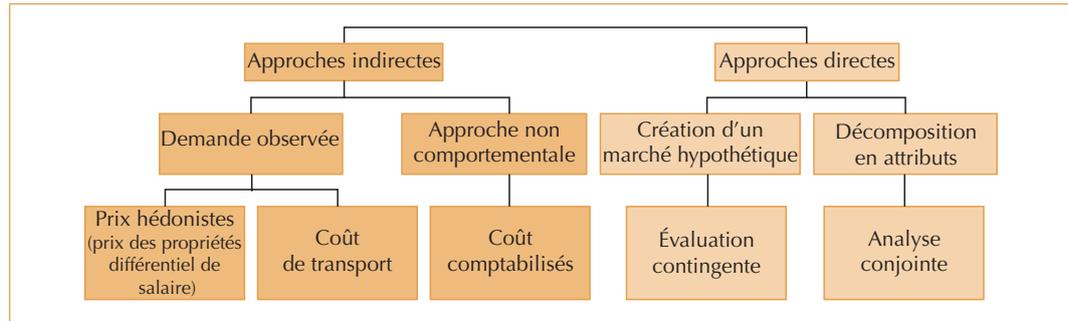
Même si, comme nous venons de l'évoquer, évaluer les coûts des programmes de mesures n'est pas chose aisée, il sera encore plus délicat de réaliser l'évaluation des bénéfices de ces programmes de mesures. L'enjeu est capital, puisque les dérogations ne seront délivrées que s'il est démontré que le coût du programme de mesure est « excessif », c'est-à-dire que s'il dépasse les bénéfices environnementaux attendus.

La difficulté principale réside dans le fait que ces bénéfices environnementaux (amélioration de la richesse piscicole, préservation de zones humides remarquables, etc.) ne correspondent pas à des biens marchands pour lesquels il existe une valeur (le prix) sur un marché. Or, dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices, il est nécessaire de disposer d'une valorisation monétaire des biens environnementaux.

Les méthodes d'évaluation traditionnelles

La valorisation des biens environnementaux est un domaine de l'économie de l'environnement. Actuellement, un certain nombre de méthodes existent et sont mises en œuvre afin d'évaluer les bénéfices environnementaux de différentes politiques publiques. Nous présentons ici une typologie de ces méthodes. Pour une présentation détaillée de chacune de ces méthodes, le lecteur pourra consulter Bonniex et Desaignes (1998) et Hanley *et al.* (2006). La figure 6 présente une typologie des méthodes d'évaluation des coûts ou des bénéfices environnementaux. En effet, dans le cadre d'analyse coûts-bénéfices, il s'agit de calculer le bénéfice environnemental d'une politique publique. Une manière de procéder consiste à chiffrer les coûts évités grâce à la mise en place de la politique. Ainsi, les bénéfices d'une politique de réduction de la pollution atmosphérique pourront être estimés sur la base des coûts évités. La première distinction (niveau 1) oppose les approches indirectes et directes. Parmi les différentes approches indirectes, nous distinguons (niveau 2) les approches comptables des approches basées sur l'observation de la demande de biens marchands. Les approches comptables relèvent d'un simple calcul économique (si nous reprenons l'exemple de la lutte contre la pollution atmosphérique, un bénéfice pourra être évalué par le coût d'une hospitalisation pour crise d'asthme évitée). Les approches comportementales, comme la méthode des prix hédonistes ou la méthode des coûts de transport, reposent sur l'hypothèse que les consommateurs, à travers leur comportement

► Figure 6 – Typologie des différentes méthodes d'évaluation des bénéfices environnementaux.



d'achat, révèlent leurs préférences en matière environnementale. Les différentes méthodes sont annoncées au niveau 3.

7. Organismes génétiquement modifiés.

8. Ce site a pour but de faciliter l'accès à l'information publique dans le domaine de l'eau en France.

9. L'*Environmental Valuation Reference Inventory* (inventaire de référence des valorisations environnementales) est une base de données pour aider les analystes des politiques utilisant la méthode de transferts des avantages à évaluer les valeurs économiques des modifications apportées dans le domaine des biens et services environnementaux et de la santé humaine.

Les approches directes sont celles qui sont les plus utilisées actuellement. On distingue la méthode d'évaluation contingente (Mitchell et Carson, 1989) de l'analyse conjointe qui est plus récente (Louvière *et al.*, 2000). Dans les deux cas, l'application de la méthode passe par la réalisation d'une enquête. Pour l'évaluation contingente, il s'agit de faire révéler le consentement à payer (CAP) des individus pour une amélioration de l'actif environnemental. Pour l'analyse conjointe, l'actif environnemental est décomposé en différents attributs. Plusieurs programmes sont proposés aux individus (choix par paires, classement contingent...), ces programmes faisant varier les caractéristiques des attributs. La grande différence avec l'évaluation contingente est que le CAP est déduit des choix des préférences des individus et non pas révélé directement.

Les développements récents

Ces méthodes restent controversées et sont lourdes à mettre en œuvre. Face à ces difficultés, des méthodes alternatives tendent à se développer. Ainsi, la méthode expérimentale est de plus en plus utilisée pour évaluer les préférences des consommateurs. Le principe général de ces méthodes consiste à étudier les préférences individuelles *via* des comportements d'achat réels observés dans un environnement contrôlé et reproductible. En d'autres termes, il s'agit de *créer le marché qui n'existe pas*. L'organisation de ces marchés en laboratoire permet de contrôler au mieux les variables décisionnelles qui pèsent sur les décisions d'achat. Robin *et al.* (2008) présentent l'intérêt de cette démarche et en exposent les limites. L'une des limites vient du fait que les biens qui peuvent être évalués en

laboratoire sont limités. La plupart des études expérimentales portent sur des biens alimentaires dont certaines caractéristiques ont un lien avec la qualité environnementale (présence de métaux lourds, OGM⁷, etc.).

Face à l'évaluation de biens ou services environnementaux complexes, comme une zone humide, on peut s'interroger sur la capacité des individus à appréhender dans leur ensemble tous les services rendus par l'écosystème. Il y a donc un risque de sous-estimation. Face à ce risque, et dans un souci de prendre en compte le dommage environnemental total, d'autres techniques pourraient être mobilisées. Dumax et Rozan (2008) proposent une revue de littérature de techniques mobilisées essentiellement pour le moment aux États-Unis, comme des mécanismes de compensation (*Mitigation banking*) ou de remise en état (*Natural Resource Damage Assessment*).

La mise en œuvre de la DCE entraîne nécessairement le recours à ces différentes méthodes. En France, le ministère chargé de l'environnement a mis en place un portail sur l'évaluation économique des biens environnementaux afin de vulgariser ces techniques vers les services qui auront à gérer les analyses coûts-bénéfices et également vers le grand public (*cf.* <http://economie-environnement-alsace.ecologie.gouv.fr/>). Ce portail fait par exemple le lien avec les différents guides de bonnes pratiques édités par le ministère chargé de l'environnement. De plus, le site du ministère chargé de l'environnement, le site EauFrance⁸, le site EVRI⁹ sont autant de sites qui recensent des études d'évaluation économiques de l'environnement. Ces bases de données doivent permettre de réaliser, dans certains cas, du transfert de bénéfices (voir Hanley *et al.*, 2006, pour une présentation de la méthode du transfert de bénéfices) plutôt que de réaliser une étude originale.

L'époque est charnière, puisqu'avec la DCE, l'évaluation économique des actifs environnementaux est imposée aux États membres. Il est donc d'autant plus nécessaire de rester vigilants sur les pratiques d'évaluation. Parallèlement aux évaluations menées dans le cadre des demandes de dérogations, il est important de continuer à poursuivre les recherches sur cette question.

Conclusion

Tandis qu'il est souvent reproché aux gouvernements de privilégier les intérêts économiques aux intérêts écologiques, il est désormais clair que la DCE provoque de profonds changements dans les politiques environnementales étatiques.

Les différentes étapes mises en place par la DCE visent à atteindre un niveau de qualité des milieux aquatiques conciliant idéalement intérêts économiques et écologiques. Dans cette optique, les États membres sont chargés de chiffrer les coûts économiques et les bénéfices écologiques de la réduction de la pollution ambiante, et

ainsi d'identifier les masses d'eau qui devront atteindre le « bon état » et celles pour lesquelles des dérogations d'objectif ou de délai sont souhaitables.

À l'aube du dépôt des dossiers de demande de dérogation, le succès de la DCE apparaît plus que jamais comme intimement lié au succès de la procédure de dérogation. En effet, en cas de sous-estimation des bénéfices ou de surestimation des coûts, les objectifs qualitatifs pourraient être assouplis à tort, générant ainsi une perte de surplus global. Ce risque va obliger la Commission européenne à étudier les dossiers de demande de dérogation avec la plus grande attention. Dans cet article, nous rappelons les résultats théoriques et empiriques de la littérature économique pour attirer l'attention sur certaines problématiques à ne pas négliger.

Toutefois dans la pratique, les bénéfices de la DCE devront être mis en perspective avec les coûts de transaction de la mise en place de cette politique. □

Remerciements

Nous remercions chaleureusement Sophie Nicolaï de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse (France) pour les discussions que nous avons eues avec elle.

Résumé

La directive cadre sur l'eau (DCE) de 2000 marque un tournant important dans la politique environnementale européenne en présentant un cadre juridique unifié et cohérent, dans le principal but de prévenir et réduire la pollution des eaux en Europe, jugée excessive. Pour réduire la pollution des milieux aquatiques, la DCE fixe, *a priori*, une norme ambiante contraignante : le « bon état », qui pourra faire objet d'une dérogation si les États membres démontrent à l'aide d'une analyse coûts-bénéfices que les coûts de dépollution sont excessifs par rapport aux bénéfices environnementaux. Ainsi, la procédure de dérogation jouera un rôle central dans le succès ou l'échec futur de cette politique. Il est donc très important de faire le point sur les enseignements théoriques et empiriques apportés par la littérature économique pour guider le choix des méthodes d'évaluation qui devront servir de référence.

Abstract

The Water Framework Directive (WFD) represents a major change in the European environmental policy as it presents a united and consistent legal framework whose main aim is to prevent and reduce water pollution in Europe, which is considered as excessive.

In order to reduce the water pollution, the WFD is setting a binding ambient standard : the « good status » requirement. It will be possible for member states to obtain a exemption by showing that pollution control costs are excessive compared to environmental benefits on the basis of a cost-benefit analysis. Thus, an economic literature review is required for guiding the choice of the valuation methods.

Bibliographie

- BAUMOL, W.-J., OATES, W.-E., 1988, *The Theory of Environmental Policy*, 2^e édition, Cambridge University Press, Cambridge, 299 p.
- BEAUD, M., 2006, *Le coût social des fonds publics*, thèse de doctorat en Sciences économiques, université de Franche-Comté.
- BOIRAL, O., 2004, Environnement et économie : une relation équivoque, *VertigO – La revue en sciences de l'environnement sur le WEB*, vol. 5, n° 2.
- BONNIEUX, F., DESAIGUES, B., 1998, *Économie et politiques de l'environnement*, Paris, Dalloz, 328 p.
- DESTANDAU, F., POINT, P., 2000, Cheminement d'impact et tarification efficace sur un bassin versant, *Revue Économique*, vol. 51, n° 3, p. 609-620.
- DESTANDAU, F., NAFI, A., 2008, La Directive Cadre sur l'eau : quelle répartition de l'effort de dépollution ? Enseignements pour un meilleur choix des Programmes de mesure de référence, in *Séminaire du Laboratoire d'Économie de Nantes*, 13 mars 2008.
- DESTANDAU, F., LAURENCEAU, M., ROZAN, A., 2008, Estimation des contraintes propres à l'intervention publique. Une revue de la littérature des Politiques environnementales, *Mimeo*.
- DESTANDAU, F., LEVEQUE, O., ROZAN, A., 2008, Directive cadre sur l'eau : de la restauration de l'optimum traditionnel à de nouvelles implications économiques, in *AFSE annual Thematic Meeting Frontiers in Environmental Economics and Natural Resources Management*, Toulouse, 9-11 juin 2008.
- DUMAX, N., ROZAN, A., 2008, *Les mesures de compensation : un indicateur du dommage environnemental*, document de travail.
- HANLEY, N., SHOGREN, J., WHITE, B., 2006, *Environmental Economics : in Theory & Practice*, Palgrave Mc Millan Editions, 395 p.
- KAIKA, M., PAGE, B., 2003, The EU water framework directive ; part 1. European policy-making and the changing topography of lobbying, *European Environment*, 13 (6), p. 314-327.
- LOUVIÈRE, J.-J., HENSHER, D.-A., SWAIT, J.-D., 2000, *Stated Choice methods : analysis and application*, Cambridge University Press, 402 p.
- MARCHAND, C., 1999, *Économie des interventions de l'État*, PUF, Que sais-je ?, 128 p.
- MITCHELL, R.-C., CARSON, R.-T., 1989, *Using Surveys to Value Public Good : The Contingent Valuation Method*, The John Hopkins University Press, 378 p.
- NAMOUR, P., 1999, *Auto-épuration des rejets organiques domestiques : nature et effet de la matière organique résiduaire en rivière*, thèse de doctorat, université Claude Bernard-Lyon 1, 160 p.
- PALMER, K., OATES, W.-E., PORTNEY, P., 1995, Tightening Environmental Standards : The Benefit-cost Paradigm, *Journal of Economic Perspective*, vol. 9, p. 119-131.
- PORTER, M.-E., VAN DER LINDE, C., 1995, Green and Competitive : ending the stalemate, *Harvard Business Review*, p. 120-134.
- ROBIN, S., ROZAN, A., RUFFIEUX, B., 2008, Intégrer les préférences individuelles dans les choix publics : l'apport de la méthode expérimentale, *Économie et Prévision*, vol. 1, p. 113-127.
- TIETENBERG, T.-H., 1974, Derived Decision Rules for Pollution Control in a General Equilibrium Space Economy, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 1, p. 3-16.
- VATN, A., BROMLEY, D.-W., 1997, Externalities – a market model failure, *Environmental and Resource Economics*, EAERE, Norwich, n° 2, vol. 9, p. 135-151.