

Chapitre 6. Évaluation de l'efficacité, de l'efficience et de la faisabilité des instruments d'action visant la gestion de l'azote

Dans ce chapitre, les avantages et inconvénients de différents instruments d'action visant la gestion de l'azote et de leurs combinaisons sont évalués, de manière générale, eu égard aux critères de l'efficacité, de l'efficience et de la faisabilité. On y trouvera des exemples d'évaluation de l'efficacité, du rapport coût-efficacité et de la faisabilité d'un certain nombre d'instruments, mis en œuvre en Australie, aux États-Unis, en France, au Japon et en Suède.

6.1 Principaux résultats

Drummond et al., 2016 évalue les avantages et les inconvénients, en termes généraux, des sept catégories d'instruments définis au chapitre 5 et de leurs combinaisons. Cette évaluation débouche sur les conclusions suivantes¹.

Premièrement, les instruments doivent être conçus en fonction de l'« impact » et appliqués aussi près que possible du lieu d'émission pour maximiser l'efficacité et le rapport coût-efficacité de l'action. Toutefois, il arrive souvent que ce ne soit pas possible techniquement ou administrativement (dans le cas de certaines sources de pollution mobiles ou diffuses, par exemple). De même, l'application d'un instrument de tarification en amont, par exemple, n'est pas toujours faisable dans le cas de certains polluants, comme les oxydes d'azote (NO_x) et l'hémioxyde d'azote (N₂O) résultant d'une combustion (l'ampleur des émissions étant alors fonction de la technologie employée et non pas uniquement des produits consommés).

Deuxièmement, la tarification et la réglementation directe dans le domaine de l'environnement sont souvent les instruments les plus efficaces pour réduire la pollution, à condition que le suivi et les contrôles soient crédibles. Si les instruments de tarification sont probablement la solution qui présente le meilleur rapport coût-efficacité pour atteindre un niveau donné de réduction de la pollution (et la réglementation directe, souvent, le moins bon), ils sont relativement « imprécis » et peuvent engendrer des « foyers » de pollution à certains endroits, à certains moments ou dans certains secteurs (selon le champ de l'instrument). L'« aversion à l'impôt », soit l'acceptabilité politique et publique relativement faible des instruments de tarification (en particulier, mais aussi des autres instruments appliquant le principe pollueur-payeur²) conduit souvent à l'adoption d'exemptions, de ristournes et d'autres mesures (comme l'allocation de permis en fonction des émissions passées) pour susciter l'adhésion, ce qui diminue le rapport coût-efficacité. Les instruments qui font payer les pollueurs peuvent aussi avoir un effet de délocalisation de la pollution (« havre de pollution »³), encore que les éléments attestant l'existence et l'importance de ce phénomène soient mitigés.

Troisièmement, les instruments de type « bénéficiaire-payeur »⁴ (soutien financier public, par exemple), ainsi que les instruments volontaires et les outils d'information, sont souvent plus faisables, du point de vue politique, que les instruments de type « pollueur-payeur » (comme les mécanismes de tarification), car ils n'imposent pas de coûts directs aux entreprises et contournent les problèmes qui concourent à l'aversion à l'impôt, même s'ils sont probablement moins efficaces (et dans le cas du soutien financier public en particulier, présentent un rapport coût-efficacité moins satisfaisant).

Quatrièmement, la mise en œuvre d'une combinaison d'instruments qui font payer les pollueurs et d'instruments qui font payer les bénéficiaires peut être plus faisable sur le plan politique, pour atteindre un niveau donné d'efficacité environnementale, que celle des uns ou des autres. Les systèmes de « bonus-malus » en sont une très bonne illustration⁵. De plus, le risque d'effet de havre de pollution est moins grand qu'avec un instrument de type pollueur-payeur utilisé seul.

Cinquièmement, utilisés concomitamment, les instruments de tarification ou de soutien financier public et la réglementation directe dans le domaine de l'environnement peuvent être complémentaires, et ce pour plusieurs raisons.

L'application de la réglementation directe en arrière-plan, à l'appui de l'instrument de tarification ou de soutien financier public utilisé en premier lieu, réduit le risque de distorsions du marché (intérêts divergents et subventions dommageables à l'environnement, par exemple), mais aussi de création de foyers de pollution. Sur le plan administratif, il est plus difficile d'essayer d'éviter les foyers de pollution en assortissant l'instrument de tarification principal lui-même de règles de mise en œuvre complexes (taux d'imposition différenciés, règles d'accès, ajustement du prix des permis) que de cibler une réglementation directe appliquée en arrière-plan sur le sous-groupe d'acteurs assujettis à l'instrument principal. Le rapport coût-efficacité (et, éventuellement, l'efficacité) d'une combinaison de ce type est donc meilleur que celui de l'instrument principal utilisé seul. Le recours à des instruments de tarification ou de soutien financier public en arrière-plan, à l'appui d'une réglementation directe utilisée en premier lieu, permet d'obtenir un meilleur rapport coût-efficacité, pour un niveau donné de réduction de la pollution, que si la réglementation directe est employée seule. Dans les deux cas, l'acceptabilité politique et publique a des chances d'être accrue.

Sixièmement, les instruments volontaires et les outils d'information sont sans doute ceux qui requièrent le moins de moyens administratifs (et qui engendrent les coûts de transaction les plus bas), encore que les coûts de transaction et l'acceptabilité politique de la mise en place d'un accord volontaire efficace puissent être extrêmement problématiques. Les instruments volontaires (en particulier) peuvent aussi être les plus sujets au risque de captation réglementaire⁶. En tout état de cause, les outils d'information ont des chances d'accroître l'efficacité, le rapport coût-efficacité et/ou la faisabilité lorsqu'ils sont associés aux autres types d'instrument.

Le Tableau 6.1 synthétise les résultats. Chaque type d'instrument présente des caractéristiques très différentes eu égard aux trois critères d'évaluation et des différences supplémentaires apparaissent selon : (i) la forme particulière de l'instrument considéré ; (ii) le type de pollution auquel l'instrument est appliqué ; (iii) la source de pollution concernée (fixe, mobile ou diffuse) ; et (iv) le contexte institutionnel. Des arbitrages sont donc inévitables entre les trois critères, dans un monde où il n'existe pas de remède parfait, caractérisé par des défaillances du marché, des incertitudes et des contraintes pratiques.

De ce fait, pour maximiser l'efficacité et le rapport coût-efficacité en présence de contraintes « gérables », il faut souvent conjuguer les instruments (OCDE, 2007). Le Tableau 6.2 synthétise les avantages et les inconvénients de chaque paire d'instruments, mesurés à l'aune des trois critères d'évaluation. Il est supposé que les deux instruments sont appliqués simultanément (même s'ils ne sont pas nécessairement mis en place au même moment).

Tableau 6.1. Efficacité, efficacité et faisabilité des instruments d'action

	Efficacité	Rapport coût-efficacité	Faisabilité
Taxes et redevances liées à l'environnement	<p>Réduisent la pollution efficacement, mais à des degrés divers, et sont difficiles à estimer <i>a priori</i>.</p> <p>Ne permettent pas de s'attaquer aux foyers de pollution (en particulier la taxation en amont).</p> <p>Possibilité d'effet de havre de pollution.</p>	<p>Rapport coût-efficacité statique satisfaisant si appliquées équitablement aux différents émetteurs, mais les mesures prévoient souvent des exemptions et des ristournes.</p> <p>Rapport coût-efficacité dynamique généralement élevé (obligation continue), mais fonction du taux d'imposition et de la certitude de la mesure.</p>	<p>Peuvent être appliquées en amont, au point d'émission ou en aval.</p> <p>Faisabilité administrative élevée, car utilisées dans tous les pays à différentes fins. Plutôt en amont, car moins d'acteurs (et moins d'évasion fiscale), mais inapplicables aux émissions de NO_x et de N₂O résultant d'une combustion. Plus efficaces en aval, mais difficiles à suivre (en particulier dans le cas des sources non ponctuelles)</p> <p>Les règles commerciales de l'Organisation mondiale du commerce (OMC) peuvent limiter la conception ; d'autres conventions internationales/ supranationales peuvent interdire certains instruments (imposition des carburants aviation, par exemple)⁴, ou la tarification d'émissions non payantes auparavant.</p> <p>Aversion à l'impôt répandue dans la population.</p> <p>Nécessité impérieuse de remédier aux problèmes de compétitivité et de redistribution (au moyen d'exemptions/ristournes, par exemple) pour susciter l'adhésion, ce qui réduit l'efficacité/l'efficacité ; les principes de réforme de la fiscalité environnementale peuvent éviter ce problème.</p>
Systèmes de permis négociables	<p>Efficacité connue <i>a priori</i>, si correctement conçus et appliqués ; l'expérience montre qu'ils réduisent efficacement la pollution (de l'air, en particulier).</p> <p>N'empêchent pas les foyers de pollution.</p> <p>Possibilité d'effet de havre de pollution.</p>	<p>Rapport coût-efficacité statique satisfaisant si appliqués équitablement aux différents émetteurs, mais des permis sont souvent accordés gratuitement, d'où des profits inattendus, ce qui peut engendrer des incitations opposées aux effets visés ; souvent, le pouvoir de marché majore les coûts.</p> <p>Efficacité dynamique mitigée – fonction du niveau du plafond/de la référence, des évolutions au fil du temps, d'événements exogènes et des méthodes d'allocation ultérieure des permis.</p>	<p>Peuvent être appliqués en amont, au point d'émission ou en aval.</p> <p>Administration probablement plus lourde que celle d'une taxe, car plus complexe ; peut être extrêmement problématique pour les installations fixes, hormis les grandes.</p> <p>En général, les pays à revenu élevé ont l'expérience de ces instruments, contrairement aux pays à bas revenu ; possibilité de problèmes d'acceptabilité/capacité administrative.</p>

	Efficacité	Rapport coût-efficacité	Faisabilité
Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	<p>Atteint efficacement des objectifs directs, mais l'efficacité environnementale dépend de la définition de cet objectif.</p> <p>Peut remédier à certaines défaillances du marché (intérêts divergents, par exemple) qui amputent l'efficacité des instruments économiques.</p> <p>Impact à long terme (si l'instrument est supprimé) plus probable qu'avec d'autres instruments.</p> <p>Permet de s'attaquer aux foyers de pollution.</p> <p>Possibilité d'effet de havre de pollution.</p> <p>Possibilité d'effet rebond.</p>	<p>Rapports coût-efficacité statique et dynamique non satisfaisants (notamment dans le cas des réglementations imposant ou interdisant des pratiques/technologies en fonction d'un « résultat »).</p> <p>Problèmes moindres si la réglementation vise un « impact » et si sa rigueur va manifestement croissant au fil du temps.</p>	<p>Problèmes liés à l'OMC ou juridiques (voir Taxes et redevances liées à l'environnement).</p> <p>Nécessité impérative de remédier aux problèmes de compétitivité et de redistribution, souvent en accordant des permis gratuits et des exemptions (ce qui réduit l'efficacité/l'efficience).</p> <p>Peut viser de nombreux types de pollution, ponctuelle ou non.</p> <p>Peut nécessiter des capacités administratives importantes.</p> <p>Les règles commerciales de l'OMC ou d'autres règles supranationales peuvent limiter l'utilisation.</p> <p>Risque de captation réglementaire plus important qu'avec les instruments de tarification (notamment dans les pays à faible revenu).</p> <p>Possibilité de problèmes de compétitivité et de redistribution, comme avec les instruments de tarification.</p> <p>Faible flexibilité.</p>
Soutien financier public	<p>Efficacité très tributaire du contexte, mais potentiellement élevée.</p> <p>Des critères d'éligibilité clairs peuvent éviter la formation de foyers de pollution.</p> <p>Possibilité d'effet rebond.</p>	<p>Le bénéficiaire paie à la place du pollueur.</p> <p>Rapport coût-efficacité plus satisfaisant que celui de la réglementation directe, mais moins que celui des instruments de tarification – quoiqu'il dépende de ce pour quoi le soutien est accordé.</p> <p>Doit être conçu de manière à éviter les pertes sèches autant que possible.</p> <p>Le rapport coût-efficacité dynamique est fonction de ce que vise l'instrument et de la réactivité du niveau du soutien au fil du temps.</p>	<p>Des ressources publiques doivent être disponibles pour financer l'instrument, ce qui pose des problèmes politiques.</p> <p>Instruments financiers souvent privilégiés – évitent les coûts directs et les problèmes d'aversion à l'impôt.</p> <p>Dans le cas des instruments de crédit, les autorités doivent avoir la capacité de s'endetter.</p> <p>Les règles de l'OMC/supranationales (notamment en matière d'aides d'État) peuvent restreindre l'usage de cet instrument.</p> <p>Flexibilité potentiellement élevée.</p>
Paiements au titre des services écosystémiques	<p>Souvent efficaces, mais dans une mesure relativement modeste (quoiqu'assez peu d'évaluations solides de ces instruments aient été menées).</p>	<p>Concrètement, instrument de soutien financier – résultat similaire en matière de rapport coût-efficacité.</p> <p>Les systèmes financés par les utilisateurs ont des chances de présenter un meilleur rapport coût-efficacité</p>	<p>Nécessité de bien définir les critères d'accès, la référence et les indicateurs de performance.</p> <p>La production de services peut être difficile à mesurer (des variables de substitution peuvent être nécessaires).</p>

	Efficacité	Rapport coût-efficacité	Faisabilité
	Possibilité d'effet de havre de pollution.	que ceux qui sont financés par les pouvoirs publics (en particulier à petite échelle).	D'autres objectifs, comme la lutte contre la pauvreté, peuvent être poursuivis par les systèmes financés par les pouvoirs publics, mais ils réduisent l'efficacité environnementale. Les flux de financement doivent être constants. Couramment employés dans les pays à bas revenu, où les capacités administratives sont moindres. Flexibilité potentiellement élevée.
Information	Efficacité souvent difficile à évaluer, car mesures généralement mises en œuvre en même temps que d'autres instruments ou combinés avec ceux-ci. Peut améliorer l'efficacité d'autres instruments. Efficace pour mettre en lumière des possibilités de réduction de la pollution bon marché ou rentables.	Les rapports coût-efficacité statique et dynamique sont fonction du type d'instrument d'information employé et de son champ d'application (secteurs où les obstacles non informationnels sont limités, par exemple). Coût généralement modeste, voire négatif, pour les entreprises et les consommateurs. Peut accroître l'efficacité d'autres instruments.	Les moyens administratifs sont fonction de l'instrument – par exemple, les registres des rejets et transferts de polluants (RRTP) nécessitent beaucoup plus de capacités que les campagnes d'information. Règles de l'OMC (traitement des produits « similaires »). Flexibilité potentiellement élevée (selon l'instrument et sa conception).
Dispositifs volontaires	Efficacité souvent faible, mais variable d'un instrument à l'autre. Plusieurs conditions doivent être remplies pour que les accords volontaires soient efficaces, notamment la menace d'une solution différente imposée et un champ d'application limité.	Les accords volontaires ont peu de chances de remplir trois des conditions nécessaires à un bon rapport coût-efficacité (application à un secteur entier, divulgation de toutes les informations, et distribution des efforts entre entreprises au moindre coût).	La charge administrative qu'entraîne les instruments volontaires peut être très réduite (même si les coûts de transaction découlant d'un accord négocié efficace peuvent être prohibitifs) et ils peuvent être juridiquement contraignants ou non. Le risque de collusion et de captation réglementaire est élevé.

Source : Drummond et al. (2015a).

Tableau 6.2. Efficacité, efficacité et faisabilité des combinaisons d'instruments d'action

	Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
Systèmes de permis négociables	<p>Réduction globale de la pollution inchangée.</p> <p>Un instrument « hybride » peut réduire le rapport coût-efficacité statique, mais améliorer le rapport coût-efficacité dynamique.</p> <p>Peut améliorer la flexibilité et la capacité à faire face à l'incertitude – peut réduire l'incertitude sur les prix/coûts.</p> <p>Permet de lutter contre les foyers de pollution (ce qui peut améliorer l'efficacité).</p> <p>La faisabilité politique peut être plus grande.</p>					
Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	<p>Peut accroître l'efficacité (remédier aux défaillances du marché et réduire l'effet rebond).</p> <p>Permet de lutter contre les foyers de pollution.</p> <p>La réglementation directe peut améliorer le rapport coût-efficacité statique si elle remédie aux défaillances du marché.</p> <p>Elle peut réduire l'incertitude concernant la réduction de la pollution visée par une taxe/redevance.</p>	<p>Réduction globale de la pollution inchangée.</p> <p>La réglementation directe peut éviter la formation de foyers de pollution due aux systèmes de permis négociables et améliorer le rapport coût-efficacité.</p> <p>Les systèmes de permis négociables peuvent accroître la flexibilité de la mise en conformité avec une réglementation directe et améliorer le rapport coût-efficacité – également amélioré s'ils remédient aux</p>				

	Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
	Peut limiter la complexité administrative. Peut accroître la faisabilité politique.	défaillances du marché (intérêts divergents, par exemple). L'un et l'autre améliorer la faisabilité politique/publique. Quel que soit l'instrument principal, amélioration probable de la capacité à faire face aux incertitudes.				
Soutien financier public	Peut remédier aux défaillances du marché (intérêts divergents, par exemple) pour améliorer l'efficacité et le rapport coût-efficacité. Rapport coût-efficacité probablement moins bon que celui d'une taxe seule, réduit les coûts totaux moyens des entreprises (ce qui encourage l'entrée). Permet de lutter contre les foyers de pollution (plus faisable que l'approche pollueur-payeur, mais éventuellement moins efficace) et peut réduire le risque d'effet de havre de pollution par rapport à une taxe utilisée seule. Permet de lutter contre les défaillances de l'innovation et améliore le rapport coût-efficacité dynamique. Amélioration de la faisabilité, éventuellement sans	Réduction globale de la pollution obtenue dans le cadre d'un système de permis négociables inchangée. Permet de lutter contre les foyers de pollution et peut réduire la probabilité d'effet de havre de pollution par rapport à un système de permis négociables utilisé seul. Réduction du rapport coût-efficacité lorsque le soutien financier public est associé à un système de permis négociables, à moins de s'attaquer aux défaillances du marché (intérêts divergents, innovation, par exemple), aux foyers de pollution ou aux défaillances de l'innovation. Un soutien financier public peut être utilisé pour attribuer les permis, et	Peuvent être plus efficaces et politiquement faisables ensemble que s'ils sont mis en œuvre l'un sans l'autre. Le rapport coût-efficacité global peut être meilleur si un soutien financier public est accordé que si la réglementation directe est appliquée seule (en remédiant aux défaillances de l'innovation également) – mais il est dans l'ensemble difficile de concevoir un dispositif efficace par rapport à son coût. La réglementation directe apporte une plus grande certitude que si le soutien financier public est utilisé seul et elle peut améliorer le rapport coût-efficacité (en particulier si les foyers de pollution sont visés). Peut permettre une conception moins complexe des instruments.			

	Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
	incidence sur les recettes. Peut réduire la flexibilité.	réduire les rentes injustifiées. Amélioration de la faisabilité si le principe bénéficiaire-payeur est appliqué, sans incidence sur les recettes éventuellement, et coûts moyens des entreprises moindres que si une taxe/redevance est utilisée seule (mais encourage l'entrée). Peut réduire la flexibilité.				
Paiements au titre des services écosystémiques	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que ci-dessus. Cependant, l'efficacité et le rapport coûts-efficacité risquent en général d'être moins satisfaisants en raison du caractère indirect et incertain de ces paiements.	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que ci-dessus.	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que ci-dessus.	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, non examiné dans le présent document.		
Information	Efficacité environnementale mutuellement renforcée. Les foyers de pollution peuvent perdurer. Rapport coût-efficacité amélioré, car remédie aux	Réduction globale de la pollution inchangée. En réduisant les défaillances de l'information, améliore le rapport coût-efficacité. Peut permettre d'améliorer la	Ensemble, peuvent avoir un double effet d'incitation et de dissuasion des acteurs, favorable à une réduction des émissions ou de l'intensité de la pollution.	Efficacité environnementale mutuellement renforcée (mais moins que dans l'association avec une taxe/redevance).	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que dans	

	Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
	défaillances de l'information ; diminution du niveau optimal de la taxe/redevance. Peut permettre d'améliorer la conception initiale. Peut accroître l'acceptabilité politique et publique car réduit les coûts (à niveau égal de réduction de la pollution).	conception initiale du système de permis négociables. De ce fait, la faisabilité politique est meilleure et le risque d'effet de havre de pollution est moins grand qu'avec un système de permis négociables utilisé seul (mais le rapport coût-efficacité dynamique à court terme peut être moins bon). Les foyers de pollution peuvent perdurer.	L'information peut améliorer le rapport coût-efficacité de la réglementation directe et la conception initiale. De ce fait, le risque d'effet de havre de pollution peut être réduit et la faisabilité politique de la réglementation directe accrue. Les foyers de pollution peuvent perdurer.	Rapport coût-efficacité amélioré, car remédie aux défaillances de l'information ; diminution du niveau optimal du soutien financier public. Peut permettre d'améliorer la conception du soutien financier public. Les foyers de pollution peuvent perdurer. Peut susceptible d'avoir un effet de havre de pollution (et peut avoir une incidence inverse). Très acceptable aux yeux de la cible, car le principe pollueur-payeur ne s'applique pas.	l'association soutien financier public/information.	
Dispositifs volontaires	Efficacité et rapport coût-efficacité moindres que ceux d'une taxe/redevance seule, mais plus faisable politiquement. L'effet de sensibilisation de ces dispositifs peut améliorer l'efficacité de la taxe/redevance. Peut permettre de s'attaquer aux foyers de pollution, mais probablement inefficace. Poids administratif d'une combinaison efficace probablement élevé.	L'association d'un dispositif volontaire à un système de permis négociables ne modifie pas la réduction globale de la pollution, mais peut permettre de s'attaquer aux foyers de pollution (quoique sans doute de manière inefficace) et peut favoriser un agrandissement du domaine de la réglementation, propice au rapport coût-efficacité. Sinon, rapport coût-efficacité limité. Si le dispositif volontaire est utilisé pour distribuer des permis gratuits dans un	Efficacité probablement moindre qu'avec une réglementation directe utilisée seule, mais rapport coût-efficacité et faisabilité politique éventuellement améliorés. Peut permettre de s'attaquer aux foyers de pollution (mais assortir une réglementation directe d'un dispositif volontaire peut être inefficace). Rapport coût-efficacité imprécis et fonction de la conception de chacun des éléments.	Un soutien financier public peut encourager de nouveaux acteurs à participer aux dispositifs volontaires. Ces derniers ont peu de chances d'accroître l'efficacité du soutien financier public. Rapport coût-efficacité probablement moins bon qu'avec l'un ou l'autre instrument utilisé seul. Le soutien financier public peut remédier aux défaillances de l'innovation, et améliorer le rapport coût-efficacité à long terme des	Les paiements au titre des services écosystémiques étant des instruments de soutien financier public, la dynamique est en général la même que dans l'association dispositif volontaire/soutien financier public.	La fourniture d'informations aux pollueurs et l'obligation d'établir des rapports et de les publier a des chances d'accroître l'efficacité des dispositifs volontaires. L'information a des chances d'améliorer le rapport coût-efficacité d'un dispositif volontaire. Les foyers de pollution risquent de perdurer. La fourniture d'informations accroît la faisabilité d'un dispositif volontaire, laquelle peut être réduite si les pollueurs sont tenus d'établir

Taxes et redevances liées à l'environnement	Systèmes de permis négociables	Réglementation directe dans le domaine de l'environnement	Soutien financier public	Paiements au titre des services écosystémiques	Information
	<p>système de permis négociables, l'incertitude relative à la réduction de la pollution à court terme peut être réduite.</p> <p>Si un système de permis négociables est employé pour atteindre les objectifs du dispositif volontaire, l'efficacité et le rapport coût-efficacité sont meilleurs qu'avec les autres types de dispositifs volontaires, mais la faisabilité est faible.</p>	<p>Le poids administratif peut être sensiblement accru si un accord volontaire efficace et efficient est en place. La flexibilité et la capacité à faire face à l'incertitude peuvent être plus grandes qu'avec une réglementation directe utilisée seule.</p>	<p>dispositifs volontaires (mais la faisabilité de cette combinaison est faible). Le poids administratif d'un instrument efficace et efficient risque d'être élevé.</p>		<p>des rapports/publier des informations.</p>

Source : Drummond et al. (2015b)

6.2 Instruments d'action : études de cas

Cette évaluation « générique » de chaque catégorie d'instruments (ou association d'instruments) eu égard à chacun des trois critères en fonction des principales possibilités de conception peut être globalement applicable à n'importe quel type de polluant produit ou rejeté via la/les même(s) voie(s) de transfert, et appliquée à un même polluant. Dans le cas de la pollution azotée, l'analyse peut être globalement appliquée aux émissions d'azote dans l'atmosphère imputables à la combustion d'énergie fossile ou aux rejets dans les eaux à la suite d'épandages d'engrais, par exemple. Des études de cas où ces instruments ou leurs combinaisons ont été mis en œuvre pour réduire des perturbations du cycle de l'azote d'origine anthropique sont présentées ci-dessous. Cependant, l'examen de l'interaction complexe entre les différents chemins empruntés par la pollution azotée et des panoplies d'instruments les plus à même d'y remédier n'entre pas dans le champ du présent chapitre.

6.2.1 *Restitution de la taxe sur les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) en Suède : une taxe liée à l'environnement conjuguée à un soutien financier public*

Depuis les années 1980, l'acidification des sols est un problème politique majeur en Suède. En raison de sa géologie, ce pays est particulièrement sensible aux dépôts acides attribuables aux précipitations, lesquels portent atteinte aux écosystèmes aquatiques et terrestres. Pour y remédier en partie, les autorités suédoises ont mis en place, en 1992, une taxe sur les émissions de NO_x mesurées à la sortie des grandes installations fixes de combustion qui produisent au moins 50 GWh d'énergie utile par an (soit environ 200 sites), les secteurs dans lesquels les coûts auraient été excessifs étant exemptées (cimenteries, activités extractives, raffineries, hauts-fourneaux, secteur du verre et des matériaux d'isolation, scieries et production de biocarburants, notamment) (OCDE, 2013). Cette taxe était l'un des éléments d'une stratégie plus vaste destinée à réduire les émissions suédoises de NO_x de 30 % entre 1980 et 1995 (Höglund-Isaksson et Sterner, 2009). Sa base a ensuite été étendue, le seuil d'assujettissement étant abaissé à deux reprises. La taxe est ainsi applicable actuellement aux installations dont la production utile atteint au moins 25 GWh par an (soit environ 400 sites) (OCDE, 2013). Le taux d'imposition était à l'origine de 40 SEK (5.5 USD)/kg NO_x émis, ce qui était exceptionnellement élevé en comparaison avec d'autres systèmes de tarification des NO_x existant dans la zone de l'OCDE (200 fois plus que le taux appliqué en France, par exemple) (Ecotec, 2001). En 2008, il a été porté à 50 SEK (6.4 USD)/kg NO_x. Toutes les recettes du prélèvement sont restituées aux assujettis⁷ en proportion de leur production d'énergie utile. Ainsi, les entreprises dont les émissions de NO_x par unité d'énergie produite sont faibles enregistrent un bénéfice net et inversement (OCDE, 2013). C'est pourquoi cet instrument est souvent décrit comme un paiement de restitution.

Efficacité de l'instrument. Les émissions de NO_x des installations assujetties ont diminué de plus de 50 % entre 1980 et 1997 (tandis que la production d'énergie augmentait rapidement)⁸ (OCDE, 2013), les deux tiers au moins de cette baisse étant imputables à la taxe de 1992 sur les NO_x (d'autres réglementations locales ayant elles aussi une incidence), ce qui témoigne d'une efficacité élevée (Ecotec, 2001). Néanmoins, il ressort d'études plus récentes que les émissions totales des

sites assujettis n'ont que légèrement diminué entre 1992 et 2013, celles des « déficitaires » nets connaissant une baisse de 30 % environ, largement compensée par une augmentation de celles des « bénéficiaires » nets. L'intensité d'émission (NO_x/KWh) a toutefois été divisée par plus de deux dans le même laps de temps, grâce en particulier aux « bénéficiaires » nets (Naturvårdsverket, 2014).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Une taxe environnementale sur les NO_x appliquée en aval nécessite de mesurer les émissions en permanence, ce qui est infaisable dans le cas des sources mobiles et onéreux dans celui des petites installations (OCDE, 2013). Il en résulte que l'instrument n'a été appliqué qu'aux installations fixes de combustion de taille relativement grande. Si l'efficacité globale s'en trouve réduite, ce système de tarification, fondé sur les mécanismes du marché, assure un rapport coût-efficacité statique positif chez les pollueurs participants, dont les coûts marginaux de réduction des émissions sont très hétérogènes (OCDE, 2013). Cependant, proportionner la restitution de la taxe acquittée à la quantité d'énergie produite n'est pas efficace par rapport au coût du point de vue de la réduction des émissions de NO_x et revient en fait à subventionner la production d'énergie, ce qui encourage à produire à l'excès et à investir exagérément dans certaines installations (usines d'incinération de déchets, par exemple). Le rapport coût-efficacité dynamique est relativement élevé lui aussi, les pollueurs étant incités en permanence à réduire leurs émissions par la taxation d'origine et, dans une certaine mesure, par le mécanisme de restitution. Sous l'effet de la taxe, l'innovation a été rapide, se traduisant par la production et la diffusion de nouvelles technologies, et par l'adoption des meilleures technologies existantes, qui ont semble-t-il joué un rôle « très important » dans la réduction des émissions de NO_x obtenue (Höglund-Isaksson et Sterner, 2009 ; Sterner et Turnheim, 2008). Le mécanisme de restitution empêche peut-être la diffusion d'innovations, étant donné qu'une entreprise est incitée à conserver pour elle-même aussi longtemps que possible une innovation permettant de réduire les émissions de NO_x , dans l'optique de percevoir une restitution plus élevée. (Höglund-Isaksson et Sterner, 2009). Cependant, une analyse récente remet en question ces résultats et indique que l'innovation et la diffusion des technologies auraient pu être empêchées en l'absence de mécanisme de restitution (Bonilla et al., 2014 ; SOU, 2017). En 2011, les recettes totales se sont montées à 794 millions SEK (101 millions USD) (OCDE, 2013).

Faisabilité de l'instrument. La taxe a bénéficié d'un fort soutien populaire et politique lorsqu'elle a été proposée et adoptée. L'impact des NO_x sur l'environnement était visible et compris de tous, et la taxe a été proposée par une commission parlementaire réunissant tous les partis, qui comprenait aussi des représentants de tous les ministères concernés et de la société civile. C'est grâce à ces facteurs qu'il a été possible de fixer le taux de la taxe à un niveau élevé, mais aussi grâce au mécanisme innovant de restitution et à l'exemption des activités éventuellement exposées à des problèmes de compétitivité (OCDE, 2013).

6.2.2 Combinaisons d'instruments en rapport avec la pollution azotée

Taxes et redevances liées à l'environnement et systèmes de permis négociables (rapport coût-efficacité de la combinaison)

Aussi bien les taxes et redevances que les systèmes de permis négociables peuvent entraîner une concentration des émissions polluantes dans une région, dans un

secteur d'activité ou pendant une période (c'est-à-dire la formation d'un « foyer de pollution »⁹) (Drummond et al., 2015b). Ce n'est pas très important dans le cas de certains polluants, comme les gaz à effet de serre (GES), mais dans d'autres, les circonstances particulières des rejets peuvent avoir une incidence notable sur les dommages marginaux. Ainsi, une unité de NO_x dans l'atmosphère a des coûts marginaux sensiblement plus élevés (du fait de ses répercussions sur la santé humaine) dans une zone urbaine dense très peuplée que dans un espace rural isolé. La solution peut consister à imposer une taxe ou une redevance supplémentaire aux entreprises qui participent à un système de permis négociables et qui sont localisées dans un bassin hydrographique ou un bassin d'air où l'émission d'un polluant donné provoque des dommages marginaux plus importants que ceux qui sont dus aux participants situés dans d'autres bassins.

Taxes et redevances liées à l'environnement et réglementation directe dans le domaine de l'environnement (efficacité de la combinaison)

Les taxes et redevances liées à l'environnement existantes sont en grande partie conjuguées à un instrument réglementaire au minimum (OCDE, 2006). Souvent, la réglementation directe dans le domaine de l'environnement permet de surmonter certaines défaillances du marché comme les problèmes d'agence et les défaillances de l'information (ou encore les subventions préjudiciables à l'environnement), qui limitent l'efficacité des taxes et redevances (et d'autres mécanismes économiques). Inversement, ces taxes et redevances sont à même de réduire l'effet « rebond »¹⁰ que peut avoir la réglementation directe. Ces interactions se produisent généralement aussi bien lorsque chaque instrument vise directement le même groupe que lorsque les différents instruments sont appliqués à différents acteurs, mais ont pour cible la même source de pollution (association d'une tarification des énergies fossiles en amont et d'obligations d'amélioration de l'efficacité énergétique en aval, par exemple). De ce fait, si elle est correctement conçue, la mise en œuvre combinée de ces instruments peut avoir des effets complémentaires positifs sur l'efficacité environnementale, le rapport coût-efficacité et la faisabilité.

Conjuguée à un instrument de tarification, la réglementation directe peut réduire la formation de foyers de pollution. Par exemple, tandis que les instruments de tarification ont une incidence sur la pollution totale, la réglementation directe peut influencer les caractéristiques (localisation et moment) des rejets. Ainsi, une réglementation qui vise un « impact »¹¹ peut fixer des normes de qualité de l'air applicables localement, tandis qu'une réglementation qui vise un « résultat »¹² peut interdire ou imposer l'utilisation de certaines technologies ou certaines activités, pour empêcher ou réduire des dommages environnementaux limités dans le temps ou localisés qu'un instrument général de tarification ne découragerait pas¹³. Ces combinaisons d'instruments sont déployées largement et avec succès à ces fins (OCDE, 2006 ; Bennear et Stavins, 2007). Néanmoins, elles peuvent avoir un effet de havre de pollution en l'absence de mesures compensatoires suffisantes.

Taxes et redevances liées à l'environnement et soutien financier public (efficacité de la combinaison)

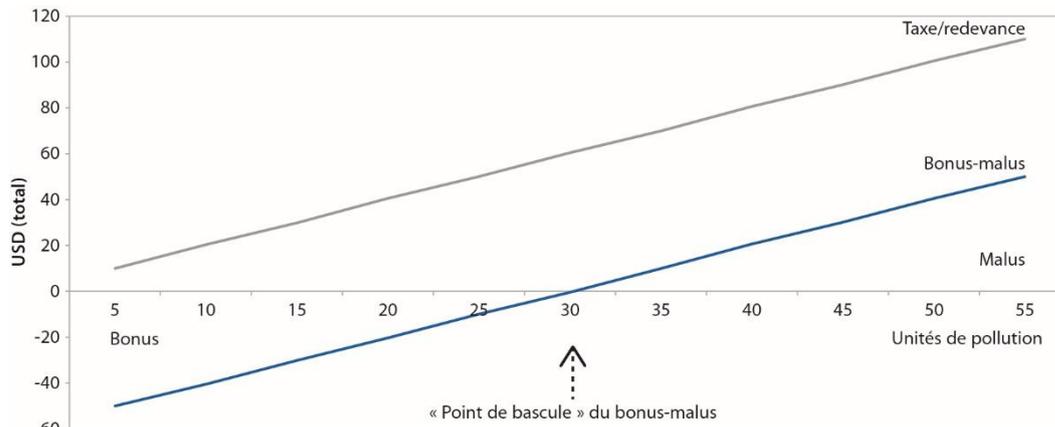
D'un point de vue théorique, les incitations marginales à réduire la pollution imputables à un instrument de type taxe ou redevance (mettant en œuvre le principe pollueur-payeur) et à un instrument de soutien financier public (mettant en œuvre

le principe bénéficiaire-pollueur) sont identiques, dès lors que le niveau de la taxe/redevance et celui du soutien sont équivalents et que l'externalité est visée directement (instrument visant l'impact) (Baumol et Oates, 1988). Néanmoins, même un instrument de soutien financier public bien conçu est probablement moins efficace, du point de vue environnemental, qu'une taxe ou redevance équivalente. Cela tient au fait qu'un instrument qui fait payer les pollueurs, comme une taxe, a pour effet de majorer les coûts totaux moyens des entreprises, alors que les instruments de soutien financier public ont pour effet de les minorer. Dans ce dernier cas de figure, certaines entreprises (notamment les plus vieilles, les moins efficaces et les plus polluantes) peuvent maintenir une activité qu'un instrument fiscal les aurait peut-être contraintes à abandonner. Par ailleurs, le soutien financier public empêche le marché d'indiquer au consommateur le véritable coût du produit, d'où une demande sous-optimale (trop élevée en cas d'externalités négatives) (Kolstad, 2011). Ces problèmes maintiennent la pollution au-dessus du niveau promis par un instrument fiscal équivalent.

Dans ce sens, il ne paraît pas logique de déployer deux instruments pour réduire les émissions d'un polluant donné provenant d'une source donnée, si un seul (en particulier une taxe ou une redevance) donne le même résultat. Toutefois, conjuguer ces instruments de façon bien structurée peut améliorer les chances d'atteindre la réduction souhaitée de la pollution lorsque des contraintes de faisabilité empêchent l'un des instruments utilisé seul d'y mener.

Il est courant, en l'occurrence, de recourir au « bonus-malus », instrument qui consiste à appliquer une taxe ou une redevance (malus) aux activités ou aux produits qui n'atteignent pas un seuil donné de performance environnementale, et à faire bénéficier d'un soutien financier les activités ou les produits qui dépassent ce niveau de performance (bonus). Le graphique 6.1 illustre ce principe. Dans cet exemple, le seuil (« point de bascule ») au-dessus duquel un malus est dû et en dessous duquel un bonus est accordé se situe à 30 unités de pollution. L'axe des ordonnées donne des valeurs absolues ; autrement dit, la pente de la ligne indique les coûts et les bénéfices marginaux de la réduction de la pollution (c'est-à-dire le montant de la taxe ou du bonus dû). Le Graphique 6.1 illustre également le principe d'une approche similaire s'appuyant sur une taxe/redevance utilisée seule. Comme on peut le voir, la pente est la même dans les deux cas, ce qui témoigne d'incitations marginales équivalentes, les écarts entre les coûts totaux moyens étant ainsi clairement expliqués.

Graphique 6.1. Conception d'un instrument de type « bonus-malus » et d'une taxe/redevance



Source : Drummond et al. (2015b).

Les bonus-malus peuvent s'appliquer à un large éventail de polluants provenant de différentes sources (moyennant diverses structures particulières), mais ils sont surtout étudiés et mis en œuvre dans le cas des droits d'immatriculation des voitures particulières (pour lutter contre l'intensité d'émission de dioxyde de carbone (CO₂)). Dans ces cas (et plus généralement), les observations indiquent que les systèmes bien conçus améliorent généralement avec efficacité les performances environnementales (Greene et al., 2005 ; Johnson, 2006 ; de Haan et al., 2009). Néanmoins, cela dépend de la conception de l'instrument considéré, notamment du point de bascule et du niveau du bonus et du malus (D'Haultfoeuille et al., 2014)¹⁴.

Taxes et redevances liées à l'environnement et paiements au titre de services écosystémiques (efficacité de la combinaison)

Étant donné que les instruments de type paiements au titre de services écosystémiques peuvent être considérés comme une catégorie particulière de soutien financier public, leur associer une taxe ou une redevance liée à l'environnement engendre une dynamique similaire à celle que donne la combinaison au sens large d'une taxe/redevance et d'un soutien financier public, examinée plus haut. Cette remarque s'applique aussi bien aux paiements au titre de services écosystémiques « financés par les pouvoirs publics »¹⁵ qu'à ceux qui sont « financés par les utilisateurs »¹⁶ (Drummond et al., 2015b).

Toutefois, certaines caractéristiques essentielles peuvent être signalées. Assez peu d'analyses rigoureuses ont été consacrées *a posteriori* aux paiements au titre de services écosystémiques (Drummond et al., 2015a), mais celles qui existent font état d'une efficacité généralement positive, quoique limitée (Pattanayak et al., 2010). Malgré tout, combiner une taxe ou une redevance (ou un système de permis négociables) avec un instrument de type paiement au titre de services écosystémiques risque d'être moins efficace sur le plan environnemental – tant pour ce qui est d'atteindre un niveau cible de réduction que de s'attaquer aux foyers de pollution – qu'une combinaison avec d'autres méthodes de soutien financier public (en particulier visant un impact) dans laquelle, comme dans l'association d'une

taxe/redevance avec un soutien financier public, la taxe/redevance joue le premier rôle et le soutien financier public, le deuxième.

La principale raison tient au fait qu'il est intrinsèquement difficile de définir et de cibler directement les services écosystémiques en question. Cela nécessite souvent de décrire avec précision des voies de transfert qui sont à l'origine des phénomènes (en tenant compte de l'étendue et de la distribution spatiales) et qui sont encore mal expliquées ou qu'il est impossible de soumettre à un système de mesure (Tomich et al., 2004). C'est pourquoi il est courant de recourir à des variables de remplacement ou à des indicateurs (autrement dit, à une approche « fondée sur les résultats »). Il en découle une deuxième difficulté : définir précisément le niveau de référence par rapport auquel l'« additionnalité » des actions soutenues peut être assurée et dispenser des paiements d'un niveau adéquat pour encourager la réalisation de ces actions (correspondant au moins, par exemple, à la différence entre la valeur économique privée retirée de l'existence du service écosystémique (préservation d'une forêt, par exemple) et la valeur procurée au propriétaire foncier par l'utilisation la plus rentable de ses terres (conversion en pâturages, par exemple) ; en d'autres termes, il s'agit du coût d'opportunité du maintien du service écosystémique considéré (Drummond et al., 2015a)). Bien entendu, éviter que le soutien ne soit excessif est tout aussi difficile et a des conséquences sur le rapport coût-efficacité.

Taxes et redevances liées à l'environnement (rapport coût-efficacité des combinaisons)

Le présent chapitre est consacré aux combinaisons d'instruments appartenant à des catégories différentes, mais il est souvent possible de conjuguer avec efficacité plusieurs instruments relevant de la même et conçus différemment. Par exemple, dans beaucoup de pays de l'OCDE, les ménages acquittent une redevance sur les eaux usées et une taxe sur la pollution est prélevée en aval sur les rejets des stations d'épuration dans le milieu. Dans un monde parfait, on pourrait obtenir un rapport coût-efficacité satisfaisant si l'on appliquait une taxe fondée sur l'impact au point de rejet des effluents des stations d'épuration, le coût de cette taxe ou des moyens mis en œuvre pour réduire la pollution (avec des coûts marginaux égaux ou inférieurs à la taxe) étant répercutés en amont sur les utilisateurs (les ménages, par exemple) selon leur contribution individuelle à la pollution (majoré d'autres coûts d'exploitation). Ces utilisateurs seraient ainsi incités également à ramener leur production d'eaux usées (et la concentration de polluants dans ces eaux) au niveau économiquement optimal. Néanmoins, dans la plupart des cas, déterminer la contribution individuelle des utilisateurs à la pollution exigerait des moyens administratifs et financiers excessifs, ce qui empêche une transmission efficace du signal prix. Le montant de la redevance demandée aux utilisateurs est donc souvent fondé sur le volume des eaux usées et non sur la charge polluante (et même, dans bien des cas, sur la consommation d'eau mesurée au compteur et non sur les quantités d'eaux usées rejetées, moyennant une hypothétique correspondance), l'objectif étant de réduire globalement les rejets d'eaux usées. Une taxe sur la pollution fondée sur l'impact, lorsqu'elle existe, incite ensuite la station d'épuration à traiter les eaux usées restantes au niveau économiquement optimal (selon le niveau de la taxe), avant de rejeter ses effluents dans le milieu naturel.

Réglementation directe dans le domaine de l'environnement et soutien financier public (rapport coût-efficacité de la combinaison)

En janvier 2018, une réglementation nouvelle et « plus ciblée » sur les rejets d'azote d'origine agricole dans les eaux a fait l'objet d'un accord politique au Danemark¹⁷. L'une de ses principales caractéristiques est de cibler les actions précisément, en fonction de différences géographiques. Dans le système précédent, au contraire, tous les agriculteurs étaient tenus de réduire leurs émissions dans les mêmes proportions, indépendamment des variations géographiques du bilan azoté. La nouvelle réglementation suppose de diviser le territoire en quelque 3 000 secteurs et de fixer dans chacun d'eux un objectif de réduction des rejets d'azote propre à assurer la protection des eaux superficielles et souterraines. Les agriculteurs peuvent choisir librement l'outil qui présente le meilleur rapport coût-efficacité dans leur secteur.

La nouvelle réglementation est conjuguée à un soutien financier public en faveur des modes de production agricole qui réduisent les rejets d'azote (par exemple les cultures dérobées, démarrées après une récolte pour consommer l'azote contenu dans le sol). Bien qu'elle soit plus ciblée, cette réglementation assortie d'une subvention n'incite pas, à long terme, à relocaliser les productions qui provoquent les rejets les plus importants dans les zones du Danemark où ceux-ci causeraient le moins de dommages au milieu aquatique (Danish Economic Councils, 2018). Cet inconvénient pourrait être évité si la réglementation appliquait une taxe géographiquement différenciée aux activités agricoles qui rejettent de l'azote dans le milieu aquatique (ibid.).

Une taxe de cette nature pourrait être étendue assez facilement à d'autres types de rejets agricoles, par exemple d'ammoniac (NH₃) ou de N₂O (Danish Economic Councils, 2018). Contrairement aux taxes sur les émissions de GES, les taxes sur l'azote doivent être modulées géographiquement. Cela ne devrait pas accroître la complexité de la réglementation aux yeux des agriculteurs, car il n'y aurait toujours qu'une seule taxe par type d'activité (ibid.). À long terme, cette extension de la taxation assurerait une réglementation commune plus claire et plus directe de différents effets de la production agricole sur l'environnement (ibid.).

6.2.3 Programme d'échange du Greater Miami Watershed : exemple de système de permis négociables

Environ 40 % des eaux de surface du bassin hydrographique de la Great Miami River, qui s'étend sur quelque 10 000 km² dans le Sud-Ouest de l'Ohio, aux États-Unis, ont longtemps été en-deçà des normes de qualité de l'eau définies par la réglementation. L'agence régionale de gestion de l'eau (Miami Conservancy District - MCD) a donc lancé en 2004 un programme d'échange pilote (Greater Miami Watershed Trading Programme - GMWTP), dans l'optique d'améliorer la qualité de l'eau avec un rapport coût-efficacité satisfaisant, avant que des mesures réglementaires ne limitent les rejets d'éléments nutritifs des stations d'épuration, sources ponctuelles.

Le GMWTP s'appuie sur un niveau de référence et des crédits d'émission. Il encourage les exploitations agricoles à adopter volontairement des pratiques optimales pour engendrer des crédits d'émission, qui peuvent être cédés aux stations d'épuration de manière à ce que celles-ci soient en conformité une fois la

réglementation adoptée. Les activités agricoles occupent environ 70 % de la superficie du bassin, sont les principales responsables des excédents d'azote (Newburn et Woodward, 2012) et, selon Kieser and Associates (2004), sont à même de réduire les émissions d'azote à un coût à peu près trente fois plus bas que les stations d'épuration. Toutes les exploitations agricoles situées dans le bassin sont en droit de mettre en œuvre des mesures pouvant engendrer des crédits. En coopération avec les organismes locaux chargés de la préservation de l'eau et des sols (Soil and Water Conservation Districts - SWCD), elles peuvent faire une offre où sont indiqués les changements qu'elles envisagent d'apporter à leurs pratiques, le coût de la mise en œuvre de ces changements et le nombre de crédits ainsi créés (1 crédit = rejet évité de 1 livre (0.45 kg) d'azote ou de phosphore) en fonction de l'écart, chaque année, avec une projection de référence des rejets d'éléments nutritifs multiplié par le nombre d'années pendant lesquelles il est prévu que les actions menées limitent les émissions. Les crédits de phosphore et d'azote sont fongibles. Ils sont ensuite achetés aux agriculteurs (représentés par les SWCD) par le MCD (qui fait office de bourse d'échange) dans le cadre d'« enchères inversées »¹⁸, puis peuvent être acquis par une station d'épuration (à la condition impérative qu'ils aient été engendrés par des activités menées en amont de celle-ci) (Newburn et Woodward, 2012 ; Shortle, 2012).

Efficacité de l'instrument. A la mi-2014, 397 projets agricoles avaient été lancés, engendrant plus de 1.14 million de crédits d'une valeur supérieure à 1.6 million USD et entraînant, d'après les estimations, une réduction des rejets d'éléments nutritifs dans les eaux de surface du bassin de 572 tonnes par rapport aux projections de référence (MCD, 2014). Dans la mesure où il n'existe pas encore de réglementation contraignante visant les sources ponctuelles, ces transactions obéissent à des ratios d'échange qui encouragent à agir avant que ne soit appliquées les obligations légales envisagées¹⁹.

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Sous l'effet des échanges réalisés à ce jour, le coût de la réduction des rejets se situe à 1.48 USD/livre, ce qui est très inférieur à ce que coûteraient, d'après les estimations, des mesures mises en œuvre directement par les stations d'épuration (4.72 USD/livre) (Kieser and Associates, 2004). Le rapport coût-efficacité est donc sans doute nettement meilleur que celui d'une mesure réglementaire appliquée aux seules sources ponctuelles. Toutefois, le recours aux enchères inversées est certes censé mettre les fournisseurs en concurrence et révéler les prix de réserve, mais il est probable qu'au fil des cycles successifs, les soumissionnaires aient mis en place des stratégies, les SWCD et les agriculteurs apprenant peu à peu à faire accepter leur offre au meilleur prix. L'absence de variation du prix offert maximum, fixé par le MCD, au fil des cycles successifs (2 USD/livre), a probablement favorisé ce phénomène, limitant le rapport coût-efficacité statique. L'incitation à innover est faible, car la méthode de calcul des crédits s'appuie sur des données qui sont disponibles uniquement dans le cas de pratiques de gestion des éléments nutritifs relativement courantes (Newburn et Woodward, 2012).

Faisabilité de l'instrument. Compte tenu de son rapport coût-efficacité plus élevé que celui d'autres dispositifs réglementaires visant à atteindre par anticipation certaines limites légales de rejet d'éléments nutritifs, le GMWTP est prisé des stations d'épuration. Lors de l'élaboration du programme, plus d'une centaine de réunions ont été organisées avec de multiples acteurs, ce qui a contribué à faire largement accepter l'instrument et à rallier des soutiens. L'intervention des SWCD

a aussi concouru activement à faire connaître le dispositif et à encourager la participation des agriculteurs (de même que le suivi annuel qui a eu lieu ensuite, dont le coût administratif est pris en compte dans les offres). Les coûts de transaction et le poids administratif s'en trouvent réduits. Conjugués, ces facteurs font du GMWTP un instrument apprécié, qui fonctionne bien (Newburn et Woodward, 2012).

6.2.4 Loi sur les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) des automobiles au Japon : exemple de réglementation directe dans le domaine de l'environnement

Malgré plusieurs réglementations visant les sources fixes de polluants atmosphériques locaux, le niveau de la pollution par les NO_x a continué d'augmenter tout au long des années 1980 au Japon, sous l'effet de l'accroissement de la circulation. Les pouvoirs publics ont donc mis en œuvre la loi de 1992 prévoyant des mesures spéciales de réduction du total des émissions d'oxydes d'azote des véhicules automobiles dans certaines zones (loi sur les NO_x), qui chargeait les préfectures des grandes zones urbaines de Tokyo et Osaka d'établir et de mettre en œuvre des plans locaux de réduction des émissions de NO_x des véhicules, l'objectif étant alors de respecter les normes nationales de concentration de dioxyde d'azote (NO₂) dans l'air ambiant au plus tard en 2000 dans les préfectures en question (autrement dit, de faire baisser la concentration de 27% par rapport au niveau de 1990). Cette loi prévoit en particulier des dispositions par type de véhicule, qui interdisent aussi bien l'utilisation que l'immatriculation des véhicules qui ne respectent pas certaines normes d'émission dans les préfectures concernées (moyennant des dates de « retrait » précises, différentes selon le type de véhicule). Cependant, compte tenu de l'augmentation de 10 % des distances parcourues et des mauvais résultats d'autres mesures de gestion (fiscalité avantageuse, prêts à faible taux d'intérêt et investissements dans la distribution de carburants différents pour favoriser l'utilisation de véhicules à faibles émissions, entre autres), les émissions de NO_x n'ont baissé que de 3 % (OCDE, 2002). En 2001, les particules ont été ajoutées aux substances visées et Nagoya est venue rejoindre les deux préfectures concernées à l'origine. À la suite de ces modifications, le texte a été intitulé loi prévoyant des mesures spéciales de réduction du total des émissions d'oxydes d'azote et de particules des véhicules automobiles dans certaines zones (loi sur les NO_x et les particules).

Effacité de l'instrument. Les émissions de NO_x ont diminué de 20 % environ entre 2000 et 2009 dans les zones soumises à la loi révisée, soit deux fois plus que dans le reste du pays (Hasunuma et al., 2014). Selon Iwata et al. (2014), la réglementation par types de véhicule, qui interdit d'immatriculer des véhicules très polluants et oblige à remplacer ceux qui sont déjà en circulation, a été déterminante. Dans les zones concernées, la prévalence de l'asthme a nettement baissé (-0.073 %/an), cette évolution et la diminution des émissions de NO_x (et de particules) étant notablement corrélées (Hasunuma et al., 2014).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Le coût de la loi sur les NO_x n'a pas été estimé *a posteriori*, mais d'après des évaluations *a priori*, il se monterait au total à 521 milliards JPY (environ 5 milliards USD) (Iwata et Arimura, 2008 ; Iwata et al., 2014). Cependant, il est presque certain que l'ensemble des retombées collectives positives (y compris la diminution des impacts sur la santé et les répercussions sur les zones voisines non soumises aux dispositions) soient de plus grande ampleur

(au moins deux fois plus importantes d'après les estimations basses d'Arimura et Iwata, 2006). Toutefois, les coûts marginaux de la réduction des émissions varient sensiblement selon le type de véhicule (ils sont plus de deux fois plus élevés dans le cas des voitures particulières ordinaires que dans celui des petits bus, par exemples), ce qui indique qu'il existe un fort potentiel de réduction des coûts de mise en conformité et d'accroissement des retombées collectives positives nettes, moyennant une modification du système de retrait des véhicules (Arimura et Iwata, 2006).

Faisabilité de l'instrument. La croissance économique rapide que le Japon a connue à partir du milieu du XX^e siècle s'est traduite par un accroissement important de la pollution de l'air et de ses répercussions sur la santé de la population (notamment dans les grandes zones urbaines). La pression des citoyens et les procès de plus en plus nombreux remportés par des organisations représentant les intérêts de victimes de problèmes sanitaires liés à la pollution ont conduit à l'adoption de plusieurs lois anti-pollution à partir des années 1960. Le fait que la population ait conscience des problèmes de santé liés à la pollution a probablement joué en faveur de la loi sur les NO_x, de même que les dates de retrait différenciées et l'existence d'autres instruments en parallèle (comme la taxation des véhicules à taux variables et les subventions en faveur des véhicules à faibles émissions), même si les études manquent sur l'ampleur du soutien public au moment de son adoption et sur la contribution de ces facteurs. L'instrument est appliqué dans le cadre du Programme japonais d'inspection des véhicules : ceux qui ne sont pas conformes à la loi sur les NO_x ne peuvent pas être soumis à ce contrôle obligatoire (Colls et Tiwary, 2010).

6.2.5 Le programme de valorisation et de protection des ressources de Pennsylvanie : un exemple de soutien financier public

Créé en 2008, le programme de valorisation et de protection des ressources (*Resource Enhancement and Protection Programme – REAP*) octroie des crédits d'impôt aux exploitants, entreprises et personnes physiques qui mettent en place, dans des activités agricoles en Pennsylvanie, des méthodes agréées reconnues comme meilleures pratiques de gestion et de nature à améliorer la production agricole et à protéger les ressources naturelles (au-delà d'une simple application des exigences réglementaires). Une fois le projet achevé, les candidats peuvent bénéficier de crédits sur les impôts perçus par l'État de Pennsylvanie à hauteur de 50 à 75 % des dépenses de mise en œuvre engagées (dans la limite de 150 000 USD selon la pratique, hors dépenses couvertes par des fonds publics). Les entreprises et personnes physiques sans caractère agricole (imposables dans le Commonwealth de Pennsylvanie)²⁰ peuvent financer la mise en place de meilleures pratiques de gestion et recevoir les crédits d'impôt y afférents, lesquels sont valables 15 ans et peuvent être transférés à d'autres contribuables. Les crédits doivent être remboursés si la pratique est abandonnée avant le terme du délai convenu.

Efficacité de l'instrument. Entre 2008 et fin 2011, plus de 950 exploitations agricoles ont bénéficié de crédits d'impôt pour avoir mis en place au moins une meilleure pratique de gestion, ce qui a permis de réduire les rejets estimés d'azote dans les masses d'eau de plus de 5 700 tonnes (et de diminuer le phosphore et les sédiments de quelque 430 tonnes chacun) (PSCC, 2011).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Sur la même période, les participants au programme ont fait valoir des crédits d'impôt d'un montant avoisinant

39 millions USD (PSCC, 2011), qui leur a permis de mobiliser 5 à 8 millions USD d'investissements privés par an. De prime abord, ces chiffres dépeignent une initiative très peu coûteuse et efficace pour réduire la pollution dans les exploitations agricoles de Pennsylvanie. Cependant, les crédits d'impôt sont accordés à la mise en place de produits et pratiques standard agréés (une approche fondée sur les résultats), si bien que l'impact sur la pollution sera inégal d'un site à l'autre et d'une période sur l'autre, ce qui limite le rapport coût-efficacité statique. Par ailleurs, on ignore dans quelle mesure précisément des mécanismes d'incitation inadaptés ou des défauts comme le manque d'information faisaient obstacle à ces investissements au préalable, ce qui a également des conséquences sur le rapport coût-efficacité. Le fait que seules les meilleures pratiques de gestion agréées ouvrent droit à l'avantage fiscal affaiblit également les incitations à innover, ce qui pénalise le rapport coût-efficacité dynamique.

Faisabilité de l'instrument. En autorisant toute entité contribuable à financer les améliorations (en agissant en qualité de « promoteur de projet »), le programme pare aux éventuelles difficultés d'accès aux capitaux. Le nombre et le montant des crédits pouvant être accordés sur un an sont plafonnés et ce plafonnement est revu chaque année, ce qui permet de tirer les leçons des années précédentes.

6.2.6 Le programme agriculture-environnement de Vittel : un exemple de paiement au titre de services écosystémiques

La marque d'eau conditionnée Vittel puise son eau et la met en bouteille dans un aquifère dans le village du même nom, au nord-est de la France. Pour conserver l'appellation « eau minérale naturelle », l'eau de Vittel doit afficher une concentration en nitrates stable, inférieure ou égale à 15 mg/l, être dépourvue de pesticides et ne subir aucun traitement. Au début des années 1980, l'intensification de l'agriculture sur l'impluvium de Vittel menaçait le respect de ces conditions et, par voie de conséquence, la poursuite de l'activité de l'entreprise d'eau minérale. Plusieurs solutions ont été étudiées pour faire face à cette menace, y compris l'achat des terres agricoles à l'origine du problème et les recours en justice pour contraindre les exploitants à modifier leurs pratiques. Ces mesures ont toutefois été rendues impossibles par des obstacles juridiques et pratiques. Ainsi, en 1989, il a été décidé d'opter pour un mécanisme incitant les agriculteurs à modifier volontairement leurs pratiques. Des travaux de recherche approfondis ont été menés afin de déterminer le lien entre les pratiques agricoles et la concentration de nitrates dans l'aquifère, de recenser les pratiques pouvant être mises en place pour réduire autant que possible les rejets excessifs d'azote, et de cerner les incitations requises pour encourager les agriculteurs à adopter ces pratiques (au-delà de la simple application des exigences réglementaires), ce qui semblait le plus approprié pour aboutir à une eau à faible teneur en nitrates (approche fondée sur les résultats). Un ensemble de mesures incitatives a été mis sur pied à la lumière de ces travaux. Les agriculteurs devaient accepter de supprimer la culture du maïs, renoncer aux pesticides, limiter l'utilisation d'engrais de synthèse, assurer le compostage de l'ensemble des déjections animales, limiter le chargement sur les pâtures et respecter des normes strictes concernant les bâtiments (Depres et al., 2005). En échange, Vittel leur apportait une aide pouvant atteindre 150 000 EUR par exploitation et dont le but était de financer l'achat des nouveaux équipements et la mise aux normes des bâtiments ainsi que le coût de main-d'œuvre lié à l'épandage du compost sur les champs, de dispenser une aide et des conseils techniques gratuits, et d'octroyer un

subside s'élevant en moyenne à 200 EUR/ha/an pendant cinq ans pour garantir des revenus pendant la période de transition vers les nouvelles pratiques (Perrot-Maitre, 2006).

Efficacité de l'instrument. De l'avis général, le programme agriculture-environnement de Vittel (AGREV) a été une réussite. En 2004, toutes les exploitations du périmètre y avaient adhéré, assurant la protection de 92 % de la zone à risque, et la concentration en azote de l'aquifère était stable. Pour savoir quelles mesures encourager, le lien de cause à effet entre les pratiques agricoles utilisées et la pollution azotée du bassin de captage avaient fait l'objet de recherches solides ayant permis de bien le comprendre. On ne saurait toutefois dire dans quelle mesure le dispositif incitatif a permis de réduire davantage les concentrations d'azote dans l'aquifère qu'elles ne l'auraient été sans sa mise en œuvre. Les versements ne sont pas subordonnés à une réduction de la pollution azotée (impact), mais à l'achat et à l'utilisation de certaines technologies et pratiques (résultat), ce qui limite le rapport coût-efficacité aussi bien statique que dynamique (l'impact sur les rejets d'azote étant en effet probablement sensible à la variabilité spatiale et temporelle, notamment).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Selon les estimations, Vittel aurait déboursé 24.25 millions EUR au cours des sept premières années du programme AGREV, soit 980 EUR/ha et 1.52 EUR/m³ d'eau conditionnée produite. La rentabilité durable de la marque Vittel est le signe que le dispositif affiche un rapport coût-efficacité satisfaisant (Perrot-Maitre, 2006).

Faisabilité de l'instrument. Dans cette expérience, l'une des clés du succès a été de déployer des moyens pour comprendre les choix qui s'offraient à chaque exploitant dans le périmètre concerné et les décisions prises par chacun d'eux (y compris sur des sujets sans lien avec les coûts comme le droit des successions), ainsi que d'entretenir un dialogue ouvert à long terme afin de bâtir une relation de confiance et une compréhension réciproque. Les mesures dont chaque agriculteur a bénéficié au bout du compte ont été négociées au cas par cas afin de tenir compte des besoins et des préoccupations de chacun. Bien que cette démarche ait créé des conditions plus propices à la faisabilité, elle a probablement augmenté les coûts de transaction de manière significative (Perrot-Maitre, 2006).

6.2.7 Le programme australien FERTCARE : un exemple d'action passant par l'information

L'agriculture est au cœur de nombreux débats sur l'environnement en Australie (Drew, 2007), où l'utilisation massive d'engrais chimiques inquiète tout particulièrement, notamment en raison de l'eutrophisation des cours d'eau intérieurs et côtiers qu'elle provoque (la dégradation de la qualité de l'eau dans ces derniers menaçant d'ailleurs la santé de la Grande barrière de corail au nord-est du pays). Lancé en 2004, le programme FERTCARE, initiative conjointe de l'association australienne des services de fertilisation (AFSA), de Fertiliser Australia, du ministère de l'Environnement et du Patrimoine et du ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de la Forêt, est la pièce maîtresse de la lutte contre ces phénomènes. Les services de vulgarisation agricole, les distributeurs de matériels d'épandage et les fabricants d'engrais désireux de limiter au minimum les dommages environnementaux dus à l'utilisation d'engrais de synthèse peuvent suivre les formations dispensées dans ce cadre. Moyennant une formation plus

poussée, les vulgarisateurs peuvent obtenir le statut de conseiller certifié FERTCARE (FERTCARE Accredited Advisors, FAA). Les préconisations de ces derniers au sujet de la gestion des sols et des engrais doivent s'appuyer sur des méthodes performantes d'analyse des sols et/ou des végétaux, mises en œuvre par des laboratoires appliquant les bonnes pratiques et les connaissances scientifiques reconnues en Australie. Les FAA sont soumis à un contrôle biennal. Les distributeurs de matériels d'épandage peuvent demander la certification « Accu-Spread ». Pour être autorisés à utiliser le logo FERTCARE, les fabricants d'engrais doivent respecter les objectifs de la filière en matière de formation du personnel. FERTCARE est actualisé en permanence et a été lauréat du prix B-HERT (Business and Higher Education Round Table) en 2012.

Efficacité de l'instrument. L'objectif du programme est de former la totalité des personnes éligibles. En 2016, soit douze ans après le lancement, seuls 76 %, d'après les résultats d'une enquête auprès des entreprises, avaient terminé avec succès la formation FERTCARE (Fertiliser Australia, 2016). Cela peut donner à penser que l'objectif n'a pas été atteint, mais compte tenu des mouvements de personnel et de l'incapacité de certaines personnes à réussir la formation, il est probablement impossible de former 100 % des acteurs visés (*ibid.*). Les mouvements de personnel parmi ces derniers restent problématiques pour les entreprises du secteur des engrais. De plus, en 2016, seuls 74 machines d'épandage étaient certifiées Accu-Spread, ce qui correspond probablement à un pourcentage modeste, même s'il n'existe pas de données fiables sur le nombre de modèles en Australie. En 2016, on dénombrait dans le pays 256 FAA et 11 entreprises autorisées à utiliser le logo FERTCARE. L'« impact » du programme (réduction de la pollution azotée) n'a pas été évalué et ne fait pas l'objet directement d'un suivi. De ce fait, l'efficacité environnementale de l'instrument ne peut pas être évaluée directement. Cependant, le « résultat » (modification induite des pratiques sur les exploitations et d'autres sites) peut servir d'indicateur de substitution. D'après l'évaluation que Cummins (2016) a consacrée au projet FERTCARE de conseil agricole sur les émissions de carbone (Carbon Farming Extension Project, FCFEP), qui a duré de 2013 à 2016, les FAA conseillaient mieux les agriculteurs grâce à leurs nouvelles connaissances sur la réduction des émissions, le stockage du carbone et l'action des pouvoirs publics. Dans l'ensemble, 59 % des participants à l'enquête ont indiqué que les documents de formation de FERTCARE sur l'utilisation efficace de l'azote leur étaient très utiles en tant que conseillers ; ce chiffre monte à 69 % dans le cas des personnes qui ont suivi toute la formation, contre 43 % dans les autres cas. Autrement dit, si le programme semble assez bien atteindre ses objectifs premiers, à savoir former un grand nombre d'acteurs et fournir des conseils de qualité aux agriculteurs, il est difficile de se prononcer sur son impact environnemental global.

Rapport coût-efficacité de l'instrument. En 2005, les ventes d'engrais en Australie se sont élevées, au total, à près de 2.5 milliards AUD (1.9 milliard USD). D'après Drew (2007), le coût supporté par l'industrie des engrais pour remplir les objectifs évoqués ci-dessus atteint sans doute quelque 4 millions AUD (3 millions USD). Ainsi, le programme représente un coût certes relativement faible, mais non négligeable pour le secteur.

Faisabilité de l'instrument. Le spectre d'un durcissement de la réglementation a peut-être encouragé les acteurs de l'industrie des engrais à adhérer au dispositif. Drew (2007) recense toutefois d'autres facteurs ayant joué en faveur de la faisabilité, notamment :

- les énoncés explicites des problèmes causés par l'utilisation excessive d'engrais par des acteurs reconnus ;
- la mise en lumière des avantages du programme pour le secteur ;
- le soutien financier du gouvernement australien à la mise en place initiale du programme ;
- l'engagement en faveur d'un taux de certification de 100 %, qui a encouragé tous les participants à s'investir ;
- le caractère « universel » de la formation, qui répond à tous les niveaux de complexité des métiers exercés ;
- l'implication d'autres acteurs, notamment du secteur public ;
- l'utilisation d'un cadre de certifications externe pour gérer à la fois les certifications et le suivi des dossiers.

6.2.8 *Le programme Chesapeake 2000 : un exemple de dispositif volontaire*

L'activité économique de la baie de Chesapeake (pêche, tourisme, fret, etc.) joue un rôle important dans le dynamisme de la région du Mid-Atlantic, et son accélération ces dernières décennies a provoqué une dégradation (eutrophisation) des eaux de la baie qui bride désormais la croissance économique. Face à ce constat, en 2000, les États du Maryland, de Virginie, de Pennsylvanie et du district de Columbia ainsi que les autorités fédérales se sont appuyés sur un partenariat existant pour mettre sur pied le programme Chesapeake 2000. Cet accord volontaire comporte plus d'une centaine d'objectifs fondamentaux devant être (quasiment) atteints à l'horizon 2010, notamment le retrait de la baie de la liste des « eaux dégradées » (*impaired waters*) établie par l'Agence fédérale pour la protection de l'environnement des États-Unis (USEPA), ainsi que des objectifs plus ciblés, comme celui de protéger et de remettre en état 114 000 acres (46 000 hectares) de végétation aquatique submergée (plantes qui croissent jusqu'à la surface des eaux peu profondes, sans en émerger), de soutenir la remise en état de fleuves et d'affluents de première importance et de mettre au point puis de promouvoir des solutions de traitement des eaux usées (Cramer, 2014 ; USEPA et USDA, 2006).

Efficacité de l'instrument. Selon les conclusions de Cramer (2014), bien que les charges en azote aient baissé de quelque 13 % entre 1990-2000 et 2000-2010, une analyse statistique révèle que la tendance n'est pas significative (un résultat qui se vérifie également dans le cas des charges en phosphore). Néanmoins, après prise en compte des ouragans et tempêtes tropicales, le programme semble avoir réduit de manière significative les charges en nutriments, de 40 millions de tonnes entre 1990 et 2010 dans le cas de l'azote (et 1 million de tonnes dans le cas du phosphore). La baie de Chesapeake est toutefois demeurée inscrite sur la liste des « eaux dégradées » et, fin 2010, l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis a pris des dispositions afin de réglementer la charge journalière maximale totale (CJMT) (voir l'étude de cas sur le bassin de la baie de Chesapeake au chapitre 3).

Rapport coût-efficacité de l'instrument. Selon les estimations réalisées *ex ante*, l'enveloppe totale du projet devait s'élever à 18.7 milliards USD pour remplir tous les objectifs de Chesapeake 2000. À titre de comparaison, la baie avait été évaluée en 1989 à 678 milliards USD (en dollars de 1987) (CBC, 2003). La valeur précise des ressources consacrées au programme jusqu'à son terme en 2010 est inconnue. Quand bien même nous disposerions de cette information, il serait difficile de discerner et de déterminer le rapport coût-efficacité du programme dans la réduction de la pollution azotée, tant les objectifs sont nombreux à se chevaucher.

Faisabilité de l'instrument. Bien que l'adhésion au programme ait été favorisée par le risque sérieux de durcissement réglementaire (bien réel puisque la charge journalière maximale totale a finalement été réglementée), il est probable que d'autres facteurs se soient ajoutés à l'équation et aient bridé la réduction des charges en nutriments. Ainsi, alors que certaines ambitions se traduisaient par un objectif bien précis, environ la moitié n'étaient pas quantifiables, ce qui a donné au programme des contours flous. On note en outre l'absence de dispositions de lutte contre le resquillage des signataires (le fait de profiter sans avoir contribué) et le manque d'incitations à atteindre les objectifs de l'accord (mettant clairement en lumière les avantages pour les participants, par exemple) (Cramer, 2014).

Notes

¹ Il convient de noter que, dans la mesure où chacun des instruments (défini d'une certaine manière) et de leurs combinaisons peut revêtir des caractéristiques très variées et être appliqué dans des conditions très diverses, l'évaluation présentée dans Drummond et al., 2016, 2015a et 2015b ne peut être qu'indicative.

² Selon ce principe, c'est au pollueur d'assumer le coût des mesures à prendre pour réduire la pollution, à hauteur soit du dommage causé à la collectivité, soit du dépassement d'un niveau acceptable (ordinaire) de pollution (OECD Glossary of Statistical Terms).

³ D'après l'hypothèse du havre de pollution, les activités polluantes se relocalisent dans les pays où les règles de protection de l'environnement sont moins strictes.

⁴ Contrairement au principe pollueur-payeur, le principe bénéficiaire-payeur stipule que ceux qui bénéficient d'une action doivent contribuer au financement de son coût (Hatfield-Dodds, 2006).

⁵ Les systèmes de bonus-malus appliquent une taxe ou une redevance (malus) aux activités ou aux produits qui n'atteignent pas un seuil donné de performance environnementale, et font bénéficier d'un soutien financier les activités ou les produits qui dépassent ce niveau de performance (bonus). La restitution de la taxe sur les émissions de NO_x, en Suède, est un excellent exemple (OECD, 2013).

⁶ Il y a captation réglementaire lorsqu'un organe de réglementation, créé pour agir dans l'intérêt de la collectivité, favorise des groupes en position dominante dans l'activité ou le secteur qu'il est chargé de réglementer.

⁷ Exception faite des charges administratives, qui se montent à environ 0.7 % des recettes totales (OCDE, 2013).

⁸ L'instrument n'ayant pas d'incidence sur les revenus globalement, les prix relatifs des produits n'ont pas changé et, par conséquent, leur demande non plus. Par ailleurs, l'absence de modification des prix des produits prévient les effets redistributifs négatifs (OCDE, 2013).

⁹ Un foyer de pollution peut être engendré activement, moyennant par exemple la concentration de permis négociables dans une zone, pendant une période ou dans un secteur, ou simplement être une zone, une période ou un secteur où les dommages marginaux dus à la pollution sont particulièrement élevés et qui n'est soumis activement à aucun instrument ou combinaison d'instruments.

¹⁰ Observé le plus souvent dans le contexte de l'amélioration de l'efficacité énergétique, l'effet rebond se produit lorsque l'augmentation de l'efficacité de la production réduit le coût unitaire du service fourni, entraînant une hausse de la consommation concordant avec l'élasticité prix de la demande (Berkhout et al., 2000).

¹¹ L'externalité est visée directement. Cette approche, autrement dit, est « fondée sur la performance ».

¹² L'externalité est visée indirectement par l'interdiction de certaines pratiques ou l'obligation d'en appliquer d'autres. En d'autres termes, cette approche est « fondée sur la technologie ».

¹³ De manière générale, les deux approches (fondées soit sur l'impact, soit sur le résultat) peuvent être appliquées aux acteurs tant en amont qu'en aval.

¹⁴ Les données montrent que dans le cas bien connu du système français de bonus-malus appliqué aux voitures neuves pour réduire les émissions de CO₂, un point de bascule situé trop haut couplé à un bonus exagérément généreux se traduit en fait par une augmentation des émissions.

¹⁵ Ce sont les pouvoirs publics (ou des organismes assimilés) qui « achètent » des services écosystémiques collectifs (séquestration du CO₂, par exemple).

¹⁶ Ce sont des acteurs privés qui achètent des services écosystémiques, lesquels procurent des avantages (en grande partie) privés.

¹⁷ Cette nouvelle réglementation complète le dispositif en place dans le pays, notamment les réglementations prévues par une série de dispositions sur l'agriculture et l'alimentation adoptée en décembre 2015.

¹⁸ Dans les enchères inversées, les vendeurs de crédits rivalisent pour obtenir de l'activité de l'acheteur. En l'occurrence, le MCD accepte les offres des SWCD, puis fixe leur valeur maximale à l'issue du premier cycle de soumissions.

¹⁹ Les stations d'épuration qui prennent part au système avant l'entrée en vigueur d'une réglementation contraignante ont besoin d'un seul crédit par livre d'azote dépassant la future limite, alors que celles qui adhéreront après la mise en place de la réglementation auront besoin de trois crédits

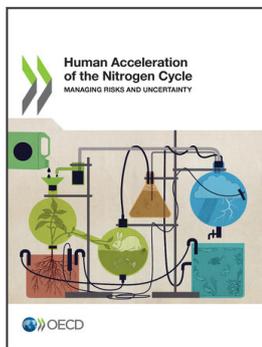
²⁰ Personnes assujetties notamment à l'impôt sur le revenu des personnes physiques (*Personal Income Tax*), à l'impôt sur les sociétés (*Corporate Net Income Tax*), à l'impôt sur l'actif net et l'immatriculation (*Capital Stock and Franchise Tax*), à l'impôt sur les fonds propres bancaires (*Bank Shares Tax*), à l'impôt sur les primes perçues par les compagnies d'assurance couvrant les risques liés aux titres de propriété (*Title Insurance Company Premiums Tax*), à l'impôt sur les primes d'assurance (*Insurance Premiums Tax*) et à l'impôt sur les caisses d'épargne (*Mutual Thrift Institutions Tax*) (PSCC, 2011).

Références

- Arimura, T. et K. Iwata (2006), « Inefficiency in Command-and-Control Approach Toward Adoption of Low Emission Vehicles: Japanese Experience of Air Pollution from Diesel Trucks », note présentée au Troisième congrès mondial des économistes environnementaux et des ressources, Kyoto, Japon.
- Baumol, W. et W. Oates (1988), *The Theory of Environmental Policy*, 2^e édition, Cambridge University Press.
- Benbear, L. et R. Stavins (2007) « Second-Best Theory and the Use of Multiple Policy Instruments », *Environmental Resource Economics*, vol. 37, n° 1.
- Berkhout, P. et al. (2000), « Defining the Rebound Effect », *Energy Policy*, vol. 28, n° 6-7.
- Bonilla, J. et al. (2014), « Diffusion of NO_x Abatement Technologies in Sweden », *Working Papers in Economics*, n° 585, Department of Economics, University of Gothenburg.
- Chesapeake Bay Commission (CBC) (2003), *The Cost of a Clean Bay: Assessing Funding Needs Throughout the Watershed*, Chesapeake Bay Commission, Annapolis, États-Unis.
- Colls, J. et A. Tiwary (2010), *Air Pollution: Measurement, Modeling and Mitigation*, 3^e édition, Oxford, Routledge.
- Cramer, S. (2014), « An Examination of Levels of Phosphorus and Nitrogen in the Chesapeake Bay Before and After the Implementation of the Chesapeake 2000 Program », *The Public Purpose*, vol. 12.
- Cummins, T. (2016), « FERTCARE Carbon Farming Extension Project Second Survey – Advisor Knowledge and Attitudes », Tim Cummins & Associates.
- Danish Economic Councils (2018), « Economy and Environment, 2018 », Résumé et recommandations, De Økonomiske Råd.
- D'Haultfoeuille, X. et al. (2014), « The Environmental Effect of Green Taxation: The Case of the French Bonus/Malus », *The Economic Journal*, vol. 124, n° 578.
- De Haan, P. et al. (2009), « How Much Do Incentives Affect Car Purchase? Agent-Based Microsimulation of Consumer Choice of New Cars – Part II: Forecasting Effects of Feebates Based on Energy-Efficiency », *Energy Policy*, vol. 37, n° 3.
- Depres, C. et al. (2005), « On Coasean Bargaining with Transaction Costs: The Case of Vittel », *CESAER Working Paper*, n° 2005/3.
- Drew, N. (2007), « Fertcare – Putting Best Practice into Stewardship », in *Fertiliser Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs Regulations*, International Fertilizer Industry Association, Paris.
- Drummond, P. et al. (2016), « Policy Instruments and Combinations to Manage the Unwanted Release of Nitrogen into Ecosystems – Effectiveness, Efficiency and Feasibility », note présentée au Groupe de travail sur la biodiversité, l'eau et les écosystèmes à sa reunion des 11-12 mai 2016, ENV/EPOC/WPBWE(2016)5.
- Drummond, P. et al. (2015a), « Policy Instruments to Manage the Unwanted Release of Nitrogen into Ecosystems – Effectiveness, Cost-Efficiency and Feasibility », note présentée au Groupe de travail sur la biodiversité, l'eau et les écosystèmes à sa reunion des 19-20 février 2015, ENV/EPOC/WPBWE(2015)8.
- Drummond, P. et al. (2015b), « Policy Instrument Combinations to Manage the Unwanted Release of Nitrogen into Ecosystems – Effectiveness, Cost-Efficiency and Feasibility », note présentée au

- Groupe de travail sur la biodiversité, l'eau et les écosystèmes à sa réunion des 21-22 octobre 2015, ENV/EPOC/WPBWE(2015)14.
- Ecotec (2001), « Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States », Ecotec, Bruxelles.
- Fertiliser Australia (2016), « Sustainability and Stewardship 2016 », www.fertilizer.org.au/Portals/0/Documents/Reports/Sustainability%20and%20Stewardship%202016.pdf?ver=2018-01-22-151251-473.
- Greene, D. et al. (2005), « Feebates, Rebates and Gas-Guzzler Taxes: A Study of Incentives for Increased Fuel Economy », *Energy Policy*, vol. 33, n° 6.
- Hasunuma, H. et al. (2014), « Decline of Ambient Air Pollution Levels due to Measures to Control Automobile Emissions and Effects on the Prevalence of Respiratory and Allergic Disorders among Children in Japan », *Environmental Research*, vol. 131.
- Hatfield-Dodds, S. (2006), « The Catchment Care Principle: A New Equity Principle for Environmental Policy, with Advantages for Efficiency and Adaptive Governance », *Ecological Economics*, vol. 56, n° 3.
- Höglund-Isaksson, L. et T. Sterner (2009), *Innovation Effects of the Swedish NO_x Charge*, Forum mondial sur l'éco-innovation, 4-5 novembre 2009, OCDE, Paris.
- Iwata, K. et T. Arimura (2008), « Economic Analysis of a Japanese Air Pollution Regulation: An Optimal Retirement Problem under Vehicle Type Regulation in the NO_x-Particulate Matter Law », Discussion Paper 08-15, Resources for the Future, Washington D.C.
- Iwata, K. et al. (2014), « The Effectiveness of Vehicle Emission Control Policies: Evidence from Japanese Experience », Working Paper E-77, Tokyo Centre for Economic Research, Tokyo.
- Johnson, K. (2006), « Feebates: An Effective Regulatory Instrument for Cost-Constrained Environmental Policy », *Energy Policy*, vol. 34, n° 18.
- Kieser & Associates (2004), « Preliminary Economic Analysis of Water Quality Trading Opportunities in the Great Miami River Watershed, Ohio », Kieser & Associates, Kalamazoo, États-Unis.
- Kolstad, C.D. (2011), *Intermediate Environmental Economics*, 2^e édition, Oxford, Oxford University Press.
- Miami Conservancy District (MCD) (2014), *Water Quality Credit Trading Program: A Common Sense Approach to Reducing Nutrients*, newserver.miamiconservancy.org/water/documents/WQCTPfactsheet2014FINAL_000.pdf.
- Naturvårdsverket (2014), *Ändring av kväveoxidavgiften för ökad styreffekt: Redovisning av ett regeringsuppdrag*, Rapport 7747, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Newburn, D. et R. Woodward (2012), « An Ex Post Evaluation of Ohio's Great Miami Water Quality Trading Program », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 48, n° 1.
- OCDE (2013), « The Swedish Tax on Nitrogen Oxide Emissions: Lessons in Environmental Policy Reform », *OECD Environment Policy Papers*, n° 2, Éditions OCDE, Paris, doi.org/10.1787/5k3tspfggzt-en.
- OCDE (2006), *L'économie politique des taxes liées à l'environnement*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264025554-fr>.
- OCDE (2002), *Examens environnementaux de l'OCDE : Japon 2002*, Examens environnementaux de l'OCDE, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264275331-fr>.

- Pattanayak, S. et al. (2010), « Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries? », *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 4, n° 2.
- Perrot-Maitre, D. (2006), *The Vittel Payments for Ecosystem Services: A 'Perfect' PES Case?*, International Institute for Environment and Development, Londres.
- Pennsylvania State Conservation Commission (PSCC) (2011), *PA REAP Resource Enhancement and Protection FY 2009-10 and FY 2010-11 Annual Report*, Pennsylvania Department of Agriculture, États-Unis.
- Shortle, J. (2012), « Water Quality Trading in Agriculture », rapport préparé à l'intention du Groupe de travail mixte sur l'agriculture et l'environnement, COM/TAD/CA/ENV/EPOC(2010)19/FINAL, OCDE, Paris.
- SOU (2017), « Brännheta skatter! Bör avfallsförbränning och utsläpp av kväveoxider från energiproduktion beskattas? », Betänkande av Förbränningsskatteutredningen, Statens Offentliga Utredningar, SOU 2017:83, Stockholm.
- Sterner, T. et B. Turnheim (2008), « Innovation and Diffusion of Environmental Technology: Industrial NO_x abatement in Sweden under Refunded Emission Payments », Discussion Paper, Resources for the Future, Washington D.C.
- Tomich, T. et al (2004), « Environmental Services and Land Use Change in Southeast Asia: From Recognition to Regulation or Reward? », *Agriculture Ecosystems and Environment*, vol. 104, n° 1.
- USEPA et USDA (2006), « Evaluation Report: Saving the Chesapeake Bay Watershed Requires Better Coordination of Environmental and Agricultural Resources », Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis et ministère de l'Agriculture des États-Unis, Washington D.C



Extrait de :

Human Acceleration of the Nitrogen Cycle Managing Risks and Uncertainty

Accéder à cette publication :

<https://doi.org/10.1787/9789264307438-en>

Merci de citer ce chapitre comme suit :

OCDE (2018), « Évaluation de l'efficacité, de l'efficience et de la faisabilité des instruments d'action visant la gestion de l'azote », dans *Human Acceleration of the Nitrogen Cycle : Managing Risks and Uncertainty*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/938d0436-fr>

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

Ce document et toute carte qu'il peut comprendre sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à rights@oecd.org. Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) info@copyright.com ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) contact@cfcopies.com.