



HAL
open science

Instrument de politique environnementale en présence de comportements stratégiques des acteurs

Maia David

► **To cite this version:**

Maia David. Instruments de politique environnementale en présence de comportements stratégiques des acteurs. Economies et finances. Université Panthéon-Sorbonne (Paris I), 2013. tel-01544979

HAL Id: tel-01544979

<https://hal.science/tel-01544979>

Submitted on 22 Jun 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITÉ PARIS I PANTHÉON-SORBONNE
DÉPARTEMENT D'ECONOMIE

N° attribué par la bibliothèque

Année 2013

|_|_|_|_|_|_|_|_|_|_|

HABILITATION À DIRIGER DES RECHERCHES

Discipline : Sciences Economiques

présentée et soutenue publiquement le 09/07/2013 par

Maia DAVID

Titre : Instruments de politique environnementale en présence de comportements
stratégiques des acteurs

Sous le parrainage de Madame Mireille Chiroleu-Assouline,
Professeur à l'Université Paris I Panthéon-Sorbonne.

JURY :

- Mme Mireille Chiroleu-Assouline, Professeur à l'Université Paris I Panthéon-Sorbonne, Garante.
- Mr Matthieu Glachant, Professeur à Mines ParisTech.
- Mr Pierre-André Jovet, Professeur à l'Université Paris X Nanterre.
- Mme Katheline Schubert, Professeur à l'Université Paris I Panthéon-Sorbonne, Rapporteur.
- Mr Hubert Stahn, Professeur à l'Université Aix-Marseille, Rapporteur.
- Mme Sophie Thoyer, Professeur à SupAgro Montpellier, Rapporteur.

L'UNIVERSITE PARIS I PANTHEON-SORBONNE n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les thèses ; ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

Remerciements

Je souhaite remercier en premier lieu, et très chaleureusement, Mireille Chiroleu-Assouline qui a accepté, avec enthousiasme et encouragements, de me parrainer pour ce travail de synthèse et de réflexion de mes neuf dernières années de recherche. Sa réactivité et le soin qu'elle a porté à la lecture de mon travail y sont pour beaucoup dans la possibilité qui m'est offerte aujourd'hui de soutenir mes travaux en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches. Je lui en suis très reconnaissante.

Je remercie très sincèrement les trois rapporteurs de ce mémoire d'HDR. Je remercie Katheline Schubert, qui déjà avait rapporté ma thèse de doctorat, d'être présente une fois encore pour juger mon travail et me conseiller. Je remercie Hubert Stahn, qui comme moi a travaillé sur les éco-industries. J'avais connaissance de ses travaux sur ce sujet sans avoir pu encore échanger directement avec lui et suis ravie que l'occasion se présente. Je remercie Sophie Thoyer, avec qui je partage mon intérêt pour les enchères de conservation. J'apprécie sa large connaissance de cet instrument de politique agri-environnementale et suis heureuse qu'elle puisse juger ma contribution sur ce thème et d'autres thèmes connexes.

Je remercie Matthieu Glachant et Pierre-André Juvet d'avoir accepté de participer à ce jury et d'apporter leur regard expert sur mes travaux.

Je remercie, avec beaucoup d'amitié, mes co-auteurs tant pour l'équipe "éco-industrie" (Bernard Sinclair-Desgagné, Alain-Désiré Numubona et Joan Canton) que pour l'équipe biodiversité (Laure Bamière et Bruno Vermont). Je remercie enfin les membres et la direction de l'UMR Economie Publique, qui m'ont fourni un excellent environnement de travail depuis mon recrutement à AgroParisTech. L'accueil dans cette équipe m'a à la fois permis d'avoir suffisamment de flexibilité pour travailler sur des questions qui me tiennent à coeur tout en m'offrant la possibilité de collaborer avec des collègues compétents, ce qui est grande source de stimulation pour moi.

Table des matières

1	Introduction	9
2	Synthèse des travaux de recherche	13
2.1	Eco-industries, politique environnementale et politique de la concurrence	15
2.2	Politiques agri-environnementales pour préserver la biodiversité en asymétrie d'information avec préoccupations spatiales	33
2.3	Projets de recherche et travaux en cours	48
3	Activités d'encadrement et d'animation de la recherche	57
4	Bilan et perspectives	61
5	Références bibliographiques	63
6	Annexes	71
6.1	ANNEXE 1 - Curriculum Vitae détaillé	71
6.2	ANNEXE 2 - Ensemble des travaux défendus	78

1 Introduction

L'objectif de cette note de synthèse est de présenter mon parcours de recherche, sa cohérence et son évolution depuis la soutenance de ma thèse de doctorat en juin 2004 jusqu'à aujourd'hui. Dès mes premiers pas dans la recherche lors de mon mémoire de DEA, qui s'est déroulé en 1999 au Ministère de l'Environnement, je me suis spécialisée dans l'économie de l'environnement. Il s'agissait déjà pour moi d'apporter une aide à la décision publique en matière de protection de l'environnement et, plus précisément, sur les instruments de politique environnementale. Ces instruments sont nombreux (normes, quotas, taxes, subventions, marché de quotas échangeables, responsabilité civile des pollueurs, certifications environnementales,...) et une large littérature cherche à les comparer et à informer sur leurs meilleures modalités de mise en oeuvre.

Mon travail de doctorat, mené de septembre 2000 à juin 2004 au CREST - Laboratoire d'Economie Industrielle et au CECO - Laboratoire d'Econométrie de l'Ecole Polytechnique, a porté sur l'évaluation des approches volontaires dans les politiques environnementales. De plus en plus d'entreprises polluantes adoptent volontairement des démarches de protection de l'environnement ou de communication de leurs performances environnementales. Elles le font pour améliorer leur image, s'octroyer un avantage concurrentiel ou encore influencer la réglementation. Ces approches volontaires ont parfois été qualifiées d'instruments de politique environnementale de troisième génération, aux côtés des instruments réglementaires et des instruments économiques. J'ai cherché à étudier dans quelle mesure ces démarches pouvaient être des compléments ou des substituts aux instruments traditionnels. Le principal angle d'attaque de cette problématique a été d'examiner les interactions entre la politique environnementale et la concurrence entre les entreprises polluantes. Pour cela, je me suis appuyée sur les outils méthodologiques de l'économie publique, de la théorie des jeux et de l'économie industrielle.

Suite à l'obtention de mon doctorat, j'ai été recrutée en septembre 2004 en tant que Maître de Conférences à AgroParisTech (à l'époque l'INAP-G, Institut National Agronomique de Paris-Grignon) et ai été accueillie au sein de l'UMR Economie Publique commune à l'INRA et à AgroParisTech.

Depuis, une partie de mes travaux s'est poursuivie dans le sillage de l'économie industrielle et de l'économie de l'environnement en étudiant un secteur crucial dans la protection de l'environnement, les *éco-industries*. Ces industries de l'environnement fournissent des biens et services de dépollution aux pollueurs confrontés à des contraintes environnementales. Elles occupent à présent une place centrale dans les mesures de dépollution. Dans mes travaux portant sur ce thème, nous avons observé comment l'existence d'une éco-industrie imparfaitement concurrentielle pouvait affecter, d'une part, la comparaison des instruments de politique environnementale et, d'autre part, la façon optimale de les mettre en place. Nous avons constaté que plusieurs résultats fondamentaux en économie de l'environnement pouvaient être remis en cause, alors que la littérature économique avait pendant longtemps ignoré l'existence même de ce secteur.

Une autre partie de mes contributions s'est orientée, plus récemment, vers l'analyse de la pollution d'origine agricole et plus particulièrement de la perte de biodiversité en milieu rural. Une des principales causes de la perte de biodiversité est la disparition ou détérioration des habitats des espèces menacées. Sur les terres agricoles, ce constat s'explique par les choix d'usage des sols et les pratiques adoptées (intensification, recours aux produits phytosanitaires, agrandissement des parcelles). Je me suis interrogée sur les instruments adéquats pour inciter à des comportements respectueux de l'habitat naturel lorsque les coûts de préservation de cet habitat constituent une information privée des exploitants agricoles. L'aspect novateur par rapport à la littérature existante a été de prendre en compte l'importance de la disposition spatiale de l'habitat dans le résultat environnemental obtenu. En effet, comme cela est largement documenté en écologie, un habitat aggloméré ne permet pas de préserver la biodiversité de la même manière qu'un habitat dispersé¹.

Les fruits des mes neuf dernières années de recherche peuvent donc s'articuler autour de deux axes principaux. Le premier, qui porte sur les éco-industries, est un approfondissement d'un thème amorcé lors de mon doctorat. Le second, qui

1. La préférence pour le premier ou second cas de figure dépend d'ailleurs de l'espèce considérée.

traite de la préservation de la biodiversité en milieu agricole, témoigne d'un choix d'ouverture à un nouveau thème de recherche depuis environ quatre ans.

Si les deux axes de recherche présentés ici ont, par plusieurs aspects, une logique commune, il convient néanmoins d'expliquer la cohérence du cheminement du premier vers le second. Précisons tout d'abord leurs points communs. Dans les deux cas, il s'agit d'examiner les instruments de politique environnementale en présence de comportements stratégiques des acteurs. Dans un premier cas, ce sont les entreprises des éco-industries qui adoptent un comportement stratégique étant donnée la structure de marché imparfaite de ce secteur. Cela engendre une sous-optimalité des instruments traditionnels de protection de l'environnement et oblige à réviser la comparaison d'instruments. Dans un second cas, ce sont les exploitants agricoles qui se comportent stratégiquement étant donnée l'asymétrie d'information dont ils bénéficient face au décideur public. Il convient alors de rechercher l'instrument adapté pour minimiser les coûts de la politique environnementale, sachant qu'ici un objectif spatial vient compléter les objectifs environnementaux classiques.

Mon choix d'orienter mes recherches de la pollution d'origine industrielle - et du rôle de la concurrence au sein des industries concernées - vers la pollution d'origine agricole - et la protection de la biodiversité - s'explique tout d'abord par un intérêt personnel fort pour les questions liées à la protection de la biodiversité. De plus, tout en poursuivant les travaux théoriques en économie de l'environnement et économie industrielle qui étaient dans la continuité logique des mes travaux de thèse, j'avais le désir d'aborder des problématiques plus pragmatiques et ciblées. Mon souhait était de continuer à mobiliser les outils conceptuels de l'économie de l'environnement et la modélisation mais avec une finalité plus concrète et immédiate que ce que je n'avais fait auparavant. Lorsque l'on m'a proposé de m'insérer dans un programme de recherche sur la biodiversité en milieu agricole dans le cadre d'un financement de l'Agence Nationale de la Recherche (ANR Bio-divAgriM), j'ai saisi l'occasion de collaborer sur ces sujets qui m'intéressaient.

Investir un nouveau thème de recherche représente un coût non négligeable : coût de transition, coût d'entrée. Il m'a fallu apprivoiser une nouvelle littérature (en économie agricole et en économie écologique) et de nouveaux outils (program-

mation mathématique linéaire) et amorcer de nouvelles collaborations dans un réseau qui n'était pas le mien. Je ne regrette pas ces efforts qui se sont avérés payants en termes de publication et qui m'offre aujourd'hui de nombreuses perspectives sur des sujets très riches. En parallèle, j'ai apprécié de poursuivre sur mes thèmes précédents (concurrence et politique environnementale) et j'ai toujours des projets en cours très stimulants dans cet axe de recherche.

La présente note s'appuie sur la présentation de cinq articles publiés dans des revues internationales à comité de lecture et d'un document de travail. Quelques travaux en cours sont également évoqués dans la description de mes projets et perspectives de recherche. Plusieurs autres de mes articles de recherche ont été publiés dans des revues à comité de lecture depuis ma soutenance de thèse (voir le *Curriculum Vitae* en Annexe 1) mais ils ne sont pas présentés ici car ils avaient été rédigés lors de mon doctorat et portent sur les approches volontaires.

Nous résumons ici les principaux résultats obtenus et les liens qui existent entre les travaux défendus. A chaque fois, nous aborderons les apports à la littérature existante, les principales hypothèses posées, les résultats les plus importants et les limites et extensions de notre travail. Nous avons volontairement choisi de ne pas détailler les notations et la modélisation utilisée dans les articles car ceux-ci sont intégralement disponibles à la fin de ce document (Annexe 2) et la synthèse proposée ici se veut complémentaire de la lecture des articles.

Dans un premier temps, ce document présente la synthèse des travaux. Il aborde tout d'abord l'axe des éco-industries et de la régulation environnementale (quatre articles), puis l'axe des politiques agri-environnementales pour préserver la biodiversité (un article), pour terminer sur les projets de recherche (un document de travail et plusieurs travaux en cours). La section suivante traite des activités d'encadrement et d'animation de la recherche. Nous proposons ensuite un bilan de notre travail. Viennent enfin les références bibliographiques et annexes, comprenant le *Curriculum Vitae* détaillé et le texte intégral de l'ensemble des articles défendus ici.

2 Synthèse des travaux de recherche

Depuis mes débuts dans la recherche, mes travaux portent sur l'économie de l'environnement. Ils ont pour finalité d'aider à la décision publique en matière de protection de l'environnement et traitent plus spécifiquement de la question des instruments de politique environnementale. Il s'agit de s'interroger d'une part sur le choix parmi divers instruments (taxes, normes, subventions, marchés de quota, approches volontaires, enchères) et d'autre part sur leurs modalités de mise en oeuvre (choix du taux de taxe, destinataires des subventions environnementales, combinaisons d'instruments, modes d'allocation de contrats environnementaux).

Le cadre d'analyse adopté est celui de la microéconomie néo-classique, en équilibre partiel, avec l'hypothèse d'agents rationnels qui maximisent un surplus (utilité, profit, surplus collectif). Nous supposons le régulateur public bienveillant et laissons de côté les prérogatives de l'économie politique. Nous supposons également, le plus souvent, qu'il est possible d'avoir une estimation du dommage social provoqué par la pollution. Les outils méthodologiques mobilisés sont l'économie industrielle, l'économie publique, la théorie des jeux (dont la théorie des enchères) et la modélisation à l'aide de la programmation mathématique linéaire.

Au sein de la très large littérature portant sur ces questions, les travaux exposés ici cherchent à introduire des contextes encore inexplorés (existence d'une industrie de l'environnement imparfaitement concurrentielle, choix d'usage des sols sur les terres agricoles au niveau de la parcelle) et qui permettent de se rapprocher, même partiellement, d'un cadre plus réaliste dans l'analyse des politiques publiques environnementales. On cherche ainsi à affiner la modélisation des acteurs concernés par la protection de l'environnement, qu'ils soient pollueurs ou dépollueurs, qu'ils soient industriels ou agricoles.

Les travaux menés depuis la fin de mon doctorat s'inscrivent autour de deux axes principaux. Le premier se situe à la frontière entre l'économie de l'environnement et l'économie industrielle. Il permet d'examiner le rôle des éco-industries dans l'analyse des politiques environnementales. L'élément crucial est ici la prise en compte du comportement stratégique de ces entreprises de dépollution, qui affecte directement l'optimalité de la politique environnementale et le choix d'instrument.

Le second axe traite des politiques agri-environnementales pour préserver la biodiversité en milieu rural lorsqu'il existe des asymétries d'information sur les caractéristiques des exploitants agricoles. L'apport à la littérature provient ici du choix de modéliser les décisions des exploitants agricoles à un niveau géographique très fin, ce qui permet de prendre en compte les aspects spatiaux dans la préservation des habitats naturels. Divers mécanismes incitatifs sont comparés dans ce cadre.

Ces deux axes, relativement différents à première vue, ont pour point commun l'analyse des instruments de politique environnementale en présence de comportements stratégiques des acteurs, dus soit à une imperfection de la concurrence, soit à une asymétrie d'information entre régulateur public et acteurs privés.

Le cheminement de mon travail du premier axe vers le second s'explique tout d'abord par un intérêt prononcé pour les questions liées à la protection des espèces menacées et un désir de mobiliser mes compétences d'économiste pour traiter de questions plus concrètes et ciblées que ce que je n'avais fait dans mes recherches précédentes. En abordant ce second axe au moment où débutait un programme de recherche sur le sujet (ANR BiodivAgriM), l'opportunité m'a été donnée de m'investir sur des questions qui me tiennent à coeur, tout en conservant un socle solide d'économie théorique. Combiner le recours à une formalisation rigoureuse en économie et la tentative de répondre à des questions très appliquées est une tâche difficile. L'écart est souvent important entre le modèle schématisé, sur lequel s'appuie le chercheur, et les faits réels. Je pense néanmoins que c'est une des missions de tout bon chercheur économiste de trouver des passerelles entre les deux. Plusieurs options existent pour cela parmi lesquelles le recours à des données et outils économétriques pour tester les modèles théoriques, ou l'utilisation de modèles de programmation mathématique linéaire qui permettent de complexifier les maquettes théoriques initiales et d'y introduire des données réelles. C'est cette dernière voie que j'ai choisie. Ce choix m'a également permis de travailler en équipe au sein de l'UMR Economie Publique, point très appréciable à mes yeux. Détaillons à présent les deux principaux axes de recherche.

2.1 Eco-industries, politique environnementale et politique de la concurrence

En cette période de crise économique et de fortes pressions sur les écosystèmes, une question jaillit régulièrement des débats publics : comment concilier croissance économique et respect de notre environnement ? Sous les termes de développement durable ou, plus récemment, de croissance verte, la question se fait de plus en plus pressante. Il apparaît à présent comme une évidence que les réglementations de protection de l'environnement ne pourront progresser efficacement qu'en trouvant les moyens de préserver parallèlement la compétitivité de nos industries, l'emploi et le pouvoir d'achat des consommateurs. Sans cela, les problèmes d'acceptabilité politique risquent de paralyser l'avancée des mesures environnementales, comme cela a pu être observé à plusieurs reprises dans les pays développés.

Comme le faisait remarquer récemment Maire Geoghegan-Quinn - Commissaire à la Commission Européenne pour la Recherche, l'Innovation et la Science - les industries de l'environnement, aussi appelées éco-industries, pourraient bien jouer "un rôle pivot pour réconcilier compétitivité et durabilité" (discours d'ouverture d'une conférence sur les éco-industries à la Commission Européenne, 2012). Dans quelle mesure ces industries peuvent-elles apporter des solutions au dilemme posé ?

Après avoir présenté brièvement les éco-industries et les évolutions de ce secteur, nous exposerons l'analyse des économistes sur ces acteurs de la protection de l'environnement. Nous décrirons la littérature académique naissante sur ce sujet et montrerons ses limites. Nous présenterons alors nos principaux résultats qui s'articulent autour de quatre articles de recherche sur les interactions entre éco-industrie, politique environnementale et politique de la concurrence.

Définition et présentation des éco-industries

Devant une prise de conscience du grand public des problèmes écologiques, accompagnée de réglementations de plus en plus contraignantes dans les pays développés, les pollueurs ont consacré, depuis une quinzaine d'années, des montants croissants à la réduction des nuisances qu'ils génèrent (SOeS, 2009). Parallèlement, ils ont de plus en plus délégué leurs activités de dépollution. Ainsi, de nouvelles

industries spécialisées sont nées pour fournir aux pollueurs des biens et services de dépollution, ce sont les éco-industries. Ces industries ont connu une croissance rapide depuis les années 1990 et jouent à présent un rôle central dans la protection de l'environnement.

Selon le rapport d'un groupe de travail de l'OCDE et de l'office statistique Eurostat (OECD/Eurostat 1999), l'éco-industrie se définit comme " les activités qui produisent des biens et services servant à mesurer, prévenir, limiter, réduire au minimum ou corriger les atteintes à l'environnement, telles que la pollution de l'eau, de l'air et du sol, ainsi que les problèmes liés aux déchets, au bruit et aux écosystèmes. Cette industrie comprend les technologies, produits et services moins polluants, qui réduisent les risques pour l'environnement, minimisent la pollution et économisent les ressources."

On distingue trois segments au sein des éco-industries, cités ici par ordre décroissant d'importance en termes de taille du marché :

1. Réduction des pollutions : Ce segment comprend tous les biens et services de lutte anti-pollution et de mesure de la pollution. Cela inclut par exemple les équipements de lutte contre la pollution atmosphérique (filtres, catalyseurs) ; la gestion des eaux usées ; la gestion des déchets toxiques ; la gestion des déchets d'emballages ménagers ; l'assainissement des sols contaminés ; la lutte contre le bruit, les odeurs et les vibrations ; la surveillance et la mesure des émissions. Il s'agit ici de dépollution en bout de chaîne (dite *end-of-pipe*).
2. Gestion des ressources : Ce segment comprend les biens et services en lien avec l'utilisation des ressources et leur gestion économe. Cela inclut les économies d'utilisation d'eau et d'énergie, dont les énergies renouvelables, ainsi que le recyclage des matières.
3. Technologies propres et éco-conception : Il s'agit ici de toutes les activités qui permettent une réduction de la pollution à la source : R&D, innovations vertes,... Le recueil de statistiques sur ce segment est délicat et une majeure partie de ces activités est effectuée en interne par les pollueurs. C'est pour le moment le segment le moins développé des éco-industries mais c'est également celui qui a le plus de perspectives d'avenir. En effet, la tendance

actuelle des réglementations environnementales est d'encourager la réduction de la pollution à la source.

En 2008, les filières éco-industrielles généraient en France 27 milliards d'euros d'activité et employaient 200 000 personnes. Selon les prévisions, elles pourraient y représenter 50 milliards d'euros et 400 000 emplois en 2020 (Cahiers Industrie, 2009). Au niveau mondial, le marché s'évalue à environ 550 milliards d'euros par an et plus de 5 millions d'emplois. Par ailleurs, depuis les années 1990, ce secteur connaît une croissance nettement plus rapide que la moyenne des autres secteurs, avec une croissance annuelle de 4 à 10% par an selon les pays et les segments.

Les perspectives de croissance restent soutenues pour ces activités. Cela s'explique, d'une part, par une tendance vers des réglementations environnementales de plus en plus strictes et, d'autre part, par l'émergence de nouveaux marchés de taille très importante en Europe de l'Est, en Chine ou en Inde. Le commerce international est aussi très dynamique dans le domaine. On y observe une hausse des échanges deux fois plus rapide que dans la moyenne des autres secteurs entre les années 1990 et aujourd'hui (Sinclair-Desgagné 2008).

Pour terminer la description des éco-industries, il est important de remarquer que ce secteur est caractérisé par un mode de concurrence imparfait. La plupart des segments sont dominés par un petit nombre d'entreprises de grande taille. En France, par exemple, le marché est dominé par les deux géants que sont Veolia Environnement et GDF-Suez. Les infrastructures coûteuses et les barrières à l'entrée expliquent cette structure de marché. Les modes de concurrence les plus fréquents au sein des éco-industries sont donc l'oligopole (souvent duopole) et le monopole avec une frange concurrentielle². De plus, le secteur de l'environnement a connu récemment un mouvement de concentration puisque de nombreuses fusions et acquisitions ont été enregistrées (ex : BASF et Engelhard en 2007 ; Blue Water Technologies Inc. et Applied Process Technologies Inc. en 2006).

A première vue, le secteur des éco-industries semble dynamique, générateur de croissance et d'emploi et compatible avec les préoccupations environnementales.

2. Le secteur du conseil en environnement connaît, en revanche, une concurrence bien plus forte avec l'entrée récente sur le marché de nombreux petits cabinets de conseil.

Voyons à présent comment les économistes de l'environnement permettent d'affiner l'analyse de ce secteur et de ses interactions avec la politique environnementale.

L'analyse économique des éco-industries

Il existe de nombreux rapports institutionnels et plusieurs études de cabinets de conseils sur les éco-industries (OCDE 1992, 1996, OCDE/Eurostat 1999, Commission Européenne 1999, US International Trade Commission 2005, Environmental Business International 2006, Ernst and Young 2006). La littérature académique sur ce sujet est, en revanche, peu développée. Dans la grande majorité de leurs travaux, les économistes de l'environnement adoptent une modélisation où les pollueurs dépolluent eux-mêmes et sont confrontés à des coûts de dépollution considérés comme exogènes. L'éco-industrie est alors ignorée.

Comme le signale Bernard Sinclair-Desgagné dans un article de synthèse sur ce secteur (Sinclair-Desgagné 2008), il existe plusieurs raisons importantes pour lesquelles les économistes devraient s'intéresser davantage aux éco-industries.

Tout d'abord, cela permet de comprendre la formation des coûts de dépollution ou des coûts de mise en conformité environnementale des pollueurs, qui constituent des éléments essentiels pour l'internalisation des externalités environnementales. Ces coûts dépendent de l'état des technologies mais également des prix des biens et services de dépollution. Or ces prix sont déterminés par le comportement des entreprises éco-industrielles et le mode de concurrence qui les relie.

Ensuite, l'étude des éco-industries permet de mieux conseiller la décision publique. La régulation environnementale est en effet le principal déclencheur de la demande qui s'adresse aux éco-industries. Nous verrons que chaque instrument de politique (taxe, norme, quota, approche volontaire, subvention) a un impact particulier sur la demande de biens et services environnementaux, ce qui affecte le marché de l'environnement, le nombre de firmes qui le constitue et le niveau de ses prix. Cela affecte au final le niveau de dépollution atteint dans l'économie et les coûts totaux de dépollution. Ces effets, via l'éco-industrie, doivent être pris en compte dans la comparaison d'instruments et dans le niveau de mise en oeuvre de ces instruments.

Enfin, l'analyse des éco-industries peut aider à comprendre les efforts de R&D pour les technologies propres et les innovations vertes, cruciales dans la protection de l'environnement.

Baumol (1995) et Feess et Muehlheusser (1999, 2002) sont les premiers à intégrer explicitement dans leur modélisation des entreprises en charge de la dépollution. Ils observent principalement les conséquences de leur existence sur le commerce en économie ouverte. Cependant, ces auteurs supposent une concurrence pure et parfaite au sein de l'industrie de dépollution. Il n'y a dans ce cas pas de comportement stratégique des dépollueurs et le prix pratiqué est égal aux coûts marginaux de production (i.e. aux coûts marginaux réels de dépollution). La situation est alors similaire, par plusieurs aspects, au cas où les pollueurs dépollueraient par eux-mêmes et certains faits stylisés importants sont négligés.

Dans nos travaux, nous introduisons pour la première fois une industrie de l'environnement imparfaitement concurrentielle. Nous ouvrons alors la "boîte noire" des coûts de dépollution auxquels sont confrontés les pollueurs en montrant comment ils sont déterminés par le comportement de l'éco-industrie et son pouvoir de marché. Nous observons comment certains résultats fondamentaux en économie de l'environnement - portant par exemple sur la comparaison d'instruments, le taux de taxe optimal ou l'évaluation des subventions environnementales - sont affectés dans ce contexte (David and Sinclair-Desgagné 2005, 2010). Plusieurs travaux ont poursuivi dans cette voie en examinant d'autres instruments ou d'autres contextes en présence d'une éco-industrie oligopolistique (Nimubona and Sinclair-Desgagné 2005, Canton et al. 2008, Schwartz and Stahn 2010, David et al. 2011, Canton et al. 2012).

Peu après - ou parallèlement à - la diffusion de ces premiers travaux, la littérature a continué à intégrer l'imperfection de la concurrence au sein des éco-industries, mais sur des thématiques différentes des nôtres. Requate (2005) a examiné une situation où une éco-industrie en monopole procure de nouvelles technologies aux pollueurs (il s'intéresse donc au troisième segment des éco-industries, intitulé "Technologies propres et éco-conception"). Dans ce cadre, il observe les impacts respectifs d'une taxe environnementale et d'un marché de permis d'émissions sur la diffusion

de nouvelles technologies, montrant que le marché de permis comporte un risque de manipulation des prix du permis par l'éco-industrie. Copeland (2005), Greaker and Rosendhal (2006), Canton (2006) et Nimubona (2007) se sont intéressés aux effets de la libéralisation des échanges internationaux dans le secteur de l'environnement i) sur la politique nationale optimale et/ou ii) sur l'efficacité de l'industrie de l'environnement et ses prix. Voyons maintenant le détail de notre apport à la littérature sur les éco-industries et les politiques environnementales.

Taxe optimale, quota de pollution, norme de procédé et approche volontaire en présence d'une éco-industrie oligopolistique ou monopolistique

Le travail décrit ici a donné lieu à la publication d'un article, en collaboration avec Bernard Sinclair-Desgagné, intitulé "**Environmental Regulation and the Eco-industry**" (*Journal of Regulatory Economics*, 28(2) : 141-155, 2005). Cette réflexion a été amorcée lors de la fin de mon doctorat mais la majeure partie de ce travail a été murie et finalisée après la soutenance de la thèse.

Cette contribution analyse les interactions entre la régulation environnementale et l'éco-industrie lorsque cette dernière est en oligopole ou monopole. Nous montrons qu'il existe un double lien de causalité entre la politique environnementale et le comportement de l'éco-industrie. Tout d'abord, le niveau de la politique mise en place et le choix de l'instrument affectent non seulement la taille de la demande de biens et services environnementaux mais aussi la sensibilité de cette demande au prix (i.e. l'élasticité-prix de la demande de dépollution). La capacité de l'éco-industrie à s'accorder une marge élevée, autrement dit son pouvoir de marché, sont ainsi directement affectés par la décision publique. En retour, le comportement de l'éco-industrie et son mode de concurrence modifient le niveau optimal de l'intervention publique (par exemple le taux de taxe optimal) et affectent la comparaison d'instruments.

Pour explorer ces interactions, on se situe dans un cadre théorique très épuré. On considère une industrie polluante parfaitement concurrentielle qui produit un bien de consommation final. Ses émissions polluantes augmentent avec la quantité

produite et diminuent avec le niveau de dépollution. Cette dépollution se traduit par la consommation, de la part de l'entreprise polluante, de biens ou services procurés par l'éco-industrie. L'éco-industrie est représentée par un oligopole de Cournot symétrique.

Nous montrons facilement que la marge pratiquée par l'éco-industrie est inversement proportionnelle au nombre de firmes composant l'éco-industrie et à l'élasticité-prix de la demande pour les biens environnementaux. Ce résultat est classique pour un oligopole de Cournot. L'élément nouveau ici est que différents instruments de politique environnementale engendrent une élasticité-prix de la demande de dépollution différente.

Nous étudions dans un premier temps une taxe par unité d'émissions polluantes. En observant le comportement du pollueur, on constate que l'élasticité-prix de sa demande pour les biens et services de dépollution est décroissante du taux de la taxe. Nous maximisons alors la fonction de surplus collectif afin de rechercher le taux de taxe optimal. Notre principal résultat, quelque peu contre-intuitif, est que le taux optimal de la taxe environnementale est supérieur au dommage marginal de la pollution, i.e. au taux pigouvien³. Nous retrouvons néanmoins la préconisation de Pigou lorsque le nombre de firmes dans l'éco-industrie tend vers l'infini et donc quand cette industrie devient parfaitement concurrentielle.

Ce résultat est important car il est inédit et va à l'encontre du résultat largement répandu selon lequel dans un cadre de concurrence imparfaite - mais du côté des pollueurs cette fois - la taxe par unité de pollution doit être appliquée en dessous du taux pigouvien (Buchanan 1969, Barnett 1980, Katsoulacos and Xepapadeas 1995). Ici, c'est l'éco-industrie qui est en concurrence imparfaite et le résultat est inversé. Voyons l'intuition sous-jacente. En maximisant le surplus collectif, le décideur public cherche à atteindre un niveau de dépollution qui découle d'un arbitrage entre les bénéfices marginaux de la dépollution (liés au dommage social de la pollution) et les coûts marginaux de cette dépollution. Dans cet arbitrage, ce sont les coûts réels de dépollution qui sont pertinents, c'est-à-dire ceux encourus par l'éco-industrie. Or le pollueur, lui, est confronté à un prix de la dépollution

3. La formule détaillée du taux optimal est donnée dans l'article.

supérieur aux coûts réels de dépollution, étant donné la marge positive de l'éco-industrie. Par conséquent, pour l'inciter à dépolluer suffisamment par rapport à ce qui est socialement optimal, il faut que la taxe soit supérieure au dommage marginal de la pollution⁴.

Dans ce cadre, l'application d'une taxe environnementale optimale de second rang engendre un niveau de dépollution insuffisant par rapport au niveau socialement optimal et un niveau de production également inférieur au niveau socialement optimal. Nous démontrons aussi que, dans ce contexte, un quota de pollution (non échangeable) est parfaitement équivalent à la taxe par unité de pollution en termes de surplus collectif (même niveau de production et de dépollution)⁵.

Nous nous intéressons ensuite à l'introduction d'une norme de procédé, c'est-à-dire une norme portant sur le mode de production de l'entreprise polluante en imposant un équipement particulier, tel un filtre sur les cheminées des installations. Analytiquement, cet instrument se traduit par une obligation pour le pollueur de consommer un niveau fixé du bien de dépollution. En supposant que des mesures de contrôle et de sanctions fiables sont instaurées pour que l'instrument soit respecté, on constate une élasticité-prix de la demande de bien environnemental qui devient très faible. Le pollueur est contraint de consommer le bien fourni par l'éco-industrie, quel qu'en soit le prix. L'éco-industrie pratique donc ici des prix extrêmement élevés, dont l'unique limite est de conserver un profit non négatif pour les pollueurs afin d'éviter leur sortie du marché (ce qui ferait perdre à l'éco-industrie la source de sa demande). Autrement dit, l'ensemble des profits des pollueurs est capturé par l'éco-industrie. Pour la clarté de l'analyse, l'éco-industrie est supposée en monopole dans cette section de l'article mais les résultats restent valables dans le cas d'un oligopole.

4. Le fait que les pollueurs soient perdants et l'éco-industrie gagnante dans ce mécanisme (i.e. les effets redistributifs) ne sont pas pris en compte ici par le régulateur car cela s'annule dans le surplus collectif.

5. Notons que la recette de la taxe est redistribuée de manière neutre dans l'économie. Dans le surplus collectif, le paiement de la taxe par les pollueurs s'annule donc avec la redistribution de ce montant. Par conséquent, seuls les niveaux de production et de dépollution atteints sont déterminants dans le niveau de surplus collectif atteint.

Nous imaginons ici tous les problèmes d'acceptabilité d'un instrument qui engendre des coûts exorbitants pour les pollueurs, impliquant des conséquences économiques désastreuses sur la croissance, l'emploi et les délocalisations de firmes. Il faut donc être prudent lorsqu'on émet l'idée selon laquelle les éco-industries pourraient réconcilier compétitivité et protection de l'environnement. La compétitivité des pollueurs risque ici d'être grandement détériorée par la politique environnementale du fait du comportement stratégique de l'éco-industrie et la croissance générée par les dépenses d'environnement est cantonnée à un petit nombre, celui des entreprises éco-industrielles.

Il apparait donc un nouveau critère de choix d'instrument, celui de son impact sur le pouvoir de marché des éco-industries. Un instrument qui ne laisse pas d'autre alternative aux pollueurs que de consommer les biens de dépollution engendre une faible élasticité-prix de la demande de ces biens et procure une marge importante aux éco-industries au détriment des coûts subis par les pollueurs. Si l'on raisonne à coûts donnés, cela peut engendrer un résultat environnemental détérioré. A l'inverse, un instrument plus flexible, qui permet aux pollueurs d'autres options que la consommation des biens ou services de dépollution, réduit les coûts de dépollution que doivent payer les pollueurs pour un même résultat environnemental et augmente ainsi l'acceptabilité de la politique environnementale.

Ce mécanisme est parfaitement illustré par ce qui s'est passé aux Etats-Unis pour la régulation des émissions de SO_2 des centrales thermiques du Middle West (Godard 1998). En 1977, une norme de procédé a été appliquée imposant la mise en place de *scrubbers* (dispositifs de désulfuration). On a alors constaté une hausse importante des prix des *scrubbers* et les coûts totaux de dépollution pour les centrales ont été très élevés, engendrant de réels problèmes d'acceptabilité. En 1990, un amendement du *Clean Air Act* remplace la norme par un système de marché de quota d'émissions de SO_2 . Les pollueurs ont alors la possibilité d'acheter des quotas de pollution lorsque le prix des *scrubbers* s'avère trop élevé. Le bilan a été très positif : les *scrubbers* ont vu leur prix baisser et les coûts totaux de dépollution pour les centrales ont été réduits d'au moins 30% (Ellerman et al. 1997), voire d'un facteur 3 selon les estimations (Burtraw 1996). Le résultat environnemental en a

été largement amélioré.

Nous analysons enfin une forme d'approche volontaire inspirée d'un instrument de politique mis en place notamment au Danemark pour la lutte contre le réchauffement climatique. Dans cette approche, les pouvoirs publics proposent aux pollueurs un niveau de dépollution à atteindre (i.e. un niveau de consommation du bien ou service de dépollution). Ceux-ci peuvent soit l'accepter - et signer l'approche volontaire - soit le refuser, sachant que ceux qui le refusent doivent payer une taxe par unité de pollution. Ce mécanisme s'apparente à une réglementation à la carte où les pollueurs peuvent choisir entre une norme de procédé et une taxe. Cette option laissée aux pollueurs leur permet de se diriger vers la taxe lorsque le prix du bien de dépollution devient trop élevé avec la norme de procédé. Nous montrons alors que l'approche volontaire pourra être signée dès lors que l'éco-industrie y consent, et permettra aux pollueurs d'avoir un profit potentiellement positif.

Plusieurs limites de ce travail méritent d'être discutées. Tout d'abord, nous avons considéré que les pollueurs étaient en concurrence pure et parfaite alors que les industries polluantes sont bien souvent caractérisées, elles aussi, par une concurrence imparfaite. Suite à notre travail, Nimubona and Sinclair-Desgagné (2005) et Canton et al. (2008) ont examiné le taux de taxe optimal lorsqu'à la fois les pollueurs et les dépollueurs sont en concurrence imparfaite. L'imperfection de la concurrence du côté des pollueurs va dans le sens d'une taxe inférieure au taux pigouvien tandis que l'imperfection de la concurrence chez les dépollueurs, on l'a vu, va dans le sens inverse. Le taux optimal dans ce cadre dépend alors du poids respectif de ces deux distorsions.

Un autre point de discussion est la forme de la fonction d'émissions. Notre modélisation s'appuie sur une fonction additivement séparable, c'est-à-dire que le niveau de dépollution n'affecte pas la quantité de pollution émise au cours du processus de production. Autrement dit, la dépollution intervient en bout de chaîne. Ce modèle est réaliste pour le premier segment des éco-industries, dénommé "Réduction des pollutions" qui est de loin le plus répandu, mais ne s'applique pas au segment "Technologie propre" qui engendre une modification du processus de production. Nous avons choisi d'étendre l'analyse à ce segment en adoptant une

forme plus générale pour la fonction d'émissions dans un de nos travaux décrits ci-dessous (Canton et al., 2012).

Taxe et subvention environnementales en présence d'une éco-industrie

L'article précédent nous amène donc au constat que l'imperfection de la concurrence au sein de l'éco-industrie peut augmenter les coûts subis par les pollueurs et nuire au résultat environnemental et économique de la politique menée. Il s'agit de s'interroger sur les moyens de réduire le pouvoir de marché de l'éco-industrie ou d'inciter à une baisse des prix dans ce secteur. On se tourne alors vers la politique de la concurrence au sein de ces industries ou vers une amélioration des politiques environnementales. Les rôles respectifs des entrées de firmes sur ce marché et des fusions et acquisitions seront traités ultérieurement. On s'intéresse tout d'abord à la mise en place d'une subvention pour réduire les prix et/ou les coûts subis par les pollueurs.

Ce travail a donné lieu à un article en collaboration avec Bernard Sinclair-Desgagné intitulé "**Pollution Abatement Subsidies and the Eco-Industry**" (**Environmental and Resource Economics**, 45(2) : 271-282, 2010). Il est souvent rappelé que le décideur public doit mettre en place le même nombre d'instruments que de distorsions à corriger (Carraro and Metcalf 2001). On envisage donc ici la combinaison de deux instruments : i) une taxe par unité de pollution pour corriger l'externalité environnementale ; ii) une subvention pour corriger la sous-production (équivalente au problème de prix excessifs) de la part de l'industrie de l'environnement. Dans cet article, on compare différentes formes de subventions pour venir compléter la taxe environnementale. On introduit ensuite des coûts de transfert des fonds publics, qui permettent de prendre en compte la hausse de coûts administratifs qu'engendre une combinaison d'instruments. Comme dans l'article précédent, on suppose que l'industrie polluante est en concurrence pure et parfaite et l'industrie de dépollution en oligopole de Cournot symétrique.

Une première forme de subvention envisagée est une subvention aux investissements propres, ou dépenses de dépollution, de la part des pollueurs. Cette forme de subvention est, en effet, souvent discutée dans les options de politiques publiques

et est relativement répandue. Elle doit permettre de réduire les coûts subis par les pollueurs afin de préserver leur compétitivité tout en favorisant leurs incitations à réduire la pollution.

Nous supposons que le pollueur reçoit une subvention par unité de dépollution consommée auprès des éco-industries. Nous constatons que la combinaison d'une taxe au taux pigouvien et d'une subvention égale à la différence entre le prix du bien de dépollution et le coût marginal réel de dépollution (i.e. le coût marginal de production de l'éco-industrie) devrait a priori permettre d'atteindre l'optimum social. Néanmoins, un raisonnement itératif nous indique que lorsque l'éco-industrie prend en compte l'existence de cette subvention, elle choisit d'augmenter son prix. En effet, cette subvention, directement proportionnelle au prix pratiqué par l'éco-industrie, engendre une élasticité-prix de la demande de bien environnemental qui tend vers zéro (toute hausse du prix est compensée par la subvention, le pollueur y est donc indifférent). L'éco-industrie en profite pour pratiquer des prix extrêmement élevés (i.e. qui tendent vers l'infini). On voit immédiatement qu'une subvention à des niveaux exorbitants est difficilement applicable et il semble peu acceptable que les contribuables alimentent ainsi le profit des éco-industries. Dans ce cas, le niveau de la subvention serait plafonné, engendrant un niveau de dépollution inférieur au niveau optimal.

Considérons à présent une subvention destinée aux entreprises environnementales. Chaque unité produite par l'éco-industrie est récompensée par une subvention. Cette subvention incite à une hausse de la production, qui engendre mécaniquement une baisse des prix et réduit la distorsion due à la concurrence imparfaite. On démontre facilement que la combinaison d'une taxe pigouvienne et d'une subvention égale à la marge de l'éco-industrie pour chaque unité produite permet alors d'atteindre l'optimum social. On vérifie facilement que la valeur d'une telle subvention est finie ; ce type de combinaison semble donc applicable et souhaitable. De plus, une subvention au secteur des éco-industries peut apparaître plus acceptable qu'une subvention aux pollueurs du fait d'une activité considérée d'intérêt général dans le premier cas.

Supposons maintenant qu'il existe une distorsion associée à la collecte et au ver-

sement de fonds publics. Cette distorsion s'explique par exemple par des éléments de gâchis et des inefficacités administratives. Comme dans les travaux de Laffont et Tirole (1993), nous incluons un paramètre $\lambda \in [0, 1]$ qui représente le coût social de transférer des fonds publics. Ainsi, pour chaque montant M collecté, seul un montant $(1 - \lambda)M$ peut être reversé. Dans cette situation, la combinaison d'une taxe et d'une subvention n'est pas nécessairement plus souhaitable qu'une taxe seule. Il s'agit de faire un arbitrage entre la possibilité de corriger les deux distorsions présentes dans l'économie et le fait de dupliquer les coûts administratifs. Il apparaît qu'on préférera une taxe seule lorsque le dommage associé à la pollution est élevé et/ou le nombre de firmes dans l'éco-industrie est élevé. En effet, pour un dommage environnemental très élevé toutes choses égales par ailleurs, la distorsion due à la concurrence imparfaite au sein de l'éco-industrie devient négligeable par rapport au problème de pollution et on privilégie la taxe seule étant donné les coûts d'introduire un deuxième instrument. Il en va de même lorsque le nombre de firmes éco-industrielles devient élevé toutes choses égales par ailleurs.

Parmi les extensions envisageables pour ce travail, pour compléter celles évoquées pour l'article précédent qui demeurent valables, il serait intéressant de se situer dans un contexte d'équilibre général qui permettrait de mieux explorer les interactions entre les différents instruments lorsque ceux-ci sont combinés (recyclage de la recette de la taxe pour financer la subvention par exemple). Notons également que dans un cadre d'économie ouverte avec accords commerciaux, les subventions aux industries nationales peuvent soulever des oppositions au sein de gouvernements étrangers ou de l'Organisation Mondiale du Commerce. Remarquons enfin que nous avons pu vérifier que les résultats obtenus dans cet article restent valables pour d'autres structures de marché de l'éco-industrie, telles que le monopole ou l'oligopole avec libre entrée.

Taxe environnementale au sein d'une éco-industrie avec libre-entrée

Jusqu'à présent, nous avons considéré que la structure de marché de l'éco-industrie était fixée. Nous allons constater qu'en la rendant endogène en permettant l'entrée de firmes sur ce secteur, certains de nos résultats sont modifiés. Cette

réflexion a été menée dans l'article "**Emission Taxes and the Market for Abatement Goods and Services**" (**Resource and Energy Economics**, **33 : 179-191, 2011**) écrit en collaboration avec Alain-Désiré Nimubona et Bernard Sinclair-Desgagné. Cet article contient à la fois des apports à la littérature en économie de l'environnement et en économie industrielle.

Nous considérons une industrie polluante en concurrence pure et parfaite et une industrie de dépollution en oligopole de Cournot avec libre entrée. Une taxe par unité de pollution est appliquée pour corriger l'externalité environnementale. Nous montrons qu'une hausse de la taxe engendre une entrée de firmes sur le marché de l'environnement mais, de manière plus surprenante, n'engendre pas nécessairement une hausse du niveau total de dépollution vendue. En effet, dans certains cas particulier, lorsque les coûts de production des éco-industries (équivalent des coûts réels de dépollution) ont une forme concave - caractéristique de rendements d'échelle croissants - on peut observer une réduction de l'offre totale de l'éco-industrie lors d'une hausse de la taxe. Ce résultat apparemment contre-intuitif s'explique de la manière suivante. Face à une hausse de la taxe, deux effets vont impacter l'équilibre sur le marché de la dépollution. Le premier est un effet demande : une taxe plus élevée engendre une demande plus forte de dépollution, ce qui va dans le sens d'une dépollution totale d'équilibre plus élevée. Le second est un effet pouvoir de marché : avec une taxe plus stricte, l'élasticité-prix de la demande de dépollution diminue et le pouvoir de marché de l'éco-industrie augmente. Les entreprises de l'environnement augmentent alors stratégiquement leur prix en contractant leur offre. Si ce dernier effet l'emporte, on peut observer une réduction de la dépollution vendue à l'équilibre.

Ce résultat a des implications en termes de politiques environnementales car il nous indique qu'une taxe environnementale peut, dans certains cas extrêmes, aboutir au résultat inverse de celui escompté. La probabilité de cet événement particulier est difficile à estimer, mais il existe plusieurs segments éco-industriels, tels que le traitement des eaux usées ou le traitement des déchets, pour lesquels les économies d'échelle sont importants et il ne semble pas exclu que cette situa-

tion émerge⁶. On recommande donc au décideur public de ne pas se limiter à stimuler la demande de biens environnementaux mais également de veiller à maintenir une sensibilité de cette demande par rapport au prix. Il s'agit pour cela, comme vu précédemment, de favoriser l'existence d'alternatives pour les pollueurs à la consommation de biens et services de dépollution, soit par un choix judicieux de l'instrument de politique environnementale soit en facilitant l'autonomie des pollueurs pour dépolluer en interne lorsque les éco-industries pratiquent des prix excessifs.

Nous analysons ensuite le taux de taxe optimal dans ce cadre. On montre que la taxe optimale peut maintenant être soit inférieure, soit supérieure, soit égale au taux pigouvien. Une formule du taux optimal est donnée dans l'article. Par rapport à la formule avec un nombre fixe d'entreprise éco-industrielles, on observe un terme supplémentaire qui diminue le taux de taxe préconisé. Ceci est dû au fait que, comme expliqué dans Tirole (1988), dans un oligopole avec libre entrée on peut observer une entrée excessive de firmes par rapport au niveau socialement optimal (dû aux coûts d'installation qu'il n'est pas souhaitable de voir se multiplier). Une taxe élevée amplifie cette distorsion en favorisant l'entrée de firmes, il est donc préférable de revoir à la baisse son taux.

Au-delà de ces résultats en économie de l'environnement, notre travail peut être rapproché de la littérature en économie industrielle sur les oligopoles avec libre entrée. Premièrement, nous étudions ici l'impact final, sur les quantités d'équilibre, de deux variations simultanées de la fonction de demande : une variation de la taille du marché (translation parallèle de la fonction inverse de demande dans le repère (prix, quantité)) et une variation de l'élasticité-prix de la demande (rotation de la fonction de demande inverse)⁷. L'effet de ces variations de demande ont été examiné auparavant (Hamilton 1999) mais de manière indépendante et non lorsque ces deux variations ont lieu en même temps. Or la taxe environnementale provoque ces deux effets simultanés et il est donc utile pour nous de connaître leur effet total. Dans Hamilton (1999), l'effet taille engendre une hausse de la quantité produite

6. Managi (2006), par exemple, apporte une preuve empirique de rendements d'échelle croissants de l'activité de dépollution dans le secteur agricole.

7. Voir l'article pour une illustration graphique.

alors que l'effet élasticité-prix provoque une réduction de cette quantité. L'effet total est donc ambigu et nous avons analysé les conditions précises sous lesquelles on observe une hausse ou une baisse de la quantité d'équilibre.

Deuxièmement, nous avons été amenés à nous interroger sur le rôle de la forme de la fonction de coût de production dans l'impact d'une variation de la demande sur les quantités d'équilibre. Nous démontrons que lorsque les coûts de production sont strictement concaves, les quantités d'équilibre peuvent diminuer avec une hausse de la demande accompagnée d'une réduction de son élasticité-prix. Ce résultat est en partie similaire à celui de Amir et Lambson (2000), qui nous indique que les quantités d'équilibre peuvent diminuer avec une entrée de firmes sur le marché lorsque l'on observe des rendements d'échelle croissants. Le cadre de la modélisation et la méthode employée sont néanmoins différents⁸.

Nous montrons que nos principaux résultats restent valables dans le cas d'une éco-industrie en monopole ou monopolistique avec une frange concurrentielle. Une extension intéressante de ce travail consisterait à introduire d'autres instruments de politique. Il serait aussi souhaitable d'étendre ce modèle afin de laisser la possibilité aux pollueurs de dépolluer en interne.

Taxe environnementale et régulation des fusions au sein de l'éco-industrie

Cet article mené en collaboration avec Joan Canton et Bernard Sinclair-Desgagné et intitulé "**Environmental regulation and mergers within the eco-industry**" (**Strategic Behavior and the Environment, 2(2) : 107-132, 2012**), permet de prendre en compte le rôle des fusions au sein des éco-industries. Il permet aussi d'étudier les conflits de régulation qui peuvent apparaître entre une autorité de régulation de la concurrence et un régulateur bienveillant.

Nous nous situons dans le cas d'une éco-industrie en oligopole de Cournot avec possibilités de synergies permettant des réductions de coûts en cas de fusions de plusieurs entreprises. Un autre intérêt de la modélisation ici par rapport aux ar-

8. Notamment, nous démontrons notre résultat de manière analytique alors que Amir et Lambson ont recours à des simulations.

tiques précédents est le choix d'une fonction d'émission non additivement séparable, ce qui implique que l'activité de dépollution peut maintenant affecter le processus de production⁹. L'industrie polluante est, une fois encore, en concurrence parfaite.

Les résultats les plus utiles pour l'aide à la décision publique sont résumés ici. Tout d'abord, nous montrons qu'une hausse d'une taxe par unité de pollution réduit les incitations à fusionner pour les entreprises éco-industrielles. Cela nuance l'idée selon laquelle une hausse de la taxe augmente le pouvoir de marché des entreprises environnementales¹⁰. Nous examinons ensuite les effets sur le bien-être social des fusions au sein des éco-industries. Nous montrons qu'elles ont toujours un impact négatif sur la qualité de l'environnement ; qu'elles augmentent nécessairement le profit de l'éco-industrie ; qu'elles peuvent, dans le cadre de notre modélisation, avoir un impact positif sur le profit des pollueurs¹¹ ; l'impact sur les consommateurs finaux est en revanche toujours négatif. L'effet total sur le surplus collectif est donc ambigu. Nous examinons la condition sous laquelle ces fusions sont bénéfiques à la société et nous démontrons que cet effet global est négatif dès lors que la taxe est appliquée au taux pigouvien.

Nous montrons aussi qu'il existe des cas où une autorité de la concurrence peut approuver une fusion de l'éco-industrie alors que celle-ci réduit le surplus collectif. Cela provient de la fonction objectif de cette autorité - inspirée des objectifs effectivement affichés dans la pratique par des institutions telles que le Conseil de la Concurrence en France, la Commission Européenne ou la Federal Trade Commission aux Etats-Unis - qui ne prend pas en compte la qualité de l'environnement. Une recommandation de politique publique qui découle directement de ce résultat est la collaboration entre les autorités de la concurrence et les autres institutions compétentes dès qu'il s'agit de réguler un secteur dont l'activité impacte le bien-être collectif au-delà de la somme des surplus des agents. Cela peut être le cas pour les

9. Cela permet de prendre en compte les innovations vertes et le progrès technologique, segment prometteur des éco-industries.

10. Pouvoir de marché et degré de concentration étant généralement positivement corrélés.

11. Ce résultat qui peut sembler contre-intuitif provient du fait que la fusion dans l'éco-industrie provoque une hausse des prix du bien de consommation final. Cet effet, proche d'un effet collusion, peut faire augmenter le profit des pollueurs.

questions environnementales, comme illustré ici, mais également dans le domaine de la santé, de l'éducation, de l'énergie et d'autres secteurs de service public.

Ce travail comporte plusieurs points d'amélioration possibles. Contrairement aux articles précédents où les formes fonctionnelles restaient assez générales, nous avons choisi ici des formes spécifiées pour la fonction de coûts de production de l'éco-industrie et la fonction d'émissions des pollueurs. Cela nous a permis d'aller au bout des démonstrations analytiques tout en ayant une forme non additivement séparable pour la fonction d'émissions. Il pourrait donc être utile de tester la robustesse des résultats avec d'autres formes fonctionnelles. Notons néanmoins que la forme fonctionnelle choisie pour les coûts de production des éco-industries, inspirée de la modélisation de McAfee and Williams (1992), est non triviale et non linéaire, ce qui permet de prendre en compte les "synergies" dans ce secteur. Une autre extension utile serait d'explorer le taux de taxe optimal dans ce contexte. Remarquons, pour terminer, que nous avons pu vérifier que nos résultats restent qualitativement valables lorsque les pollueurs sont en concurrence imparfaite (oligopole).

Pour clôturer cette présentation de l'axe de mes recherches consacré aux interactions entre les éco-industries et la régulation environnementale, il me paraît important de revenir sur la question de la compatibilité entre croissance et environnement. Il s'agit de recommander la prudence face à l'idée avancée dans certains discours publics selon laquelle les industries de l'environnement permettent de réconcilier ces deux aspects. Le comportement stratégique des firmes au sein de cette industrie peut engendrer des hausses de coûts de mise en conformité des pollueurs aux contraintes environnementales, ce qui affecte l'acceptabilité des mesures prises et potentiellement la croissance des secteurs polluants, donc le PIB des Etats, l'emploi et les pouvoirs d'achat. Les décisions publiques doivent être adaptées en conséquence et de nombreuses pistes de recherche restent à explorer dans ce sens. Ces pistes, dont certaines ont été évoquées dans les extensions proposées ci-dessus et que nous discutons dans la section sur les projets de recherche, comprennent entre autres le rôle des éco-industries dans l'adoption de nouvelles technologies et la R&D (voir notamment Requate (2005) et Heyes and Kapur (2011) pour une

première approche de cette question) ; la question du choix pour les pollueurs de dépolluer en interne ou de faire appel aux éco-industries ; les effets de spécialisation ou d'apprentissage que peuvent favoriser les éco-industries ; l'évaluation d'autres instruments de politique publique en présence d'une éco-industrie imparfaitement concurrentielle (voir Schwartz et Stahn (2010) pour une analyse des marchés de permis d'émissions) ; les interactions et conflits potentiels entre politique environnementale et politique de la concurrence sur ce secteur.

2.2 Politiques agri-environnementales pour préserver la biodiversité en asymétrie d'information avec préoccupations spatiales

La protection de la biodiversité est devenue l'une des principales préoccupations environnementales aux côtés de la lutte contre le changement climatique, de l'utilisation raisonnée des ressources en eau et en énergie ou de la gestion des déchets. Le rapport Chevassus-au-Louis (2009) en témoigne, qui a cherché à estimer la valeur monétaire de la biodiversité en France. La biodiversité est à la fois support de production (nourriture, bois, textile) ; source de matières indispensables à la science et notamment à la médecine (70% des médicaments sont issus de molécules biologiques) ; à la base de multiples services écosystémiques indispensables à notre planète (épuration de l'eau, de l'air, dégradation et recyclage de la matière organique, régulation du climat, pollinisation) et support d'activités récréatives et touristiques. Les valeurs intrinsèque et patrimoniale de la biodiversité ne doivent pas non plus être oubliées.

D'après le *Millenium Ecosystems Assessment* (Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire) initié en 2001 par l'ONU, 60% des services écosystémiques de la planète sont actuellement dégradés ou utilisés de manière non durable (MA 2005). Toujours d'après ce rapport, l'activité humaine a accéléré le rythme d'extinction des espèces, le rendant au moins 100 fois supérieur au rythme naturel d'extinction. De même, un bilan effectué en 2011 par la Commission Européenne indique que 17% seulement des habitats et espèces et 11% des principaux écosystèmes protégés

par l'UE sont dans un état favorable. Les mesures mises en oeuvre ne semblent donc pas avoir fait encore totalement preuve de leur efficacité.

Dans mes travaux de recherche liés à ce thème, je me suis intéressée à la biodiversité ordinaire et remarquable en milieu agricole à travers la protection d'espèces menacées. L'accent est mis sur l'avifaune, dont l'abondance constitue souvent un indicateur de la biodiversité en zone rurale du fait de la relative accessibilité des données. Néanmoins, une grande partie des mécanismes et faits stylisés mis en avant dans notre travail est généralisable à de nombreuses espèces.

Pour traiter de la protection d'espèces menacées, il faut s'interroger sur les moyens de préserver leurs habitats naturels. Cette question est intimement liée à celle de l'usage des terres et des pratiques des agriculteurs. Depuis la fin de la seconde guerre mondiale, on a assisté à une intensification des activités agricoles. Celle-ci s'est traduite par une plus grande mécanisation ; un recours plus systématique et plus abondant aux produits phytosanitaires ; un agrandissement de la taille des exploitations mais aussi des parcelles ; une uniformisation des couverts végétaux ; une réduction drastique de certains éléments semi-naturels tels que haies et prairies. Ces transformations ont eu pour effet de détériorer et fragmenter les habitats de plusieurs espèces. Ainsi, selon des données récoltées récemment par BirdLife International et le Conseil Européen pour le recensement des oiseaux, 300 millions d'oiseaux communs des milieux agricoles ont disparu depuis 1980, soit un déclin d'environ 25%.

En 2008, une étude a été menée à l'INRA sur les liens entre biodiversité et agriculture (Le Roux et al. 2008). Cette étude semble confirmer l'idée selon laquelle, pour de nombreuses espèces, l'existence de parcelles en prairie à proximité est déterminante pour expliquer la présence de l'espèce. De manière plus générale, la présence d'*infrastructures écologiques* (ou éléments semi-naturels) pérennes est un des facteurs essentiels favorisant la biodiversité sur les terres cultivables. Les principaux exemples de ces infrastructures écologiques sont les bosquets, les arbres en groupes ou isolés, les lisières de bois, les haies, les vergers, les prairies permanentes, les landes, les alpages, les bandes enherbées, les jachères fixes, les bordures de champs, et, du côté des zones humides, les mares, tourbières, cours d'eau et

marais salants.

Un autre résultat fort de cette étude est l'importance de raisonner à l'échelle du paysage et non seulement de la parcelle. En effet, pour assurer un habitat de bonne qualité, ce ne sont pas seulement le nombre d'infrastructures écologiques et leurs surfaces qui comptent, mais également la connectivité entre elles. Pour que les individus d'une espèce puissent s'alimenter et se reproduire correctement, ils doivent pouvoir circuler entre les zones d'habitats naturels, grâce à ce qu'on appelle des corridors écologiques. C'est pour cette raison que la Trame Verte figure parmi les priorités affichées dans le Grenelle de l'Environnement. De manière plus générale, nous verrons que l'aspect spatial et la disposition de l'habitat naturel est un point clé dans la protection de la biodiversité, alors même que la littérature en économie agricole et environnementale ne s'y est intéressée que très sporadiquement.

Depuis la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) de 1992, plusieurs politiques publiques ont été adoptées dans les 193 pays signataires. En France, la Stratégie Nationale pour la Biodiversité mise en oeuvre en 2004 et mise à jour en 2011, reprend les grands objectifs de la CDB à travers dix plans d'actions sectoriels, incluant l'agriculture. Parallèlement, le Grenelle de l'Environnement a permis l'instauration des Trames Verte et Bleue.

Au sein de l'Union Européenne, la politique pour la biodiversité s'est construite autour de la directive "Habitat Faune Flore" datant de 1992 et du programme Natura 2000 qui permet de protéger certains sites sensibles. Depuis 2010, la conditionnalité des aides de la PAC fondée sur les BCAE (Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales) doit permettre de fournir de nouvelles incitations aux exploitants. Une de ces BCAE impose aux agriculteurs d'avoir sur leur exploitation une présence minimum (mesurée en % de la surface agricole utile) d'infrastructures écologiques. D'autres portent sur la présence de bandes tampons le long des cours d'eau, sur le maintien de surfaces en herbes ou sur la diversité des assolements. En parallèle, les Mesures Agro-Environnementales (MAE) se traduisent par des contrats volontaires signés entre les exploitants agricoles et les pouvoirs publics. Ils permettant une rémunération pour des services environnementaux rendus par l'agriculteur qui vont au-delà des obligations légales. Les contrats sont signés pour

une période minimale de cinq ans et l'aide financière doit, en théorie, compenser les coûts supplémentaires résultant de l'adoption de ces pratiques. Parmi les exemples de pratiques bénéfiques à la biodiversité encouragées par les MAE figurent la conversion à l'Agriculture Biologique, la conversion de parcelles en prairies (prime à l'herbe), l'interdiction d'apports d'engrais sur certaines parcelles, la restauration et le maintien des haies et du bocage. Les MAEt (Mesures Agro-Environnementales territorialisées) ont cherché à répondre à un besoin d'adapter ces contrats volontaires aux spécificités territoriales, notamment sur les sites protégés.

Les questions posées par les économistes de l'environnement en lien avec la protection de la biodiversité en milieu agricole portent sur les moyens de fournir les bonnes incitations aux exploitants agricoles pour adopter les pratiques adéquates¹². Les enjeux sont notamment liés à la question du niveau et des modalités de la rémunération d'une action en faveur de la biodiversité. En effet, on souhaite généralement compenser les sur-coûts liés au service environnemental rendu. Néanmoins, le niveau d'information dont dispose le régulateur public ne permet pas toujours l'atteinte de cet objectif. Les sur-coûts d'une exploitation agricole dépendent de ses spécificités pédo-climatiques et autres caractéristiques techniques souvent méconnues des autorités publiques. On pourrait demander à l'exploitant de rapporter le niveau de ses coûts mais celui-ci a intérêt à les surestimer pour s'accorder une rémunération plus élevée (sélection adverse). Les montants versés sont alors souvent calculés sur des moyennes, engendrant des incitations insuffisantes pour certains et des sur-compensations pour d'autres.

Ces asymétries d'information et les inefficacités qu'elles engendrent ont été largement analysées par la littérature, notamment en s'appuyant sur la théorie des contrats (Smith 1995 ; Bourgeon et al. 1995 ; Wu and Babcock 1996 ; Moxey et al. 1999 ; Ozanne et al. 2001 ; Gren 2004). Ferraro (2008) fournit une revue de la littérature récente sur ces sujets. Cependant la plupart de ces travaux ne traite

12. On ne s'intéresse pas ici à la question du retrait des terres pour instaurer des espaces protégés sans activité humaine mais on s'interroge sur les moyens de préserver la biodiversité sur les terres où il existe une activité agricole.

pas, parallèlement au problème d'information, des aspects spatiaux du résultat environnemental.

Lewis et Plantinga et leurs co-auteurs, eux, examinent plusieurs politiques pour réduire la fragmentation des habitats. Ils s'appuient sur un modèle économétrique qui permet d'estimer des probabilités de conversion d'usage des sols en utilisant les observations passées (voir par exemple Lewis et al. (2009)). De leur côté, Smith and Shogren (2002) et Parkhurst and Shogren (2007, 2008) ont recours à l'économie expérimentale pour s'interroger sur les moyens d'atteindre la bonne configuration spatiale de l'habitat naturel (voir notre article en Annexe 2 pour d'autres références sur cette approche). Enfin, Dreschler et al. (2010) ou Watzold and Dreschler (2005) ont su combiner un modèle économique et un modèle d'écologie des populations (adapté à une espèce menacée de papillon dans une région d'Allemagne) pour appréhender, entre autres, ces questions spatiales. Néanmoins, leur modèle économique est très simplifié et suppose que les coûts de la préservation sont exogènes. Ces coûts - qui peuvent se comprendre comme des coûts d'opportunité de retirer les terres d'un usage plus productif afin de préserver les infrastructures écologiques - découlent de plusieurs facteurs tels que les rendements de l'exploitation, les prix des biens agricoles et différentes contraintes techniques et administratives. Nous cherchons, dans notre travail, à prendre en compte ces éléments.

Nous étudions différents modes d'intervention publique pour préserver les habitats naturels sur les terres agricoles lorsqu'il existe des asymétries d'information et que l'on cherche à atteindre une configuration spatiale particulière des habitats. Par rapport aux travaux présentés ci-dessus, notre approche permet de comprendre les déterminants du comportement de l'exploitant agricole, grâce à un modèle économique de programmation mathématique linéaire (modèle OUTOPIE présenté ci-après).

Dans la littérature en économie de la production, il existe un certain nombre de modèles de programmation mathématique permettant de détailler le comportement des exploitations agricoles (voir notamment Falconer and Hodge 2001 ou Havlik et al. 2005). La particularité du modèle sur lequel repose notre analyse est

qu'il permet d'étudier les choix de l'exploitant à une échelle très fine - celle de la parcelle - alors que la plupart des modèles existants étudient les décisions au niveau de l'exploitation dans son ensemble¹³. Notre modèle permet de prendre en compte trois échelles d'analyse : la parcelle, échelle où sont appliquées les décisions d'usage des sols ; l'exploitation agricole, niveau de la prise de décisions ; et le paysage au niveau de la zone ou de la région, résultat de la combinaison des décisions prises sur chaque parcelle. Ce dernier niveau permet de constater la disposition spatiale de l'habitat et il est donc essentiel pour évaluer le résultat environnemental d'une politique publique. Nous détaillons à présent notre contribution.

Subvention, enchère et malus d'agglomération quand la disposition spatiale de l'habitat naturel a son importance

Ce travail a débouché sur la publication d'un article en collaboration avec Laure Bamière et Bruno Vermont intitulé "**Agri-environmental policies for biodiversity when the spatial pattern of the reserve matters**" (*Ecological Economics*, **85 : 97-104, 2013**). Il repose sur l'utilisation du modèle OUTOPIE (OUTil d'Optimisation des Prairies dans l'Espace) développé par Petr Havlik puis Laure Bamière au sein de l'UMR Economie Publique. Il s'agit d'un modèle de programmation mathématique linéaire développé sous GAMS avec des variables réelles et des variables entières et binaires. Ce modèle permet de simuler le comportement d'exploitants agricoles qui maximisent leur profit face, d'une part, à des contraintes techniques spécifiques à leur exploitation et à leur activité et, d'autre part, à différentes politiques publiques.

Le modèle OUTOPIE est adapté à une zone d'étude située sur un site Natura 2000 en Plaine de Niort dans les Deux-Sèvres, en Poitou-Charente. Cette zone de plaines céréalières est une "zone-atelier" du CNRS car elle est un des derniers sites en Europe abritant quelques Outardes Canepetières (*Tetrax tetrax*). Cette espèce d'oiseaux autrefois commune est maintenant en voie de disparition au niveau national et international. A l'origine, elle est inféodée aux zones steppiques, mais

13. Par exemple, ils déterminent la part des différentes cultures dans l'exploitation mais sans déterminer la localisation de chacune d'entre elles.

elle a su s'adapter aux régions de grandes cultures dans le Centre-Ouest de la France (Boutin 1996). Ses effectifs ont diminué de près de 82% en 20 ans dans les milieux agricoles (Jolivet et Bretagnolle 2002) et la région Poitou-Charentes accueille maintenant la totalité des effectifs nicheurs en plaine céréalière.

Pour survivre, cette espèce nécessite des espaces ouverts de type champs de céréales pour que le mâle puisse se faire remarquer au moment de la reproduction, mais aussi des espaces type prairies et luzerne aux herbes assez hautes pour les femelles et les nichées. D'après les écologues du CNRS travaillant sur place, avec qui nous avons collaboré dans le cadre du programme de recherche de l'ANR BiodivAgriM, le paysage idéal est une mosaïque de parcelles en céréales et de prairies ou luzerne, avec une proportion de ces dernières d'environ 15%. Il est également souhaitable que les prairies ou luzerne ne soient pas agglomérées mais dispersées au sein des cultures de céréales de manière plus ou moins aléatoire, dans un rayon de 100 à 1000 mètres les unes par rapport aux autres.

Au-delà de la protection de l'Outarde Canepetière, certes emblématique mais très spécifique, la zone d'étude est appropriée pour étudier les relations entre activités de grandes cultures et de polyculture-élevage et la biodiversité. Nous discuterons plus en aval des possibilités de généraliser notre travail à d'autres espèces et à d'autres régions.

Le modèle OUTOPIE, en cohérence avec la zone étudiée, prend en compte deux types d'activités : production de céréales et élevage. Il existe trois catégories de sols (groies¹⁴ profondes, groies superficielles et vallées calcaires). Chaque parcelle est caractérisée par un type de sol et par ses possibilités d'irrigation, ce qui détermine les rendements de différentes cultures et pratiques. Les usages des sols possibles sont le blé, colza, tournesol, maïs, orge, luzerne, jachère, prairie permanente, prairie temporaire et luzerne. Les usages des sols considérés comme habitat naturel, aussi appelé *réserve* dans ce travail, sont la luzerne et les prairies temporaires ou permanentes, associées à des pratiques particulières (par exemple, restrictions sur les dates de fauchage, sur l'utilisation des fertilisants et pesticides ou sur les densités d'élevage). La description détaillée du modèle OUTOPIE est donnée dans

14. Terres argilo-calcaires.

Bamière et al (2011).

Face aux rendements et charges de production, aux prix des denrées produites et aux politiques publiques appliquées (primes, obligations réglementaires, etc), l'agriculteur détermine, pour chacune de ses parcelles, ses choix optimaux d'usage des sols et de pratiques. Il peut choisir de s'engager dans un contrat volontaire agri-environnemental (type MAE) d'une durée de 5 ans qui lui permet d'obtenir une rémunération (nous verrons plusieurs options pour celle-ci) en échange de la mise en conformité de parcelles par rapport à la définition de la réserve.

La combinaison des choix d'usage des sols des exploitants aboutit à un "paysage" au niveau de la zone. Ce paysage est observé grâce à une "carte" stylisée où chaque parcelle est représentée par un carré, dont la couleur indique si elle est dans la réserve ou non. Cela permet d'observer la disposition spatiale finale de la réserve. A partir de cette carte, notre programme calcule un indicateur spatial, permettant d'informer sur le degré d'agrégation/dispersion de la réserve. L'indicateur choisi, après analyse de la littérature sur le sujet, est basé sur les fonctions L et K Ripley (Ripley, 1977, 1981). Ces fonctions mesurent la densité de la réserve et les distances entre les parcelles en réserve pour indiquer si la réserve est agglomérée ou dispersée. Si la fonction Ripley obtenue se situe dans l'intervalle de confiance, on considère que la réserve est dispersée de manière aléatoire.

Dans ce contexte, on compare différents instruments de politique publique; c'est-à-dire différents modes de rémunération dans le cadre des contrats agri-environnementaux. Ces instruments sont i) une subvention par hectare de réserve; ii) un mécanisme d'enchère pour allouer les contrats agri-environnementaux aux moins demandants; iii) une subvention à la réserve complétée par un malus d'agglomération.

Nous supposons un objectif environnemental fixé qui est l'atteinte de 15% de la zone en réserve. Nous comparons alors les instruments sous l'angle de deux critères :

1. le critère de l'efficacité économique : nous cherchons à minimiser les coûts d'atteindre l'objectif fixé¹⁵. Pour cela, il faut chercher à rémunérer les ex-

15. On prend en compte les coûts publics de la politique, c'est-à-dire la somme des compensa-

exploitants agricoles à un niveau le plus proche possible de leurs coûts de participation au programme environnemental. Comme on l'a vu, ce coût, qui dépend des coûts d'opportunité de la mise en réserve des parcelles, est lié à des caractéristiques de l'exploitation qui sont souvent méconnues du régulateur public. On verra comment différents instruments répondent plus ou moins bien à ce problème.

2. le critère de l'efficacité spatiale : nous observons ici si l'instrument considéré permet d'atteindre une réserve dispersée, telle que recommandée par les écologues pour cette zone et cette espèce. Cela revient à observer si la fonction Ripley se situe dans l'intervalle de confiance. Notons ici qu'une large partie de la littérature en écologie sur la disposition des réserves recherche plutôt les moyens d'éviter une fragmentation de la réserve. En effet, plusieurs espèces nécessitent une réserve agglomérée (l'ours Grizzly par exemple) et dans certains cas, l'activité humaine va dans le sens d'une fragmentation des habitats (pour certaines forêts par exemple). Sur les terres agricoles, il en va souvent autrement. Face aux incitations publiques, les agriculteurs ont naturellement intérêt à mettre en réserve leurs parcelles les moins rentables. Or du fait de qualités de terres généralement agglomérées, les sites de réserve se retrouvent également agglomérés. Dans ce contexte, il est utile d'étudier les politiques qui permettent d'éviter cette agglomération excessive, nuisible à certaines espèces.

Nous avons choisi de ne pas donner de priorité à l'un ou à l'autre de ces deux critères d'évaluation et on les considère de manière indépendante. En effet, pour savoir quel poids donner à chaque critère, il faudrait connaître la fonction de surplus collectif, ainsi que i) le rôle joué par la disposition spatiale de la réserve dans la survie de l'espèce, ii) la valeur monétaire de l'espèce pour la société. Ces questionnements vont au-delà de nos compétences et de notre problématique.

tions versées aux agriculteurs. En effet, l'ensemble des instruments étudiés ici sont des instruments incitatifs qui laissent la flexibilité aux agriculteurs de choisir les parcelles converties. Dans chaque cas, ils minimiseront alors leurs coûts de mise en réserve en sélectionnant les parcelles aux coûts d'opportunité les plus faibles. Les coûts privés ne sont donc pas ici un critère distinctif entre les instruments et on se concentre sur la comparaison des coûts publics.

La subvention

La subvention se traduit par une prime à l'hectare (ha) de réserve (prairie et luzerne). Le modèle nous permet de calculer le taux de subvention permettant d'atteindre l'objectif de 15% de réserve. Nous obtenons alors le coût public total de cette politique (somme des compensations versées aux exploitants agricoles). On peut le comparer aux coûts réellement endurés par les agriculteurs, qui sont quasiment deux fois moins élevés. Cela provient du fait qu'une subvention uniforme, pour fournir les incitations nécessaires, doit être fixée au niveau du coût d'opportunité (ou coûts de la mise en réserve) de la dernière parcelle convertie en réserve. Or les coûts d'opportunité des premières réserves converties sont moins élevés que pour la dernière (coûts de la mise en réserve convexe). Cela s'explique par le fait que les exploitants convertissent en premiers les parcelles peu rentables pour la culture de céréales. Ainsi, toutes les parcelles dont le coût de mise en réserve est inférieur à la dernière parcelle convertie bénéficient d'une sur-compensation.

Nous obtenons également la carte associée à la subvention et le Ripley correspondant. Nous constatons que la réserve est agglomérée, ce qui correspond à l'intuition, les qualités des terres étant agglomérées et les exploitants ayant intérêt à convertir les terres de plus basse qualité (en termes de rentabilité).

L'enchère

Les enchères dans les politiques agri-environnementales ont attiré de manière croissante l'attention des économistes¹⁶ et des décideurs publics¹⁷. Dans ces enchères d'achat ou appels d'offre (*procurement auctions*), c'est l'acheteur qui organise une enchère pour déterminer à qui s'adresser pour se fournir un service ou un bien. Il cherche alors à obtenir le meilleur rapport qualité-prix. Ici, c'est le décideur public qui utilise le mécanisme d'enchère pour allouer des contrats agri-environnementaux au plus méritant. Dans notre cas, il souhaite allouer le nombre de contrats lui permettant d'atteindre les 15% de réserve visés et souhaite pour cela contracter avec

16. Voir, entre autres, Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort 1997, Hailu and Schilizzi 2004, Cason and Gangadharan 2004, Latacz-Lohmann and Schilizzi 2005, Hailu and Thoyer 2006, 2010, Said and Thoyer 2007, Schilizzi and Latacz-Lohmann 2007, Glebe 2008, Reeson et al 2011.

17. Voir le rapport de Latacz-Lohmann et Schilizzi (2005) pour une synthèse des questions économiques et de politique publique posées par ces enchères.

les exploitants lui demandant les compensations les plus faibles. En mettant ainsi en concurrence les exploitants, on réduit les sur-compensations liées aux problèmes d'information et on favorise la révélation des coûts - même partielle - des agriculteurs.

Ce type d'enchères a été mis en place dans plusieurs pays. Aux Etats-Unis, le *Conservation Reserve Program* inclut, depuis 1986, un système d'enchère qui permet de sélectionner les contrats de conservation (mise en jachère de longue durée) en fonction d'un score qui compile coûts et qualité environnementale. En Australie, plusieurs expériences d'enchères existent dans différentes régions. Le *BushTender* a débuté en 2003 dans la région de Victoria (Stoneham et al., 2003) et une expérience semblable a été mise en place dans la région du Queensland (Windle et Rolfe 2007). En Allemagne, le *Northeim Project* a été mis en place en 2005. Il récompense les propriétaires pour la conversion de cultures intensives en prairies de haute qualité écologique (Groth, 2005). L'originalité de ce projet est qu'il établit les paiements sur la base des résultats. Il existe aussi des exemples régionaux d'application d'enchères au Royaume-Uni.

Nous étudions ici une enchère d'achat au premier prix sous pli scellé, sans prix de réserve. En premier lieu, le régulateur public indique les clauses du contrat agri-environnemental qu'il propose correspondant à un ha de terres mis en réserve (définition de la réserve en termes de couvert et de pratique). Ensuite chaque exploitant indique la rémunération minimale qu'il souhaite recevoir en échange du service rendu. L'autorité publique sélectionne le montant le plus faible et signe le contrat avec le (ou les) exploitant(s) ayant proposé ce montant. L'enchère est alors répétée jusqu'à ce que l'objectif des 15% soit atteint¹⁸.

Nous supposons que les offres sont cachées, que le montant du contrat ayant remporté l'enchère reste caché et qu'il n'y a pas de communication entre les enchérisseurs entre deux tours. Ces hypothèses peuvent être réalistes dans une

18. Nous avons choisi cette forme d'enchère séquentielle plutôt qu'une enchère simultanée où tous les contrats permettant l'atteinte des 15% seraient achetés en même temps car la théorie est quasiment inexistante sur les enchères d'achat multi-unitaires où à la fois l'acheteur achète plusieurs objets et où chaque enchérisseur peut vendre plusieurs objets. Les formules sont alors difficiles à manier et l'analyse est compliquée par l'existence d'équilibres multiples.

situation où les exploitants agricoles font leurs offres à domicile via internet et où les différents tours d'enchères ont lieu immédiatement les uns après les autres. Dans ces circonstances, les risques de collusion sont limités malgré la répétition de l'enchère (voir la note 11 de l'article pour une discussion sur les risques de collusion). Nous supposons également que du fait de l'absence de diffusion d'information, les croyances des exploitants agricoles ne sont pas modifiées entre deux tours d'enchère¹⁹.

Dans la littérature sur les enchères dans les politiques agri-environnementales, la théorie sous-jacente le plus souvent mobilisée est la théorie de la décision (Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort 1997, Rousseau and Moons 2008, Glebe 2008). Plus maniable que la théorie des jeux, elle permet de faciliter les démonstrations analytiques en supposant que le montant seuil à partir duquel une enchère n'est pas acceptée est une variable exogène. Les enchérisseurs ont des croyances sur cette valeur seuil, qui se traduisent par une loi de probabilité. La faiblesse de cette approche est que les résultats obtenus sont assez sensibles aux caractéristiques de cette loi de probabilité, qui souvent est choisie uniforme (voir Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort (1997) par exemple).

Hailu et al. (2005) et Schilizzi and Latacz-Lohmann (2005) furent les premiers à avoir recours à la théorie des enchères en théorie des jeux pour modéliser des enchères de conservation. Ces auteurs recherchent, tout d'abord, la formule de l'enchère optimale d'un enchérisseur donné dans le cas d'une enchère d'achat à objet unique (*single-unit auction*). Ils généralisent ensuite cette formule dans le cas d'une enchère à plusieurs unités (*multi-unit auction*). La formule obtenue est alors appliquée au cas d'une distribution de probabilité uniforme des valeurs privées des enchérisseurs. Dans ces travaux, néanmoins, la formule obtenue n'est pas directement employée pour évaluer le mécanisme d'enchère comme instrument de politique agri-environnementale.

Dans notre travail, nous nous appuyons sur la théorie des jeux pour modéliser

19. Cette hypothèse est en partie simplificatrice car le fait de savoir si sa proposition a été acceptée ou non est une nouvelle information pour l'enchérisseur et ce point est discuté dans les limites et extensions ci-dessous.

et évaluer le système d'enchère. La méthodologie et le choix de la loi de probabilité diffèrent toutefois des travaux cités ci-dessus. Nous reprenons la logique de la démonstration employée par Klemperer (1999) qui permet d'obtenir l'enchère optimale d'un enchérisseur donné dans une enchère classique et l'adaptions à notre enchère d'achat (enchère au premier prix, valeurs privées indépendantes, pas de prix de réserve, pas de collusion, pas d'aversion au risque²⁰). Nous avons tout d'abord recherché la formule théorique de l'enchère optimale d'un agriculteur aux coûts d'opportunité v (cette variable v est assimilable à la valeur privée présente dans la théorie des enchères). Cette formule, donnée dans l'article (Annexe 2), nous indique que chaque agriculteur propose un montant qui est égal à son coût de mise en conformité au contrat agri-environnemental (v) auquel s'ajoute une marge que l'exploitant s'accorde. Nous constatons que plus l'agriculteur a des coûts de mise en conformité faibles, plus il s'accorde une marge élevée, en cohérence avec les résultats habituels en théorie des enchères (i.e. la marge est décroissante de v). Pour aller plus loin dans l'analyse et mesurer la marge qui revient à chaque enchérisseur, nous avons choisi une loi de probabilité pour les coûts d'opportunité v . Nous avons opté pour une loi normale, plus réaliste dans notre cas que la loi uniforme (souvent utilisée dans la littérature, voir Latacz-Lohmann (1997) et Hailu et al. (2005)) étant donné que certains coûts d'opportunité sont plus probables que d'autres dans la zone d'étude.

Nous avons alors constaté que, dans notre cas particulier, avec les données du modèle OUTOPIE, la marge tend vers zéro (i.e. elle est négligeable à la dizaine de centimes d'euros près) pour tous les exploitants agricoles. Autrement dit, dans notre cas, l'enchère amène les agents à révéler leurs véritables coûts d'opportunité. Ce résultat exacerbe l'efficacité-coûts du système d'enchère, qui n'apparaît pas toujours de manière aussi nette. Il doit être mitigé par i) les caractéristiques spécifiques de notre cas d'étude qui, pour une raison à explorer, sont favorables à l'efficacité de l'enchère ; ii) l'absence de coûts administratifs spécifiques à l'enchère, alors que ceux-ci sont non négligeables en pratique (Latacz-Lohmann and Schilizzi

20. On démontre néanmoins que nos résultats restent valables dans le cas d'agriculteurs averses au risque.

2005); iii) l'absence d'effets d'apprentissage et de collusion.

Nous trouvons donc que l'enchère permet d'atteindre l'objectif de 15% de la zone en réserve avec des coûts publics totaux (somme des compensations) égaux aux coûts réellement endurés par les exploitants agricoles. En d'autres termes, cet instrument permet ici d'atteindre l'efficacité économique en compensant à la juste valeur les exploitants, ce qui permet de réduire de moitié les coûts de la politique par rapport à la subvention. En revanche, les résultats spatiaux sont similaires à ceux obtenus avec l'enchère du fait d'une logique équivalente. Les agriculteurs continuent de choisir les parcelles les moins rentables pour les convertir en réserve, ce qui engendre une réserve concentrée.

Le malus d'agglomération

Afin de prendre en compte plus explicitement les considérations spatiales, nous introduisons à présent un troisième instrument. Il s'agit d'une subvention à l'ha de réserve complétée par un malus, i.e. une réduction du paiement, lorsque la parcelle convertie à la réserve est adjacente à une autre parcelle en réserve. Le malus s'applique pour chaque côté de la parcelle (représentée par un carré) adjacent à une parcelle en réserve; un demi malus s'applique pour les coins adjacents²¹.

Un instrument similaire mais inversé, le bonus d'agglomération, a été étudié par quelques travaux en économie écologique où l'on se préoccupe d'éviter la fragmentation des habitats. Ils reposent principalement sur l'économie expérimentale (Parkhurst et al. 2002; Parkhurst and Shogren 2007, 2008) mais aussi sur la modélisation bio-économique (Drechsler et al. 2010).

Dans notre modèle, nous supposons que les exploitants peuvent observer le couvert des parcelles adjacentes aux leurs, ce qui est conforme à la réalité. Nous supposons également qu'ils peuvent communiquer pour se coordonner dans leur choix de parcelles à convertir. Cette hypothèse se justifie par le fait qu'ici, contrairement au cas de l'enchère, les agriculteurs ont uniquement intérêt à coopérer et il n'y a pas d'éléments de conflits du type dilemme du prisonnier. Elle est aussi confortée par des résultats obtenus en économie expérimentale indiquant la capa-

21. Voir l'article p.103 (fig. 8) pour une illustration. Notons que nos résultats sont robustes au choix d'un autre paramètre que $\frac{1}{2}$ pour la valeur du malus pour les coins.

cité des agents à se coordonner dans ce type de situation (Parkhurst and Shogren 2007).

Nos résultats indiquent que l'objectif des 15% est atteint avec un coût public total approximativement égal à celui obtenu avec la subvention seule²². En revanche, le Ripley nous indique que la disposition spatiale obtenue est à présent celle désirée, à savoir une dispersion aléatoire.

Comparaison

Pour résumer notre comparaison d'instruments, nous pouvons conclure que l'enchère est toujours plus souhaitable que la subvention du fait d'une efficacité économique améliorée alors que le malus est plus souhaitable que la subvention seule du fait d'une meilleure disposition spatiale de la réserve. On ne peut conclure sur la comparaison entre l'enchère et le malus car il faudrait pour cela pondérer le critère de l'efficacité économique et de l'efficacité spatiale l'un par rapport à l'autre.

Limites et extensions

Ce travail comporte de nombreux points d'amélioration. Comme indiqué précédemment, les résultats sur l'enchère caricaturent les avantages de cet instrument et pourraient être revus à la baisse pour plusieurs raisons énumérées ci-dessus. Il serait utile d'obtenir des données chiffrées ou des dires d'experts sur les différences de coûts administratifs entre une subvention classique et un mécanisme d'enchère, afin d'intégrer cette différence dans notre modèle. Un autre point concerne les problèmes d'acceptabilité sociale que peut soulever un système d'enchères, parfois perçu comme non équitable ou comme une application de l'idéologie du libéralisme à l'environnement. Ce type de problèmes a été pressenti en France notamment (Thoyer et Said 2007).

Il serait aussi souhaitable d'approfondir la question des conséquences de la répétition de l'enchère sur la révision des croyances des exploitants agricoles. Peu de travaux purement théoriques ont étudié cette question mais plusieurs travaux

22. Cela s'explique par le fait qu'étant donné notre configuration, les exploitants peuvent positionner leur réserve de manière à éviter le paiement du malus.

fondés sur des modèles dit *agent-based* (simulation d'agents artificiels à rationalité limitée) et en économie expérimentale se sont interrogés sur le rôle de l'apprentissage dans les enchères répétées (Hailu and Thoyer 2006, 2010, Schilizzi and Latacz-Lohmann 2007, Reeson et al. 2011). Enfin, on pourrait tester la robustesse de nos résultats avec une autre loi de probabilité que la loi normale.

Il est possible d'étendre la comparaison d'instruments. Les mécanismes de menu de contrats et un système de quotas échangeables de cultures intensives pourraient être considérés pour améliorer l'efficacité économique de la subvention. Nous avons commencé à les modéliser mais il nous semble prioritaire, et plus novateur par rapport à la littérature, de nous interroger sur des instruments améliorant l'efficacité spatiale. Mieux encore, il est utile de rechercher des instruments combinant l'efficacité économique et les atouts spatiaux. Dans cette optique, l'extension qui nous est apparue la plus pertinente est une amélioration du système d'enchère pour adapter son résultat spatial. Ce travail, qui est en cours, est décrit dans la section suivante.

2.3 Projets de recherche et travaux en cours

En complément des extensions suggérées au fil de la synthèse qui précède, mes travaux en cours et projets de recherche peuvent s'articuler autour de trois axes.

Préservation de la biodiversité et aspects spatiaux en milieu agricole

L'enchère spatialisée : un instrument qui combine efficacité économique et efficacité spatiale ?

Dans un travail en cours intitulé "**Which scoring for conservation auctions on agricultural lands when the spatial pattern of the reserve matters ?**", on perfectionne l'enchère développée dans l'article précédent en complexifiant le mode de sélection des contrats. Plusieurs articles de recherche se sont récemment intéressés à la question du *scoring*, ou mode de sélection, des enchères agri-environnementales (Glebe 2008, Hajkovicz et al. 2008, Juuntinen et al. 2009).

Nous supposons à présent que le critère de sélection combine les aspects liés aux coûts, i.e. au montant proposé par l'enchérisseur, et les aspects environne-

mentaux, i.e. liés au résultat spatial obtenu. Pour cela, il faut que l'exploitant indique, en même temps que la compensation minimale qu'il demande, la localisation exacte de la parcelle qu'il souhaite convertir en réserve. Le décideur public attribue alors une note à la proposition faite en combinant un score d'adjacence de la parcelle proposée par rapport aux autres parcelles en réserve et un score de coûts. Nous supposons que le score d'adjacence est calculé en additionnant un point pour chaque côté de la parcelle adjacent à une autre réserve et un demi-point lorsque c'est le coin qui est adjacent à une autre réserve. Le contrat sélectionné est alors celui qui minimise la somme du montant proposé et du score d'adjacence. Nous tâtonnons sur un facteur de pondération à associer au score d'adjacence pour obtenir la configuration spatiale désirée (i.e. pour obtenir un indicateur de Ripley dans l'intervalle de confiance). Les tours d'enchère se répètent jusqu'à ce que 15% des parcelles soient converties en réserve.

Nous supposons que le régulateur est transparent sur son mode de sélection. Les agriculteurs ont donc intérêt, à coûts d'opportunité donnés, à sélectionner en premier les parcelles qui n'ont aucune adjacence à d'autres réserves, puis celle qui n'ont qu'un seul côté adjacent, etc. Ce travail est en cours et nos résultats sont à confirmer mais cet instrument semble permettre, tout comme le système de malus, d'atteindre une répartition des réserves dispersée ; mais cette fois en réduisant les coûts par rapport au malus grâce aux propriétés d'efficience de l'enchère.

Il faut néanmoins noter que ce type d'enchère est exigeant en temps et en information pour calculer le score d'adjacence de chaque proposition. Il faudrait donc ici ajouter un paramètre de coûts administratifs supplémentaires par rapport aux instruments plus traditionnels. On peut toutefois remarquer que cet accroissement de coûts administratifs ne semble pas être un obstacle insurmontable. En effet, plusieurs *scoring* combinant des critères de coûts et environnementaux sont utilisés dans les enchères existantes. Ainsi, l'*Environmental Benefit Index* aux Etats-Unis et en Australie permet d'attribuer une note à chaque proposition d'agriculteur en fonction des coûts d'une part, et du résultat environnemental escompté, d'autre part, en fonction de six critères, dont certains incluent des aspects spatiaux (Kirwan et al. 2005).

Un modèle théorique pour compléter le modèle OUTOPIE

Les modèles de grande taille de programmation mathématique tel que le modèle OUTOPIE ont l'avantage d'être plus réalistes que les modèles théoriques analytiques et permettent souvent de trancher sur des problèmes qui ne peuvent être résolus analytiquement. En contrepartie, ils présentent l'inconvénient de ne pas toujours permettre une vision claire des mécanismes en jeu pour expliquer les résultats obtenus. Au début de ma réflexion sur la préservation de la biodiversité en milieu agricole, j'ai développé un modèle théorique simple permettant de comprendre les mécanismes dans la comparaison d'instruments avec asymétrie d'information. Il a permis d'aboutir à une condition analytique sous laquelle la subvention par ha de prairie est plus ou moins souhaitable qu'un mécanisme d'enchère. J'ai aussi intégré dans la comparaison un quota de prairie que l'agriculteur doit atteindre.

Ce travail, qui pour le moment n'a pas été exploité jusqu'au bout, mérite d'être repris. Il a l'avantage de pouvoir apporter potentiellement des éclaircissements sur les résultats obtenus par le modèle OUTOPIE, afin notamment de détailler le rôle des différents paramètres dans les résultats obtenus dans la comparaison d'instruments. Il pourrait, par exemple, aider à comprendre les résultats fortement favorables à l'enchère par rapport à la subvention avec le modèle OUTOPIE.

La limite de ce modèle théorique est qu'il ne permet pas encore d'intégrer les questions spatiales dans la modélisation. Autrement dit, l'objectif spatial n'est pas endogénéisé dans le programme d'optimisation du régulateur public. Il nous manque pour cela des outils de modélisation permettant d'intégrer la localisation des parcelles agricoles, peut être grâce à leurs coordonnées dans un repère. Or la littérature théorique actuelle en économie ne semble pas proposer d'outils permettant de prendre en compte la localisation des sites de dépollution les uns par rapport aux autres afin d'analyser une disposition spatiale de la dépollution. Une première étape dans ce projet est donc d'explorer davantage la littérature, non seulement en économie mais également en écologie, pour se procurer les outils adéquats à une analyse spatialisée de la protection de l'environnement.

Généralisation du modèle OUTOPIE

Dans la lignée de ces premiers travaux, une deuxième direction de recherche consistera à proposer des pistes d'amélioration du modèle OUTOPIE et de ses applications. Dans sa forme actuelle, le modèle OUTOPIE est spécifique à une région particulière en Plaine de Niort et les objectifs environnementaux sont orientés vers la protection d'une espèce en particulier, l'Outarde Canepetière. Si ce sujet d'application nous tient à coeur par son aspect emblématique et pour nous avoir permis de collaborer avec des écologues passionnés par ces enjeux, nous nous interrogeons sur les possibilités de généralisation de ces outils à d'autres espèces et d'autres régions. Par plusieurs points, notre travail se prête à une généralisation relativement aisée. Tout d'abord, la recherche d'une réserve dispersée, ou pas excessivement agglomérée, est pertinente sur de nombreuses terres agricoles où, comme nous l'avons expliqué, la proximité des terres de même qualité engendre spontanément un regroupement des infrastructures écologiques. Cette question est également adaptée pour plusieurs espèces présentes sur ces terres (alouette des champs, caille des blés, oedicnème criard, busard cendré, perdrix grise).

Pour généraliser davantage notre travail à d'autres espèces menacées, nous envisageons de calculer d'autres indicateurs spatiaux pour compléter le Ripley. Il existe une littérature assez vaste en écologie sur ces indicateurs²³ et nous projetons de calculer plusieurs indicateurs à partir des "cartes" de paysage obtenues en output du modèle. Cela permettrait d'affiner notre analyse du résultat environnemental pour différentes espèces, notamment des espèces qui redoutent la fragmentation de la réserve. Nous avons déjà sélectionné plusieurs indicateurs intéressants, tels que la somme des distances entre les réserves (Onal and Briers, 2002) et les *stepping stones* (Malcolm and Reville, 2002) prenant en compte la nécessité d'avoir un distance maximale entre deux sites de réserve pour assurer sa connectivité. On peut aussi envisager d'introduire dans le modèle, sous forme d'une contrainte, des exigences spatiales très simples comme une distance minimale (ou maximale, selon les espèces) entre deux parcelles en réserve²⁴.

23. Voir Williams et al. 2005 pour une revue de la littérature sur ce sujet.

24. On peut alors utiliser des variables binaires pour conserver la linéarité du modèle de programmation mathématique.

Couplage avec un modèle d'écologie des populations

Une autre extension envisageable de notre travail consiste à coupler le modèle OUTOPIE avec un modèle d'écologie des populations. Cela permettra d'éviter d'avoir un objectif environnemental fixé et un peu frustré. Ainsi, l'output d'OUTOPIE qui indique la localisation des parcelles en réserve sera directement introduit comme input du modèle biologique ; ce qui permettra au final d'indiquer précisément l'évolution de la population d'oiseaux correspondant à cette évolution du paysage. Cela permettra également d'effectuer plus facilement une balance entre les coûts et les bénéfices (après monétarisation) des politiques publiques envisagées.

Ces modèles bio-économiques existent (Drechsler et al. 2010). Ils ont comme avantage d'endogénéiser la contrainte environnementale et ont comme inconvénient d'être spécifiques à une espèce particulière (voir néanmoins Barraquand et Martinet (2001) pour un couplage de modèles plus théoriques). Plusieurs écologues avec qui nous sommes en contact (CNRS - Centre d'Etude Biologique de Chizé, MNHN - UMR Conservation des espèces, Restauration et Suivi des Populations) sont intéressés par une collaboration pour aboutir à ce couplage de deux modèles, et cela pourrait faire l'objet d'une thèse de doctorat en économie écologique.

Aspects temporels

Enfin sur ces questions de biodiversité en milieu agricole, il serait souhaitable de renforcer l'aspect dynamique de l'analyse. En effet, la pérennité des infrastructures écologiques et donc des choix d'usage des sols est un facteur clé de la réussite d'une politique de protection de la biodiversité. Dans le modèle OUTOPIE les contrats environnementaux ont une durée de 5 ans (comme les MAE européennes) et le modèle permet d'observer l'évolution du couvert sur 10 ans, ce qui permet d'avoir une vision de relativement long terme. Il serait alors intéressant de s'interroger sur les moyens d'adapter les interventions publiques pour prendre davantage en compte cet aspect temporel. Il s'agirait notamment d'affiner l'objectif environnemental fixé en tenant compte de l'évolution du paysage dans le temps.

Espèces invasives, évaluation monétaire et politiques publiques

A côté de la transformation des habitats naturels que nous avons traitée ci-dessus, les espèces invasives ont été identifiées comme un des principaux facteurs d'érosion de la biodiversité sur notre planète. Selon la définition de l'Observatoire National de la Biodiversité, une espèce est dite invasive si elle réalise trois conditions : i) c'est une espèce introduite (généralement par l'Homme), intentionnellement ou non, dans un territoire qui se situe hors de son aire de répartition naturelle, ii) c'est une espèce qui se multiplie ensuite sur ce territoire, sans intervention de l'homme, et y forme une population pérenne, iii) c'est une espèce qui nuit à la diversité biologique ou constitue un agent de perturbation des activités humaines. Une espèce invasive est donc une espèce introduite, envahissante et perturbatrice. Il existe de nombreux exemples célèbres d'invasions biologiques dont le frelon asiatique, le ragondin, la tortue de Floride ou l'ambrosie.

La coccinelle asiatique (*Harmonia axyridis*) a été introduite initialement en Amérique du Nord puis en Europe dans les années 1980 comme agent de lutte biologique. Elle est en effet un prédateur généraliste des pucerons et donc utile pour réduire le recours aux pesticides dans les activités agricoles. Aussi efficace soit-elle dans sa voracité pour les pucerons, cet insecte s'est néanmoins répandu très rapidement et de manière incontrôlée depuis 1988. Elle est maintenant présente dans 38 pays (autres que ses pays d'origine) et l'invasion continue de progresser à une vitesse estimée entre 100 et 500 km par an (Brown et al, 2011).

Cette invasion pose des problèmes d'ordre écologique, comme la compétition avec d'autres espèces de coccinelles dont certaines seraient désormais menacées. Il existe en effet des démonstrations statistiques de la réduction des espèces natives (coccinelle européenne à deux points) depuis l'introduction de la coccinelle asiatique (Roy et al, 2012). Cette espèce invasive pourrait également causer des nuisances aux habitations (Berkvens et al, 2008) et des dommages économiques (dans la viticulture en particulier²⁵). D'un autre côté, *Harmonia* a été un agent de contrôle biologique efficace, permettant de réduire de manière conséquente l'utilisation de pesticides, dans un contexte où l'Agriculture Biologique continue à se

25. La coccinelle asiatique peut envahir les vignes et donner un goût amer au vin produit.

développer. Elle est toujours commercialisée en tant que tel, mais avec des souches désormais "sédentaires".

La littérature écologique sur cette invasion conclut à la nécessité, à l'avenir, d'une meilleure régulation de la lutte biologique. Elle insiste aussi sur le besoin d'apport d'économistes de l'environnement pour mettre en balance les avantages et les risques associés à l'introduction de ce type d'espèces. Dans le cadre d'un programme de recherche intitulé Biofis, financé par Agropolis Fondation, on cherche à mettre en évidence et à mesurer l'ensemble des bénéfices et des coûts de l'introduction de la coccinelle asiatique. On s'interrogera ensuite sur les politiques publiques adéquates pour augmenter les bénéfices et réduire les coûts.

Ce travail, en collaboration avec Estelle Gozlan, se poursuivra en avril 2013 avec l'arrivée d'une stagiaire de M2 pour travailler durant six mois sur ces questions. Après une revue de la littérature économique et écologique sur le sujet, il est prévu de dresser une liste des avantages et inconvénients de l'introduction de *Harmनिया axyridis*. Il s'agira de coûts et bénéfices économiques (impact sur l'activité agricole viticole, dommage sur les murs des habitations), sur la santé (réduction de l'utilisation de pesticides, allergies, morsures) et sur l'environnement (perte de diversité biologique irréversible). Nous chercherons ensuite à sélectionner la méthode d'évaluation monétaire des dommages environnementaux la plus adaptée, en adéquation avec les préconisations de la littérature. La méthode de l'analyse conjointe (ou *choice experiment*), qui est une amélioration relativement récente de la méthode de l'évaluation contingente, retient actuellement notre attention. Enfin, nous mettrons en place le protocole de recueil des données avant de procéder au traitement économétrique. Cette dernière étape ne sera probablement pas terminée à la fin du stage de six mois et sera poursuivie au sein de l'UMR Economie Publique. En parallèle, une réflexion sera amorcée sur les outils d'intervention publique adéquats.

Economie industrielle et économie de l'environnement

Même si mon souhait actuel est de privilégier des travaux en lien avec la protection de la biodiversité, plusieurs travaux de recherche et projets se poursuivent à la frontière entre économie industrielle et économie de l'environnement.

Dans un travail amorcé il y a quelques temps et qui doit être exploité, je m'interroge sur les relations entre la mise en oeuvre d'une taxe environnementale et la concurrence au sein d'une industrie polluante en duopole de Cournot asymétrique. Dans ce travail, deux cas sont considérés : le cas où l'entreprise la plus polluante est également la plus performante dans ses coûts de production ; le cas où l'entreprise moins polluante est plus performante. Il existe des exemples de ces deux situations dans la pratique mais peu de travaux les ont considérés simultanément. Nous montrons à quel point cette hypothèse a son importance dans l'efficacité de la taxe et le choix du taux auquel l'appliquer.

Du côté des éco-industries, beaucoup de choses restent à faire et plusieurs extensions possibles sur ce thème ont déjà été évoquées. Quelques pistes sont, selon moi, à privilégier tout particulièrement. Il est tout d'abord souhaitable d'approfondir notre connaissance du rôle des éco-industries dans la R&D et les innovations propres. Requate (2005) s'intéresse à ce sujet mais n'étudie pas les spécificités des éco-industries pour développer de nouvelles technologies par rapport aux pollueurs eux-mêmes. Heyes and Kapur (2011) est, à notre connaissance, la seule contribution qui combine la possibilité d'efforts en R&D de la part des pollueurs et de la part d'une éco-industrie. Cet article, d'excellente qualité par ailleurs, ne prend pas en compte le rôle de la structure de marché au sein de l'éco-industrie, ce qui pourrait constituer une extension intéressante de ce travail.

Reste à creuser aussi une comparaison d'une réduction de la pollution effectuée en interne d'une dépollution déléguée aux éco-industries. Il s'agit de s'interroger sur les spécificités des éco-industries qui leur permettent éventuellement de réduire leurs coûts par rapport à une dépollution pratiquée directement par les pollueurs. Ce point rejoint d'ailleurs la question du rôle des éco-industries dans la R&D sur les technologies propres. On pourrait ainsi envisager un avantage des éco-industries dû à des effets de spécialisation ou d'apprentissage. Le choix du pollueur

de sous-traiter ou non dépendrait donc d'un arbitrage entre la marge accaparée par l'entreprise de dépollution et l'économie de coût permise par son savoir-faire.

3 Activités d'encadrement et d'animation de la recherche

Depuis mes premières expériences de Travaux Dirigés lors de mon doctorat, l'enseignement est une activité qui me plaît et me tient à coeur. Je pense qu'elle est source d'inspiration - ou du moins de remise en question - pour la recherche, en permettant la confrontation de nos travaux théoriques avec des problèmes plus appliqués, et en lien avec l'actualité, qui interpellent nos étudiants. Le détail de mes activités d'enseignement est donné dans le *Curriculum Vitae* en Annexe 1. Parmi ces activités d'enseignement, l'encadrement d'étudiants pour leurs premiers pas dans la recherche permet de faire un pont entre enseignement et recherche, ce qui constitue un vrai atout. De plus, encadrer des étudiants est souvent pour moi moteur et source de motivation pour entamer ou faire avancer un sujet de recherche qui m'intéresse. Pour ces raisons, j'ai la volonté de poursuivre l'encadrement de stage de recherche de niveau M2 et d'entamer, si possible, l'encadrement de thèses de doctorat.

Depuis mon recrutement en tant que Maître de Conférences à AgroParisTech en 2004, j'ai dirigé de nombreux mémoires de M2 (entre 4 et 9 par an), souvent du Master Economie du Développement Durable de l'Environnement et de l'Energie (EDDEE). Plusieurs de ces mémoires s'effectuent dans le cadre de stages en entreprise car une grande proportion d'étudiants choisit l'entrée dans la vie active en entreprise. Ces mémoires portent alors souvent sur les stratégies développement durable ou de Responsabilité Sociale et Environnementale (RSE) des entreprises. Une autre partie de ces mémoires est en lien avec des stages au sein d'institutions publiques, ce qui permet de se familiariser avec la pratique des décisions publiques (sur les méthodes d'évaluation monétaire des dommages environnementaux et sur les choix d'instruments, notamment). Une troisième partie de ces mémoires s'effectue dans le cadre de stages de recherche, au sein de laboratoires d'économie. Lorsque le laboratoire d'accueil est différent du mien, je les co-encadre avec un chercheur sur place, ce qui permet parfois de nouer des collaborations (MNHN, PREG-CECO). Dans les autres cas, plus rares (du fait principalement d'un manque

de disponibilité de ma part étant donné le grand nombre d'encadrements de stage), le stage a lieu au sein de mon unité et porte directement sur mes thèmes de recherche.

En 2008, j'ai ainsi encadré le mémoire de recherche de Bruno Vermont en M2 EDDEE, au sein de mon UMR. Le thème de ce travail était l'analyse des politiques publiques pour préserver la biodiversité en milieu agricole en tenant compte des considérations spatiales. Nous avons tout d'abord décortiqué la littérature touffue en lien avec ce sujet. J'ai ensuite développé un modèle théorique simple pour comprendre les mécanismes autour de la comparaison d'instruments en asymétrie d'information et Bruno a construit une petite maquette sous Excel permettant d'obtenir des illustrations pour compléter les résultats analytiques. Ce n'est qu'ensuite que nous nous sommes familiarisé avec le modèle OUTOPIE, difficile d'accès au départ car le programme GAMS associé est complexe. Avec l'aide de Bruno nous avons pu adapter notre modélisation théorique des différents outils à la modélisation sous GAMS, compatible avec le modèle OUTOPIE.

Ce travail a constitué une véritable première étape dans notre article aujourd'hui publié. Bruno s'est aussi largement documenté sur la littérature sur les indicateurs spatiaux et sur les politiques agri-environnementales en Europe et dans le monde (sous l'angle des problèmes informationnels). Son mémoire, d'une centaine de pages, continue de servir de support précieux dans mon travail. Cette première véritable expérience d'encadrement de la recherche a été un succès et je souhaite renouveler plus régulièrement l'expérience.

Un nouveau stage de six mois débute actuellement au sein de l'UMR Economie Publique, sous la direction d'Estelle Gozlan et moi-même, avec Aminata Sangare (M2 AMSE de l'Université d'Aix-Marseille). Il s'agit d'un stage portant sur l'analyse coûts-bénéfices de l'introduction d'une espèce invasive, la coccinelle asiatique. Il doit nous permettre d'accélérer nos recherches sur un thème nouveau et j'espère qu'il sera aussi fructueux que le stage de Bruno Vermont.

Aux côtés de ces encadrements, j'ai eu plusieurs responsabilités administratives en lien avec l'animation de la recherche. J'ai été, de 2009 à 2012, animatrice d'un des trois axes principaux de recherche de l'UMR Economie Publique, à savoir l'axe

”Environnement, Energie et Politiques Publiques”. Cet axe regroupe des travaux sur l’effet de serre, les pratiques agricoles respectueuses de l’environnement, les valorisations non alimentaires des produits agricoles, les biocarburants, l’usage des sols, la biodiversité, les outils contractuels et réglementaires en la matière. Cette fonction d’animatrice consiste à rechercher la cohérence et coordonner les travaux de l’unité sur ces thèmes, ainsi qu’à rédiger les rapports d’activité ou descriptifs des productions de cet axe. J’ai également été, de 2005 à 2007, l’organisatrice du séminaire de l’UMR et des journées du laboratoire au cours desquels les chercheurs de l’unité présentent leurs travaux. J’ai été de 2006 à 2010 co-titulaire (avec Estelle Gozlan) d’un siège au Conseil Scientifique du Département SAE2 de l’INRA où sont traitées des questions en lien avec l’activité de recherche de ce département. J’ai, de plus, participé à plusieurs jurys de concours de recrutement et d’attribution de bourses de thèse et effectué plusieurs fois des rapports pour des revues à comité de lecture. Enfin, je vais siéger prochainement au Conseil Scientifique d’AgroParisTech (à partir de juin 2013).

4 Bilan et perspectives

Les neuf dernières années de mon activité de recherche ont été consacrées, d'une part, à valoriser mes travaux de thèse et, d'autre part, à développer deux axes de recherche. Le premier axe, en continuité avec les méthodologies et approches employées durant mon doctorat, étudie les interactions entre la concurrence au sein des éco-industries et la régulation environnementale. Il m'a permis de perfectionner ma maîtrise de l'économie industrielle et de la théorie des jeux au service des questions environnementales. Le second axe se traduit par un investissement dans un nouveau thème de recherche et de nouvelles méthodes. Il permet de comparer des instruments de politique agri-environnementales pour préserver la biodiversité en présence d'asymétries d'information et lorsque la configuration spatiale de la préservation a son importance. Il mobilise plusieurs outils méthodologiques tels que la théorie des enchères, l'économie de la production, la programmation mathématique linéaire et l'économie écologique. L'ouverture à ce thème m'a donc permis de me former sur de nouvelles méthodes et une nouvelle littérature.

Cette évolution méthodologique d'outils théoriques et formalisés vers des sujets plus appliqués m'a semblé naturelle. Il est très formateur aux débuts de ses recherches de s'investir dans des modèles stylisés qui permettent une gymnastique de l'esprit et d'acquérir une certaine rigueur. Cette schématisation est au demeurant utile pour apporter des pistes de recommandations politiques. Après cette étape très instructive, ma démarche a mûri vers le souhait de mettre mes compétences au service de questions plus concrètes et de répondre de manière plus immédiate à des problèmes précis. J'ai ainsi abordé des méthodes permettant de prendre davantage en compte la complexité du monde dans lequel s'appliquent les politiques publiques. J'ai néanmoins choisi de garder une base de modélisation théorique, mais l'ai complété par des modèles de simulation.

Au-delà des questions méthodologiques, d'autres éléments ont été très formateurs pour moi au cours de mon expérience de recherche. J'ai noué de nombreuses collaborations et ai donc appris à travailler en équipe avec une grande diversité de co-auteurs. J'ai aussi publié plusieurs articles seule et je continue actuellement à mener certains travaux de recherche de mon côté. Toutefois, j'apprécie beaucoup

de travailler avec d'autres et c'est souvent pour moi un élément stimulant dans mon travail.

L'encadrement d'étudiants est une autre forme de collaboration, qui m'a aussi beaucoup apporté et motivé. Cela s'est avéré être un moteur pour l'investissement dans de nouveaux thèmes, mais également dans l'approfondissement de thèmes déjà abordés. Je souhaite, à l'avenir, pouvoir renouveler et multiplier ces expériences d'encadrement.

Enfin, la participation à des programmes de recherche m'a aussi beaucoup appris, tant sur les possibilités de collaborations pluri-disciplinaires que sur les moyens de combiner outils théoriques et questions pratiques. Plusieurs réponses à des appels d'offre ont été récemment déposées par mon unité, avec mon concours, sur des sujets très proches de mes thèmes de recherche (projet ANR BIODOR notamment). Je souhaite à l'avenir continuer à susciter, voire prendre la direction, de nouveaux projets de recherche sur mes thèmes.

5 Références bibliographiques

Amir, R. and Lambson, V.E. 2000. On the effects of entry in Cournot markets. *Review of Economic Studies* 67(2), 235–54.

Bamière, L., Havlik, P. Jacquet, F. Lherm, M, Millet, G. and Bretagnolles, V. 2011. Farming system modelling for agri-environmental policy design : the case of a spatially non-aggregated allocation of conservation measures. *Ecological Economics* 70(5) : 891-899.

Barnett, A. H. 1980. The Pigouvian tax rule under monopoly. *American Economic Review* 70 : 1037-1041.

Barraquand F. and Martinet V. 2011. Biological conservation in dynamic agricultural landscapes : Effectiveness of public policies and trade-offs with agricultural production. *Ecological Economics* 70 : 910-920.

Baumol, W. J. 1995. Environmental industries with substantial start-up costs as contributors to trade competitiveness. *Annual Review of Energy and the Environment*.20 : 71-81.

Berkvens, N., Baverstock, J., De Clercq, P., Majerus, M., Pell, J., Roy, H., Tirry, L. and Wells, P. M. 2008. Good and Bad traits of *Harmonia axyridis* - From biological control to invasion. *Proceedings of the Third International Symposium on Biological Control of Arthropods*, Christchurch, New Zealand.

Bourgeon, J.M., Jayet, P.A. and Picard, P. 1995. An incentive approach to land set-aside programs. *European Economic Review* 39 : 1487-1509.

Boutin, J.-M. 1996. L'outarde canepetière et les jachères. *Faune sauvage* 214 : 34-37.

Brown, PMJ., Thomas, CE., Lombaert, E., Jeffries, D.L., Estoup, A. and Handley, L-J. 2011. The global spread of *Harmonia axyridis* (Coleoptera : Coccinellidae) : distribution, dispersal and routes of invasion. *Biocontrol* 56 : 623-641.

Buchanan, J. M. 1969. External Diseconomies, Corrective Taxes, and Market Structure. *American Economic Review* 59 : 174-177.

Burtraw, D. 1996. The SO2 emission trading program : cost savings without allowance trades. *Contemporary Economic Policy* 14(2) : 79-94.

Cahier Industries. 2009. Eco-industries : la croissance d'une filière. Industries

numéro 137, mars 2009.

Canton, J. 2006. Environmental Taxation and International Eco-Industries. Working Paper, GREQAM - Université de la Méditerranée.

Canton, J., Soubeyran, A. and Stahn, H. 2008. Optimal environmental policy, vertical structure and imperfect competition. *Environmental and Resource Economics* 40 : 369-382.

Carraro, C., and Metcalf, G. E. 2001. Behavioral and distributional effects of environmental policy, NBER & University of Chicago Press.

Cason, T.L. and Gangadharan, L. 2004. Auction design for voluntary conservation programs. *American Journal of Agricultural Economics* 86 (5) : 1211-1217.

Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.M. et Pujol, J.L. 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique. Rapport au Centre d'Analyse Stratégique. Paris.

Commission Européenne, 1999. The EU Eco-industry's Export Potential : Final Report to DGXI of the European Commission. Brussels.

Copeland, B. 2005. Pollution Policy and the Market for Abatement Services. Mimeo, University of British Columbia.

David, M. and Sinclair-Desgagné, B. 2005. Environmental regulation and the eco-industry. *Journal of Regulatory Economics* 28(2) : 141-155.

Drechsler, M., Wätzold, F., Johst, K., Shogren, J. F. 2010. An agglomeration payment for cost-effective biodiversity conservation in spatially structured landscape. *Resource and Energy Economics* 32(2) : 261-275.

Ellerman, D., Schmalensee, R., Joskow, P., Montero, J.P., Bailey, E.M. 1997. Emissions trading under the U.S. Acid Rain Program : Evaluation of compliance costs and allowance market performance. Cambridge, Center for Energy and Environmental Policy Research, MIT, October, 77 p.

Environmental Business International. 2006. Global market review. *Environmental Business Journal* 19 : 5-6.

Ernst and Young. 2006. Eco-industry : its size, employment, perspectives and barriers to growth in an enlarged EU. Final Report to the DG Environment of the European Commission.

Falconer, K. and Hodge, I. 2001. Pesticide taxation and multi-objective policy-making : farm modelling to evaluate profit/environment trade-offs. *Ecological Economics* 36 : 263-279.

Feess, E. and Muehlheusser, G. 1999. Strategic environmental policy, international trade, and the learning curve : the significance of the environmental industry. *Review of Economics* 50(2) : 178-94.

Feess, E. and Muehlheusser, G. 2002. Strategic environmental policy, clean technologies and the learning curve. *Environmental and Resource Economics* 23 : 149-166.

Glebe, T. W. 2008. Scoring two-dimensional bids : how cost-effective are agri-environmental auctions ? *European Review of Agricultural Economics* 35(2) : 143-165.

Godard, O. 1998. Les permis d'émission négociables et la lutte contre la pollution atmosphérique. Séminaire Economie de l'environnement du Commissariat Général du Plan, Séance du 14 octobre 1998.

Greaker, M. and Rosendhal, E. K. 2006. Strategic Climate Policy in Small, Open Economies. Discussion Paper No. 448, Statistics Norway.

Gren, M. 2004. Uniform or discriminating payments for environmental production on arable land under asymmetric information. *European Review of Agricultural Economics*, 31(1) : 61-76.

Groth, M. 2005. Auctions in an outcome-based payment scheme to reward ecological services in agriculture - conception, implementation and results. 45th Congress of Regional Sciences Association, Amsterdam, 23-27th August.

Hailu, A. and Schilizzi, S. 2004. Are auctions more efficient than fixed price schemes when bidders learn ? *Australian Journal of Management* 29(2) : 147-168.

Hailu, A. and Thoyer, S. 2006. Multi-unit auction format design. *Journal of Economic Interaction and Coordination* 1(2) : 129-146.

Hailu, A. and Thoyer, S. 2010. What format for multi-unit multiple-bid auctions ? *Computational Economics* 35(3) : 189-209.

Hailu, A., Schilizzi, S. and Thoyer, S. 2005. Assessing the performance of auctions for the allocation of conservation contracts : Theoretical and computational

approaches. Selected paper for presentation at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Providence, Rhode Island, July 24-27, 2005.

Hajkowicz, S., Higgins, A., Miller, C. and Marinoni, O. 2008. Targeting conservation payments to achieve multiple outcomes. *Biological Conservation* 141 : 2368-2375.

Hamilton, S. F. 1999. Demand shifts and market structure in free-entry oligopoly equilibria. *International Journal of Industrial Organization* 17 : 259-75.

Havlik, P., Veysset, P., Boisson, J.-M., Lherm, M., Jacquet, F. 2005. Joint production under uncertainty and multifunctionality of agriculture : policy considerations and applied analysis. *European Review of Agricultural Economics* 32 : 489-515.

Heyes, A. and Kapur, S. 2011. Regulatory attitudes and environmental innovation in a model combining internal and external R&D. *Journal of Environmental Economics and Management* 61(3) : 327-340.

Jolivet, C. et Bretagnolles, V. 2002. L'Outarde Canepetière en France : évolution récente des populations, bilan des mesures de sauvegarde et perspectives d'avenir. *Alauda* 70(1) : 93-96.

Juuntinen, A., Mönkkönen, M. and Ylisirniö, A. L. 2009. Does a voluntary conservation program result in a representative protected area network ? The case of Finnish privately owned forests. *Ecological Economics* 68 : 2974-2984.

Katsoulacos, Y. and Xepapadeas, A. 1995. Environmental Policy under Oligopoly with Endogenous Market Structure. *Scandinavian Journal of Economics* 97(3) : 411-20.

Kirwan B., Lubowski R.N., Roberts M.J. 2005. How cost-effective are land retirement auctions ? Estimating the difference between payments and willingness to accept in the conservation reserve program. *American Journal of Agricultural Economics* 87(5) : 1239-1247.

Klemperer, P. 1999. Auction theory : a guide to the literature. *Journal of Economic Surveys* 13 : 227-286.

Laffont, J.J. and Tirole, J. 1994. A theory of incentives in procurement and regulation. MIT Press.

Latacz-Lohmann, U. and Schilizzi, S. 2005. Auctions for conservation contracts : a review of the theoretical and empirical literature. Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.

Latacz-Lohmann, U. and Van der Hamsvoort, C. 1997. Auctioning conservation contracts : a theoretical analysis and an application. *American Journal of Agricultural Economics* 79 : 407-418.

Le Roux, X., R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.P. Sarthou, M. Trommetter (éditeurs). 2008. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, rapport, INRA (France).

Lewis, D. J., Plantinga, A. J. and Wu, J. 2009. Targeting incentives to reduce habitat fragmentation. *American Journal of Agricultural Economics* 91(4) : 1080-1096.

Malcolm, S.A. and ReVelle, C. 2002. Rebuilding migratory flyways using directed conditional covering. *Environmental Modeling and Assessment* 7(2) : 129-138.

Managi, S. 2006. Are there increasing returns to pollution abatement? Empirical analytics of the Environmental Kuznets Curve in pesticides. *Ecological Economics* 58(3) : 617-636.

McAfee, R. P. and Williams, M. A. 1992. Horizontal mergers and antitrust policy, *The Journal of Industrial Economics* 40 : 181-187.

Millenium Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being : Biodiversity synthesis.

Moxey, A., White, B. and Ozanne, A. 1999. Efficient contract design for agri-environmental policy. *Journal of Agricultural Economics* 50(2) : 187-202.

Nimubona, A.-D. 2007. Essays on Environmental Taxation and the Eco-Industry. Unpublished Doctoral Dissertation, HEC Montréal.

Nimubona, A.D. and Sinclair-Desgagné, B. 2005. The Pigouvian Tax Rule in the Presence of an Eco-Industry. Working Paper 57-05 FEEM.

Onal, H. and Briers R.A. 2002. Incorporating spatial criteria in optimum reserve network selection. *Proc. R. Soc. Lond., B* 269 2437Y2441.

Organization for Economic Cooperation and Development/Eurostat. 1999. The

Environmental Services Industry : Manual for Data Collection and Analysis. Paris : OECD Editions.

Organization for Economic Cooperation and Development. 1996. The Global Environmental Goods and Services Industry. Paris : OECD Editions.

Organization for Economic Cooperation and Development. 1992. The Environmental Industry in OECD Countries : Situation, Perspectives and Governmental Policies. Paris : OECD Editions.

Ozanne, A., Hogan, T. and Colman, D. 2001. Moral hazard, risk aversion and compliance monitoring in agri-environmental policy. *European Review of Agriculture Economics* 28(3) : 329-348.

Parkhurst, G., and Shogren, J.F. 2007. Spatial incentives to coordinate contiguous habitat. *Ecological Economics* 64 : 344-355.

Parkhurst, G., and Shogren, J.F. 2008. Smart subsidies for conservation. *American Journal of Agricultural Economics* 90 : 1192-1200.

Parkhurst, G., Shogren, J.F., Bastian, C., Kivi, P., Donner, J. and Smith, R. B. 2002. Agglomeration bonus : an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. *Ecological Economics* 41 : 305-328.

Reeson, A.F., Rodriguez, L.C., Whitten, S.M., Williams, K., Nolles, K., Windle, J., Rolfe, J. 2011. Adapting auctions for the provision of ecosystem services at the landscape scale. *Ecological Economics* 70 : 1621-1627.

Requate, T. 2005. Timing and Commitment of Environmental Policy, Adoption of New Technology, and Repercussions on R&D. *Environmental and Resource Economics* 21 : 175-199.

Ripley, B.D. 1977. Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society* 39 : 172-212.

Ripley, B.D. 1981. *Spatial statistics*. New York, NY : Wiley-Interscience.

Rousseau, S. and Moons, E. 2008. The potential of auctioning contracts for conservation policy. *European Journal of Forest Research* 127(3) : 183-194.

Said, S. and Thoyer, S. 2007. Agri-environmental auctions with synergies. LA-META Working Paper 2007-07.

Schilizzi, S. and Latacz-Lohmann, U. 2005. Can a simple model predict com-

plex bidding behaviour? Repeated multi-unit conservation auctions. Contributed paper to the 49th Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society, Coffs Harbour, NSW, 9-11 Feb. 2005.

Schilizzi, S. and Latacz-Lohmann, U. 2007. Assessing the performance of conservation auctions : an experimental study. *Land Economics* 83 : 497-515.

Schwartz, S. and Stahn, H. 2010. Competitive permit markets and vertical structures : the relevance of imperfect competitive eco-industries. GREQAM Working Paper 2010-16.

Sinclair-Desgagné, B. 2008. The Environmental Goods and Services Industry. *International Review of Environmental and Resource Economics* 2, 69–99.

SOeS (Service de l'observation et des statistiques, ex-IFEN). 2009. Rapport Annuel 2008.

Smith, R. B. 1995. The conservation reserve program as a least-cost land retirement mechanism. *American Journal of Agricultural Economics* 77 : 93-105.

Smith, R. B. and Shogren, J. F. 2002. Voluntary incentive design for endangered species protection. *Journal of Environmental Economics and Management* 43 : 169-187.

Stoneham G., Chaudhri V., Ha A., Strappazzon L. 2003. Auctions for conservation contracts : an empirical examination of Victoria's Bushtender trial. *Australian journal of agricultural and resource economics* 47(4) : 477-500.

Tirole, J. 1988. *The Theory of Industrial Organization*, Cambridge MA, MIT Press.

Thoyer, S. and Said, S. 2007. Mesures agri-environnementales : quels mécanismes d'allocation? *Etudes et Synthèses, Cahiers du Lameta ES* 2007-01.

U.S. International Trade Commission. 2005. *Air and Noise Pollution Abatement Services : An Examination of U.S. and Foreign Markets*.

Wätzold, F. and Drechsler, M. 2005. Spatially uniform versus spatially heterogeneous compensation payments for biodiversity-enhancing land-use measures. *Environmental and Resource Economics* 31 : 73-93.

Williams J C., ReVelle C S., Levin S A. 2005. Spatial attributes and reserve design models : A review. *Environmental Modeling and Assessment*, 10 : 163-181.

Windle J., Rolfe J. 2007. Exploring the efficiencies of using competitive tenders over fixed price grants to protect biodiversity in Australian rangelands. *Land Use Policy* 25 : 388-398.

World Trade Organization. 1998. Environmental services. Chapter IX of the Committee on Trade and Environment's note on Environmental benefits of removing trade restrictions and distortions.

Wu, J. and Babcock, B. A. 1996. Contract Design for the Purchase of Environmental Goods from Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 78 : 935-945.

6 Annexes

6.1 ANNEXE 1 - Curriculum Vitae détaillé

Position actuelle

- Maître de Conférences en Economie de l'Environnement, AgroparisTech, depuis septembre 2004.
- Affiliation : UMR Economie Publique, INRA - AgroParisTech (UMR 210). Chercheur associée au CEPREMAP (Centre pour la Recherche Economique et ses Applications).
- Thèmes de recherche : Economie industrielle et économie de l'environnement ; Eco-industries ; Comparaison d'instruments ; Politique environnementale en concurrence imparfaite ; Biodiversité en milieu agricole ; Politiques agri-environnementales en asymétrie d'information ; Mécanismes d'enchères agri-environnementales ; Modèles d'usage des sols ; Disposition spatiale des habitats naturels.

Formation

- 2000-2004 : Doctorat en Sciences Economiques de l'Ecole Polytechnique
Titre : Economie des Approches Volontaires dans les Politiques Environnementales en Concurrence et Coopération Imparfaites
Directeurs de thèse : Olivier Godard et Bernard Sinclair-Desgagné
Thèse effectuée au sein du Laboratoire d'Economie Industrielle (LEI) du CREST-INSEE et du Laboratoire d'Econométrie de l'Ecole Polytechnique (CECO)
- 2000 : DEA Economie Mathématique et Econométrie, Université Paris I Panthéon-Sorbonne
- 1999 : Licence Economie Appliquée, Université Paris IX Dauphine
- 1998 : Maîtrise d'Economie, Université Autónoma de Madrid (Echange ERASMUS)

Publications

- "Agri-environmental policies for biodiversity when the spatial pattern of the reserve matters", with Laure Bamière and Bruno Vermont, *Ecological Economics*, 85 : 97-104, 2013.
- "Environmental regulation and mergers within the eco-industry", with Joan Canton and Bernard Sinclair-Desgagné, *Strategic Behavior and the Environment*, 2(2) : 107-132, 2012.
- "Emission Taxes and the Market for Abatement Goods and Services", with Alain-Désiré Nimubona and Bernard Sinclair-Desgagné, *Resource and Energy Economics*, 33 : 179-191, 2011.
- "Pollution Abatement Subsidies and the Eco-Industry", with Bernard Sinclair-Desgagné, *Environmental and Resource Economics*, 45(2) : 271-282, 2010.
- "Politique environnementale et politique de la concurrence", *Economie et Prévision*, 178-179 2007/2-3, 2007.
- "Environmental regulation and the eco-industry", with Bernard Sinclair-Desgagné, *Journal of Regulatory Economics*, 28(2) :141-155, 2005.
- "Regulating a polluting oligopoly : emission tax or voluntary agreement ?", *Review of Development Economics*, 9(4) : 514-529,2005.
- "Les approches volontaires comme instrument de régulation environnementale", *Revue Française d'Economie*, 19 : 227-273,2004.
- "Taxe environnementale et approche volontaire en oligopole", *Revue Economique*, 54(3) : 707-716, 2003.

Documents de travail et travaux en cours

- "Emission taxes in an asymmetric Cournot oligopoly", travail en cours.
- "Which scoring for conservation auctions on agricultural lands when the spatial pattern of the reserve matters?", travail en cours.
- "Comparaison d'instruments de politique agri-environnementale pour préserver l'habitat naturel en asymétrie d'information : un modèle théorique", travail en cours
- "Analyse coûts-bénéfices de l'introduction de la coccinelle asiatique : un agent

de lutte biologique devenu envahissant”, travail en cours.

Articles de vulgarisation

”Les éco-industries”, En Direct des Labos - La lettre INRA aux entreprises, Numéro 9, Mai 2006.

Conférences et Séminaires

- Séminaire ”Croissance et dégradations environnementales”, Ministère de l’Eco-
logie, du Développement Durable et de l’Energie, La Défense, 2013
- Séminaire ANR BiodivAgrim, INRA, Nancy, 2011
- Séminaire Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité - Mobilis, Paris,
2011
- Journées Economie et Espace, INRA, Rennes, 2011
- Journées de Microéconomie Appliquée (JMA), Angers, 2010
- Congrès de l’Association Française de Sciences Economique (AFSE), Paris,
2010
- BIOECON - Biodiversity and Economics for Conservation, Venise, Italie,
2010
- Séminaire UMR Economie Publique, Grignon, 2008
- Congrès de la Société Française d’Economie Rurale (SFER) - INRA, Paris,
2007
- Congrès de l’European Association for Research in Industrial Economics
(EARIE), Valence, Espagne, 2007
- Congrès de l’European Association of Environmental and Resources Econo-
mics (EAERE), Thessalonique, Grèce, 2007
- Congrès de l’Association Française de Sciences Economique (AFSE), Paris,
2006
- Third World Congress of Environmental Economists, Kyoto, Japon, 2006
- Congrès de l’European Association of Environmental and Resources Econo-
mics (EAERE), Brême, Allemagne, 2005
- Journées de Microéconomie Appliquée (JMA), Hammamet, Tunisie, 2005

- Séminaire d'économie de l'environnement, LERNA, Toulouse, 2005

Enseignements et encadrements

Enseignements

- Master Economie du Développement Durable de l'Environnement et de l'Energie (EDDEE) : Microéconomie, économie industrielle et théorie des jeux (pré-rentrée de remise à niveau, 12 heures); Stratégie développement durable des entreprises (responsable et coordinatrice, environ 30 heures); Analyse économique des risques alimentaires et environnementaux (cours de formation par la recherche, 3 heures).
- Troisième année cursus Ingénieur AgroParisTech : Introduction à l'économie de l'environnement, théorie et applications (cours de 3 à 12 heures dispensés dans plusieurs Masters et Dominantes d'Approfondissement); Introduction à la théorie des jeux (3 heures).
- Deuxième année cursus Ingénieur AgroParisTech : Analyse économique contemporaine (environ 10 heures); Economie de l'environnement (responsable et coordinatrice, environ 35 heures, option); Economie et stratégie environnementale (responsable et coordinatrice, environ 25 heures, socle commun); Macroéconomie (6 heures); Introduction à la théorie des jeux (3 heures).
- Première année cursus Ingénieur AgroParisTech : Grands problèmes économiques (environ 9 heures); Institutions européennes et politiques économiques (environ 9 heures); Microéconomie (Tronc commun, 6 heures); Microéconomie (TD, 6 heures); Politiques agricoles et environnementales (Tronc commun, 6 heures); Comptabilité générale (TD, environ 20 heures).

Encadrements

- 2013 : encadrement d'un stage de recherche de six mois au sein de l'UMR Economie Publique (en cours), stagiaire : Aminata Sangare (Master AMSE Université d'Aix-Marseille), titre : "Analyse coûts-bénéfices de l'introduction de la coccinelle asiatique : un agent de lutte biologique devenu envahissant". Stage co-encadré avec Estelle Gozlan.
- 2008 : encadrement d'un stage de recherche de six mois au sein de l'UMR

Economie Publique, stagiaire : Bruno Vermont (Master EDDEE), titre : "Une analyse des politiques publiques visant à préserver la biodiversité en milieu agricole".

- 2005-2012 : Master Economie du Développement Durable de l'Environnement et de l'Energie (EDDEE) : encadrement chaque année de quatre à neuf mémoires de fin d'étude d'étudiants en stage i) en entreprise (GDF-Suez, EDF, Veolia Environnement, L'Oréal, Carrefour, Danone, Société Générale, BNP Paribas, PricewaterhouseCoopers, Ernst & Young, Total, Syngeta,...) ; ii) en institution publique (Ministère de l'Environnement, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de l'Ile de France, Conservatoire d'Espaces Naturels du Languedoc-Roussillon, Agence Française du Développement,...) ou iii) en laboratoire de recherche (MNHN, CIRED, CERNA, PREG-CECO).
- 2011-2012 : Animations de tables rondes sur la biodiversité et l'agriculture, première année cursus Ingénieur AgroParisTech.
- 2005-2013 : Encadrements de nombreux stages de première et deuxième année cursus Ingénieur AgroParisTech ; Encadrements d'études thématiques et de dossiers de synthèse ; Participation à de nombreux jurys de soutenances de stage de troisième année.

Documents de cours produits (diaporamas)

La Théorie du Consommateur, 66 pages ; La Théorie du Producteur, 59 pages ; L'Equilibre de Marché, 49 pages ; Les Défaillances de Marché, 46 pages ; Biens Publics et Externalités, 53 pages ; La Concurrence Imparfaite : Théorie et Applications, 85 pages ; Introduction à la Théorie des Jeux, 65 pages ; Le Modèle IS-LM (Macroéconomie), 75 pages ; La Théorie de la Croissance (Macroéconomie), 76 pages ; Introduction à l'Economie de l'Environnement, Tomme I, 82 pages ; Introduction à l'Economie de l'Environnement, Tomme II, 62 pages ; Introduction à l'Economie de l'Environnement, Tomme III, 79 pages ; Entreprises et Environnement : les Approches Volontaires dans les Politiques Environnementales, 62 pages ; Economie des Ressources Naturelles et de l'Environnement, 49 pages ; Evaluation Monétaire des Dommages Environnementaux, 39 pages ; L'Evaluation Economique de la Biodiversité, 52 pages ; La Politique Environnementale : Quelles Modalités d'Intervention ?, 73 pages ; Préservation de la Biodiversité en Milieu Agricole, 39

pages ; Les Politiques Environnementales dans l'Union Européenne, 39 pages ; La Lutte contre le Changement Climatique, 37 pages ; La Gestion des Déchets d'Emballages Ménagers, 42 pages ; La Pollution d'Origine Agricole, 38 pages ; Régulation des Risques et Structure de Marché, 35 pages.

Expérience professionnelle antérieure

Stages

- Avril - Septembre 2000 : Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire. Rapport sur les approches volontaires dans les politiques environnementales.
- Septembre 1999 : Université Catholique de Louvain, Belgique. Assistante de recherche et d'enseignement en économie de l'environnement.
- Septembre 1998 : Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE). Rapport sur la réforme de la réglementation.

Enseignements

- 2000-2002 : Chargée de Travaux Dirigés de Microéconomie à l'Ecole Nationale de Statistiques et d'Administration Economique (ENSAE).
- 2001-2003 : Chargée de Travaux Dirigés d'Economie Industrielle à l'Université de Marne-la-Vallée.
- 2002-2003 : Encadrements de travaux d'économie descriptive, groupe d'étudiants de première année de l'ENSAE.

Distinctions et Bourses

- 2005 : Prix de Thèse de l'Ecole Polytechnique.
- 2003-2004 : Bourse de la Chaire Développement Durable EDF - Ecole Polytechnique.
- 2000-2003 : Bourse du CREST (Centre de Recherche en Economie et Statistique), laboratoire de recherche associé à l'INSEE.

Participation à des jurys et travail de rapporteur

- Jurys de recrutement des Chargés de Recherche INRA (2006, 2012).
- Jurys de recrutement Maître de Conférences en Economie, AgroParisTech (2007, 2008, 2012).
- Jurys d’attribution de bourses de thèses (ABIÉS, DIM Astrea Région Ile-de-France).
- Rapporteur dans des revues à comité de lecture : *Journal of Environmental Economics and Management (JEEM)*; *Environmental and Resource Economics (ERE)*; *Resource and Energy Economics (REE)*; *The B.E. Journal of Economic Analysis and Policy*; Economie Rurale.

Participation à des programmes de recherche

- 2012-2017 Programme européen FoodSecure.
- 2011-2014 Projet Biofis (*Bioagressors and invasive species*), Agropolis Fondation.
- 2011-2014 Projet Mobilis (Programme Modélisation et scénarios de la biodiversité), financé par la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité et GDF-Suez.
- 2008-2011 Projet ANR (Agence Nationale de la Recherche) BiodivAgriM.

6.2 ANNEXE 2 - Ensemble des travaux défendus

Le fascicule des travaux et publications qui suit comprend une copie des travaux défendus dans cette thèse d'HDR et cités dans la section 4. En voici l'ordre et le nombre de pages.

Articles publiés dans des revues à comité de lecture

- "Environmental regulation and the eco-industry", with Bernard Sinclair-Desgagné, *Journal of Regulatory Economics*, 28(2) :141-155, 2005. 15 pages.
- "Pollution Abatement Subsidies and the Eco-Industry", with Bernard Sinclair-Desgagné, *Environmental and Resource Economics*, 45(2) : 271-282, 2010. 12 pages.
- "Emission Taxes and the Market for Abatement Goods and Services", with Alain-Désiré Nimubona and Bernard Sinclair-Desgagné, *Resource and Energy Economics*, 33 : 179-191, 2011. 13 pages.
- "Environmental regulation and mergers within the eco-industry", with Joan Canton and Bernard Sinclair-Desgagné, *Strategic Behavior and the Environment*, 2(2) : 107-132, 2012. 26 pages.
- "Agri-environmental policies for biodiversity when the spatial pattern of the reserve matters", with Laure Bamière and Bruno Vermont, *Ecological Economics*, 85 : 97-104, 2013. 8 pages.

Document de travail

- "Which scoring for conservation auctions on agricultural lands when the spatial pattern of the reserve matters?", travail en cours.



Environmental Regulation and the Eco-Industry*

MAIA DAVID

UMR INRA-INAPG Économie publique, Paris
E-mail: mdavid@grignon.inral.fr

BERNARD SINCLAIR-DESGAGNÉ

École polytechnique, Paris, CIRANO, CIRAIQ and HEC Montréal, Canada
E-mail: bsd@hec.ca

Abstract

This paper re-examines environmental regulation, under the assumption that pollution abatement technologies and services are provided by an imperfectly competitive environment industry. It is shown that each regulatory instrument (emission taxes and quotas; design standards; and voluntary agreements) has a specific impact on the price-elasticity of the polluters' demand for abatement services, hence on the market power of the eco-industry and the resulting cost of abatement. This implies that the optimal pollution tax will be higher than the marginal social cost of pollution, while a voluntary approach to pollution abatement may fail unless the eco-industry itself is willing to participate.

Key words: pollution regulation, end-of-pipe pollution abatement, environment industry

JEL Classification: H23, L13, Q58

1. Introduction

Pollution abatement goods and services are now largely supplied by a number of specialized firms. In 1997, these firms totalled earnings of \$350 billion, and this figure has been projected to double by 2010.¹ In some countries, such as Germany, France and the Netherlands, their activities account for as much as 2% of the

* We thank Dominique Bureau, Olivier Godard, Émeric Henry, Nicolas Marchetti, Alain-Désiré Nimubona, Anne Perrot, Gilles Rotillon, Katheline Schubert, the editors Michael Crew and Anthony Heyes, and two anonymous referees for helpful discussions and suggestions. We also acknowledge valuable comments from seminar audiences at HEC Montréal, the University of Paris I, the University of Toulouse, and the DG-Entreprise of the European Commission in Brussels.

¹ For additional data, see the reports by the European Commission (1999), the Organization for Economic Cooperation and Development (1992, 1996), and the World Trade Organization (1998).



23 annual GDP (Barton 1997). Unsurprisingly, the “eco-industry” has then become a
 24 major topic for industrial policy and international trade discussions.² It is also cen-
 25 tral to most government bodies and institutions concerned with environmental reg-
 26 ulation. Yet, someone will hardly find in the environmental economics literature an
 27 acknowledgement that there even exists such an industry: pollution abatement is
 28 consistently assumed to be set only by polluters, based in turn on relevant techno-
 29 logical, regulatory or output market considerations, but absent any explicit market
 30 or bilateral relationship with actual suppliers. This paper represents a first attempt
 31 to fill this gap.

32 The basic (textbook) framework to analyze pollution abatement can already be
 33 viewed as a partial equilibrium model involving a representative price-taking pol-
 34 luter who may procure the needed goods and services on a perfectly competitive
 35 market (under no uncertainty, asymmetric information, or capacity constraints). In
 36 two companion articles that focus on trade and environmental policy and that first
 37 bring in the eco-industry, Feess and Muehlheusser (1999, 2002) similarly leave out
 38 all strategic actions on the part of environmental service providers.³ Several empir-
 39 ical studies reveal, however, that significant segments of the eco-industry, such
 40 as waste management, are now dominated by a small number of large suppliers
 41 (Barton 1997; Baumol 1995; Davies 2002). These environment firms certainly enjoy
 42 some market power and matter to each other. To capture such features, this paper
 43 amends the basic framework with the alternative assumption that pollution abate-
 44 ment goods and services are delivered either by a Cournot oligopoly (subsection
 45 4.1) or a monopoly (subsection 4.2).⁴ In this context, we find that the particu-
 46 lar public policy approach chosen to regulate pollution has a definite influence
 47 on the market power of environment firms and on the resulting market price of

2 In order to collect reliable data and stimulate rigorous analyses, the OECD and the Statistical Office of the European Commission (Eurostat) have recently developed the following definition of the environment industry (Organization for Economic Cooperation and Development/Eurostat 1999): “*The environment industry consists of activities which produce goods and services to measure, prevent, limit, minimize or correct environmental damage to water, air, and soil, as well as problems related to waste, noise and eco-systems. These include cleaner technologies, products and services which reduce environmental risk and minimize pollution and resource use.*” Note that pollution abatement accounts for more than 80% of the industry’s income (Institut Français de l’Environnement 2002).

3 These papers’ objective is to examine whether tighter environmental regulation may benefit a trading nation. Current wisdom about strategic environmental policy (see, for instance, Barrett 1994) recommends that a tax on emissions be smaller than the marginal social cost of pollution damages (as long as countries compete in quantities and the commodities sold on international markets are strategic substitutes). Feess and Muehlheusser show that the opposite conclusion may hold, however, in the presence of an eco-industry where the production of environmental services is subject to a learning curve.

4 It might actually have been even more realistic to model the eco-industry as an oligopoly with a competitive fringe, for in most market segments many small and medium enterprises (SMEs) still provide specific equipment and services (World Trade Organization 1998). This would have complicated the presentation, however, without changing our basic message that imperfect competition between abatement technology suppliers *is* important for environmental regulation.



48 abatement, through its direct impact on the price-elasticity of demand for pollu-
49 tion-abating services. As a consequence, an optimal pollution tax should be set
50 higher than the marginal social cost of damage (otherwise, the elasticity of demand
51 for pollution abatement would be such that the relatively higher prices reached
52 under imperfect competition would generate too little abatement), and a voluntary
53 approach to pollution abatement may be unsuccessful without the eco-industry's
54 willingness to participate.

55 The following section will now present our model. Section 3 next contains a
56 brief discussion of what first-best production and abatement levels would be. Sec-
57 tion 4 – this paper's main section – then turns to environmental regulation and
58 successively considers the two main types of policy instruments – emission-based
59 (i.e., emissions taxes and quotas) and abatement-based (i.e., design standards and
60 voluntary agreements). Section 5 concludes the paper by discussing some possible
61 extensions of the model and future research topics.

62 2. The Model

63 Before spelling out our model, it is worth recalling a few stylized facts. The
64 eco-industry can be divided into three broad segments: pollution management,
65 cleaner technologies and products, and resources management (WTO 1998; OECD/
66 Eurostat 1999). The first group is by far the most significant in terms of income; it
67 comprises mostly end-of-pipe activities, such as (in decreasing order of importance)
68 solid waste management, waste water treatment, air pollution control, and contam-
69 inated soil and groundwater remediation (European Commission 1999). Compe-
70 tition naturally varies within industry segments and countries, but in the United
71 States and Germany for instance, environment firms are generally of a larger size
72 than the national firm average (Barton 1997).⁵ One rationale for this is that these
73 firms must currently rely heavily on R&D to compete globally and keep abreast
74 of rapidly evolving environmental regulations. These pieces of information should
75 now fix intuition for the model that follows.

76 2.1. Basic Assumptions

77 Consider a representative price-taking firm that produces one consumption good
78 while emitting one pollutant. The current price of the consumption good is P , and
79 the production cost associated with an output level x is denoted as $C(x)$. This cost
80 function is assumed twice differentiable, strictly increasing and convex.

81 The firm's emission level is given by the function $e(x, w)$, where w represents
82 abatement effort. This emission function is twice continuously differentiable and
83 such that $e_x > 0$ (production generates pollution), $e_w < 0$ (abatement effort reduces

5 Ten years ago, for example, *Waste Management Technologies* already accounted for about 10% of total eco-industry earnings in the United States and rivaled the aircraft manufacturer *Lockheed* in size (Karliner 1994).



84 pollution), $e_{xx} \geq 0$ (the more the firm produces, the more the last unit delivered
 85 pollutes), and $e_{ww} > 0$ (there are decreasing returns to abatement). In a manner
 86 similar to Barnett (1980), Katsoulacos and Xepapadeas (1995), and Farzin and
 87 Kort (2001), for instance, we shall focus on end-of-pipe pollution abatement. We
 88 therefore assume that $e(x, w)$ is also additively separable, i.e., $e_{xw} = 0$, for an invest-
 89 ment in end-of-pipe abatement does not modify the production process and so
 90 does not affect the amount of pollution imputable to each unit produced. Like
 91 Katsoulacos and Xepapadeas (1995), let us suppose, furthermore, that the func-
 92 tion $e_w(w)w$ is decreasing in w , which means that the emission function is not too
 93 convex in w . All these assumptions would be satisfied if, for example, $e(x, w) =$
 94 $kx - \sqrt{Lw}$, where k and L are positive real numbers.⁶

95 2.2. Enters the Eco-Industry

96 Now, let the abatement goods and services be delivered by an eco-industry. An
 97 individual supplier i incurs a cost $G(w_i)$ for producing a quantity w_i of abatement
 98 goods and services, where $G(\cdot)$ is twice differentiable, strictly increasing, convex,
 99 and such that $G'(0) = 0$.

100 In the simplest setting, the eco-industry is made of n identical firms competing
 101 à la Cournot. The case where $n = 1$ corresponds to a monopoly, while making $n \rightarrow$
 102 ∞ captures perfect competition. The market for abatement is characterized by an
 103 inverse demand function $q(w)$, where w stands for total purchases of abatement
 104 goods and services. Firm i 's profits are then

$$105 \quad \Pi_i = q(w)w_i - G(w_i), \quad i = 1, \dots, n,$$

106 and the first-order condition for profit maximization is precisely⁷

$$107 \quad \frac{\partial q}{\partial w} w_i + q(w) - G'(w_i) = 0, \quad i = 1, \dots, n. \quad (1)$$

108 Since all environment firms are similar, we have that $w_i = \frac{w}{n}$ at an equilibrium.⁸
 109 Let $w' = \frac{\partial w}{\partial q}$; equation (1) can now be re-written as

$$110 \quad q(w) = G'(w_i) - \frac{w}{n} \cdot \frac{1}{w'}, \quad i = 1, \dots, n. \quad (2)$$

111 When the number of environment firms n gets large, the price q paid by the pol-
 112 luting firm for each unit of abatement approximates the marginal cost. This is the

6 Formally, the function $e(x, w)$ could take negative values. However, the quantity of pollution generated by a firm being necessarily positive or equal to zero, we only consider levels of x and w at which $e(x, w)$ is positive. This amounts to suppose that the firm never abates more than it pollutes, which is always true at an equilibrium.

7 Given our assumptions, first-order conditions are necessary and sufficient wherever they appear.

8 We suppose that the Cournot–Nash equilibrium exists and is unique. This is ensured when the profit functions Π_i are concave in w_i , i.e., when we have $\frac{\partial^2 q}{\partial w^2} w_i + 2 \frac{\partial q}{\partial w} - G'' \leq 0$.



113 situation assumed implicitly throughout the environmental economics literature. In
 114 general, however, since w' is negative (this is proven in section 4), equation (2)
 115 reveals that $q(w) > G'(w_i)$, so the market price of abatement must exceed the mar-
 116 ginal abatement cost. This is a well-known outcome of Cournot competition (or
 117 any form of imperfect competition). Also well-known is that the difference between
 118 $q(w)$ and $G'(w_i)$ – which reflects the environment firms market power – decreases
 119 with the price-elasticity of demand for abatement.⁹ We shall soon see how various
 120 policy instruments affect this elasticity.

121 3. First-Best Abatement

122 Abatement efforts are motivated, first of all, by the negative contribution of pol-
 123 lution to social well-being. Without loss of generality, let the level of social preju-
 124 dice D increase linearly with the amount of emissions, i.e., $D = ve(x, w)$ with some
 125 positive coefficient v . Social welfare is now the sum of consumers' surplus, the pol-
 126 luter's and the eco-industry's profits, and the social damage due to pollution:

$$127 \quad W = \int_0^x P(u)du - C(x) - qw + qw - nG\left(\frac{w}{n}\right) - ve(x, w). \quad (3)$$

128 The first-order conditions for welfare maximization are then
 129

$$130 \quad P(x^*) - C'(x^*) - ve_x(x^*) = 0, \quad (4)$$

$$131 \quad -G'\left(\frac{w^*}{n}\right) - ve_w(w^*) = 0. \quad (5)$$

132 According to (4), the price of the consumption good should embed the marginal
 133 cost of producing this good plus the marginal social damage associated with it.
 134 And according to (5), abatement goods should also be delivered, up to the level
 135 w^* where the marginal cost $G'\left(\frac{w^*}{n}\right)$ of the eco-industry equals the marginal social
 136 benefit of abatement $-ve_w(w^*)$.

137 The social welfare objective given by (3), however, makes the eco-industry's rev-
 138 enue and the polluting firm's abatement expenses cancel. All transactions over
 139 abatement goods and services were thereby ignored. But if the polluting firm is left
 140 to maximize its profits, i.e., to solve

$$141 \quad \max_{x,w} \pi = Px - C(x) - qw,$$

142 it will surely select the output level x^0 where the marginal production cost $C'(x^0)$
 143 equals the market price P of the consumption good, while setting its abatement
 144 orders at $w^0 = 0$. *Without further regulatory intervention, there would therefore be*
 145 *no market for abatement.*

9 Note that $w' = \varepsilon \frac{w}{q}$, where ε denotes the price-elasticity of demand.



146 4. Regulation

147 Environmental regulation not only creates a potential market for pollution-abating
148 technologies, it also affects the market power of environment firms. To see this, let
149 us now successively consider some standard policy instruments.

150 4.1. Emission-Based Instruments

151 Suppose that the regulator introduces a tax t per unit of emission. The profit-
152 maximizing polluter now behaves as if solving

$$153 \max_{x,w} \pi^t = Px - C(x) - qw - te(x, w),$$

154 so the output and abatement levels will be such that

$$155 P - C'(x^t) - te_x(x^t) = 0, \quad (6)$$

$$156 -q - te_w(w^t) = 0. \quad (7)$$

157 To satisfy the latter, the polluting firm is then willing to invest in abatement.

158 By Cramer's rule, equations (6) and (7) imply that the price-derivative of
159 demand for abating services is precisely

$$160 w'_t = \frac{\partial w^t}{\partial q} = -\frac{1}{te_{ww}}. \quad (8)$$

161 Since the second-order derivative e_{ww} is strictly positive, w'_t is negative; this indi-
162 cates that, as naturally expected, the polluter's abatement purchases decrease when
163 the price of the abating goods and services goes up. The magnitude of w'_t first
164 depends on the convexity of the emission function with respect to abatement
165 effort: if e_{ww} increases, then w'_t decreases. This means that, as abatement measures
166 become more effective (at the margin), the polluter's demand for abatement goods
167 and services is less sensitive to their price. What seems important from a policy
168 standpoint, furthermore, is that a larger tax rate t would similarly bring w'_t closer
169 to zero. In other words: *when the tax on pollutant emissions goes up, demand for*
170 *abatement becomes less price-elastic.*

171 Assuming the regulator is benevolent, the tax level will now be set in order to
172 maximize the following social welfare function:

$$173 W^t = \int_0^{x^t} P(u)du - C(x^t) - qw^t - te(x^t, w^t) + nq \frac{w^t}{n} - nG\left(\frac{w^t}{n}\right) - ve(x^t, w^t) \\ 174 + te(x^t, w^t).$$

Straightforward algebra reduces this expression to¹⁰

10 This simplification amounts, of course, to supposing that tax revenues are transferred and redistributed in a neutral way.



175
$$W^t = \int_0^{x^t} P(u)du - C(x^t) - nG\left(\frac{w^t}{n}\right) - ve(x^t, w^t).$$

176 It can be shown (see the appendix) that the first-order condition for welfare max-
177 imization with respect to t then yields

178
$$t^* = v \left[\frac{e_x(x^t) \frac{dx^t}{dt} + e_w(w^t) \frac{dw^t}{dt}}{e_x(x^t) \frac{dx^t}{dt} + \left[\frac{w^t e_{ww}}{n} + e_w(w^t) \right] \frac{dw^t}{dt}} \right]. \quad (9)$$

179 Standard comparative statics via equations (6) and (7) entails that $\frac{dx^t}{dt} < 0$ and
180 $\frac{dw^t}{dt} > 0$; the latter's numerator is therefore negative. And since $e_w(w)w$ is decreas-
181 ing by assumption, we have that

182
$$we_{ww} + e_w(w) < 0,$$

183
$$\text{so } \frac{w^t e_{ww}}{n} + e_w(w^t) < 0,$$

184 which implies that the denominator in (9) is also negative. The optimal tax rate is
185 thus positive. Moreover, notice that $\frac{w^t e_{ww}}{n} \frac{dw^t}{dt} > 0$. The coefficient of v in the above
186 expression is then greater than 1, so $t^* > v$. This finding constitutes our first propo-
187 sition.

188 **Proposition 4.1:** *When abatement goods and services are supplied by environment*
189 *firms competing à la Cournot, the optimal pollution tax must be larger than the mar-*
190 *ginal social damage of emissions.*

191 Observe that, when the number of environment firms n grows, the coefficient
192 of v tends to one.¹¹ As competition within the eco-industry increases, the optimal
193 tax on emissions then approximates the marginal prejudice caused by the polluting
194 activity. Proposition 1 is therefore consistent with Pigou (1920)'s classical result.

195 The proposition nevertheless contrasts with several streams of the current lit-
196 erature, notably with the one that postulates an imperfectly competitive *polluting*
197 industry. Under a polluting monopoly, or when polluting firms are identical and
198 their number is exogenous (as in the actual setting), it has indeed been shown that
199 the optimal emission tax falls short of the marginal damage cost (see Buchanan
200 1969; Barnett 1980; and Katsoulacos and Xepapadeas 1995).¹² The intuitive ratio-
201 nale for departing from these standard results runs as follows. When the eco-industry

11 This conclusion obtains from the presence of the term $\frac{w^t e_{ww}}{n}$ in (9). It therefore remains valid if e_{ww} goes to zero instead.

12 Otherwise, the pollution tax would exacerbate the allocative inefficiency (i.e., the under-production) due to imperfect competition. Note that this recommendation can be revised if polluting firms are different or their number is endogenous (Katsoulacos and Xepapadeas 1995; Long and Soubeyran 1999).



202 is imperfectly competitive, the price of abatement goods and services will be larger
 203 than their marginal cost. In this case (comparing equations (5) and (7)), if the tax t
 204 was to be set equal to the marginal damage v , then the polluter would settle for an
 205 abatement level that is too small relative to the first-best w^* . In order to lessen this
 206 distortion, the regulator must then tax pollutant emissions more severely.¹³

207 In the present context, we can show that a quota on emissions is equivalent to
 208 an emission tax, in the sense that it leads to the same output level and abatement
 209 expenses. Our analysis of emission-based instruments is then complete. Let us now
 210 consider the alternative set of policy instruments.

211 4.2. Abatement-Based Instruments

212 Abatement-based regulation is sometimes preferred to an approach centered on
 213 emissions. It may be difficult, for instance, to precisely measure a polluter's emis-
 214 sions, as in farming and fishing where non-point source pollution is frequent. The
 215 regulator would then rely on policy instruments which target the means a potential
 216 polluter is committed to take to reduce pollution. This section successively investi-
 217 gates two such instruments: design standards and voluntary agreements. For sim-
 218 plicity, but without impairing our qualitative conclusions, we assume throughout
 219 that $n=1$ so the eco-industry is a monopoly.

220 4.2.1. Design Standards

221 To curtail polluting emissions (of sulfure dioxide, say), the regulator can mandate
 222 some specific abatement technologies (such as a particular family of scrubbers). In
 223 the present model, this command-and-control approach amounts to impose a given
 224 abatement level \bar{w} . We suppose that this design standard can be perfectly and cost-
 225 lessly enforced.

226 In the standard textbook framework, \bar{w} is chosen in order to maximize the
 227 social welfare function

$$228 \quad W = \int_0^x P(u)du - C(x) - q^D w + q^D w - G(w) - ve(x, w) \quad (10)$$

229 with respect to w , subject to the polluting industry's willingness to produce and to
 230 the polluters' and environment firms' respective profit-maximization conditions

$$231 \quad P(x) - C(x) - qw \geq 0, \quad (11)$$

$$232 \quad C'(x) = P, \quad (12)$$

$$233 \quad G'(w) = q^D \quad (13)$$

13 As in Buchanan (1969) and Barnett (1980) celebrated work, the optimal tax t^* balances the desire to give stronger incentives to abatement with the necessity to limit the contraction of output. Of course, these two distortions could be simultaneously alleviated so that first-best production and abatement levels are implemented if the regulator could combine several policy instruments. This issue is briefly considered in the conclusion of this paper.



234 Clearly, the first-best abatement level w^* defined in (5) is implemented if it is
 235 feasible, but according to (12) the polluting firm produces up to its absolute profit-
 236 maximizing level $x^0 > x^*$.

237 Under a single abatement supplier, however, constraint (13) must be replaced with

$$238 \quad q^D w - G(w) \geq 0, \text{ and} \quad (14)$$

$$240 \quad q^D \text{ maximizes } qw - G(w) \text{ subject to (11) and (12),} \quad (15)$$

241 which respectively capture the environment firm's willingness to participate and
 242 profit-maximizing behavior. Provided (14) holds, these new conditions do not affect
 243 the regulator's choice of standard or the polluters' production effort, which can
 244 respectively remain at w^* and x^0 , but (15) entails that the polluters' participation
 245 constraint (11) will *always* be binding. This observation yields a second proposi-
 246 tion.

247 **Proposition 4.2:** *If the regulator enforces a design standard while abatement goods*
 248 *and services are supplied by a monopoly, then the polluting firms' profits are brought*
 249 *to zero.*

250 This statement tends to explain why mandatory design standards often meet
 251 with strong resistance on the part of polluters. The latter would then lobby the reg-
 252 ulator so that a price ceiling on abatement goods and services be also enforced or
 253 the current policy be simply abandoned.¹⁴

254 4.2.2. Voluntary Agreement

255 An alternative abatement-based approach that has become quite common over the
 256 last decade is the voluntary agreement. In practice, this approach can take vari-
 257 ous forms (see the OECD 1999 report). The one we shall consider here is often
 258 encountered in Europe: the regulator makes the polluter a take-it-or-leave-it offer
 259 w^V on its abatement level, while threatening to impose an emission tax τ if this
 260 proposal is rejected.¹⁵

261 Compared with the design standard, the opportunity the polluter now has to
 262 select between achieving a fixed abatement level or being free to choose one under

14 Specific political economy issues raised by the presence of an eco-industry are further discussed in the conclusion of this paper.

15 Formally, the extensive form of the game is the following. First, the regulator makes an abatement proposal w^V . Next, polluters accept or refuse the regulator's offer. If they accept, w^V is enforced; if not, then the regulator raises a tax τ per unit of polluting emissions, and the polluters and the eco-industry adjust to it. Subgame perfection requires that τ be set in order to maximize the regulator's objective $W^t = \int_0^{x^t} P(u)du - C(x^t) - G(w^t) - ve(x^t, w^t)$ with respect to t , where x^t and w^t are determined by the polluters' and the environment firms' respective profit maximization under t . Hence, $\tau = v$ when the eco-industry is perfectly competitive, and $\tau = t^*$ when it is a Cournot oligopoly.



263 a given pollution tax certainly increases the price-elasticity of demand for abate-
 264 ment and limits the environment firm's market power. If the market price of
 265 abatement is too high, the polluting firm can always reduce its orders and sub-
 266 mit itself to the emission tax. This inherent flexibility of the voluntary agreement
 267 seems to clearly justify its growing popularity and the corresponding decline of
 268 command-and-control approaches. But let us examine the situation more carefully.
 269 In the usual textbook setting, the offer w^V has to maximize the social welfare
 270 function

$$271 \quad W^V = \int_0^x P(u)du - C(x) - G(w) - ve(x, w) \quad (16)$$

272 with respect to w , subject to the polluting industry's willingness to accept and to
 273 the polluters' and environment firms' respective profit-maximization conditions

$$274 \quad Px - C(x) - q^V w \geq Px^\tau - C(x^\tau) - q^\tau w^\tau - \tau e(x^\tau, w^\tau), \quad (17)$$

$$276 \quad C'(x) = P, \quad C'(x^\tau) + \tau e_x(x^\tau) = P, \quad -\tau e_w(w^\tau) = q^\tau, \quad (18)$$

$$278 \quad G'(w) = q^V, \quad G'(w^\tau) = q^\tau. \quad (19)$$

279 Again, we have that the polluters' output $x^V = x^0$, so as much of the consump-
 280 tion good is produced as in a situation with no environmental regulation. Notice,
 281 however, that the right-hand side of (17) is greater than or equal to zero, so the
 282 regulator's choice set can be smaller than under command-and-control. This may
 283 not allow the first-best abatement level w^* to be implemented voluntarily.

284 If the eco-industry is a monopoly, however, the incentive constraint (19) changes
 285 into

$$286 \quad q^V \text{ maximizes } \Pi^V = qw - G(w) \text{ subject to (11) and (18), and} \quad (20)$$

$$287 \quad q^\tau \text{ maximizes } \Pi^\tau = qw^\tau - G(w^\tau) \text{ subject to (11) and (18).} \quad (21)$$

288 On the one hand, condition (21) relaxes the participation constraint (17) by
 289 decreasing the value of its right-hand side. This reflects that an emission tax now
 290 constitutes a stronger threat, which leaves the regulator greater chances to achieve
 291 w^* . On the other hand, the monopolistic price q^V set under (20) will usually be so
 292 high as to violate (17) and deter any agreement with the regulator. To fix this, the
 293 latter may authorize polluters to renege on a promised abatement level if the envi-
 294 ronment firm charges too high a price. The following conditions must then substi-
 295 tute for condition (20):

$$296 \quad q^V \text{ maximizes } \Pi^V = qw - G(w) \text{ subject to (17) and (18), and} \quad (20')$$

297

$$298 \quad \Pi^V \geq \Pi^\tau. \quad (22)$$



299 According to these, the environment firm will maximize its profits without jeopardizing the voluntary scheme (condition (20')), provided it is better off under this
300 scheme than under an emission tax (condition (22)). This conclusion supports our
301 last proposition.
302

303 **Proposition 4.3:** *In the presence of a monopolistic eco-industry, a voluntary agree-*
304 *ment is feasible only if the environment firm is also willing to participate.*

305 Clearly, under (20') the participation constraint (17) will be binding, so polluters
306 end up being indifferent between accepting the regulator's proposal or opting for
307 the emission tax. As opposed to the command-and-control situation, however, the
308 polluters' profits may now be strictly positive.

309 5. Concluding Remarks

310 Prices polluters pay to alleviate environmental damages are currently often
311 determined on market segments dominated by a few large suppliers of abatement
312 technologies. While this fact is widely acknowledged in environmental policy dis-
313 cussions, environmental economics still provides little guidance on how to precisely
314 regulate polluting activities in this context.

315 This paper first sought to convey the message that imperfect competition
316 between environment firms does matter for environmental regulation. Accord-
317 ingly, we amended the basic (textbook) setting – which involves a representative
318 price-taking polluter and no uncertainty or asymmetric information – by now
319 making the polluting firm acquire abatement goods and services from only one
320 supplier or from many identical suppliers competing à la Cournot. We then
321 showed that taxes on emissions would have to be adjusted upward, and that a vol-
322 untary agreement on abatement efforts may not be doable if the eco-industry is
323 reluctant to support it.

324 The present analysis could be extended in various ways. Other policy instruments
325 – such as abatement subsidies, tradable emission permits, performance standards,
326 and different voluntary schemes – should be considered. Additional segments of
327 the environment industry (cleaner technologies and product; resources manage-
328 ment) could be brought in (at the cost of dropping our assumption that the emis-
329 sion function $e(x, w)$ is additively separable). There could be imperfect competi-
330 tion between polluters as well.¹⁶ Other modes of competition than Cournot could
331 be studied. Entry and exit in the end product sector and in the eco-industry could

16 Intuitively, since Cournot competition between polluters and between abatement suppliers entails that optimal emission taxes are respectively lower and higher than the marginal social cost of pollution damage, simultaneous Cournot competition in *both* the product and the abatement industries would bring such taxes closer to the Pigouvian level. A formal demonstration of this can be found in Nimubona and Sinclair-Desgagné (2005).



332 be made endogenous. Polluting and environment firms could be heterogenous. And
 333 environment firms could be endowed with private information about the cost (or
 334 the quality) of their abatement goods and services.¹⁷

335 This paper has focused on the specific form to be taken by some environmental
 336 policy instruments in the presence of an oligopolistic eco-industry. An immediate
 337 research direction from here would be the comparison of regulatory approaches. At
 338 this point, it can be said that when the market for abatement goods and services is
 339 perfectly competitive, the optimal emission tax implements the first-best, while a vol-
 340 untary approach to pollution abatement remains a second-best instrument (because
 341 the output x^0 chosen by a polluter is larger than the socially optimal level). When the
 342 eco-industry is imperfectly competitive and exercises market power, however, taxing
 343 pollution also becomes a second-best policy. Moreover, we have that $w^* \geq w^V > w^{t^*}$
 344 and $x^0 = x^V > x^{t^*}$; so the abatement level achieved through a voluntary agreement is
 345 higher than the one reachable via a pollution tax (it can even attain the first-best), but
 346 the amount of the consumption good produced under a voluntary agreement exceeds
 347 the first-best one. It is thus impossible to rank, for all existing cases, an emission tax
 348 or quota above or below a voluntary agreement in terms of social welfare. Yet, an
 349 unambiguous ranking of policy instruments can be found for specialized versions of
 350 the present model.¹⁸

351 Related to this topic is the appropriate combination of policy instruments to
 352 correct simultaneously for the pollution externality and the output distortion due
 353 to imperfect competition. To be sure, imposing a standard w^* together with an
 354 emission tax that brings about an output level x^* would achieve the first-best. But
 355 as argued by Carraro and Metcalf (2001), administrative costs and political con-
 356 straints may leave regulators with an incomplete set of instruments to choose from.
 357 Moreover, policy coordination between various government bodies (the environ-
 358 mental protection and antitrust agencies, for example) is often far from guaranteed
 359 and deserves closer scrutiny.

360 In practice, the design of environmental policy is also subject to pressures from
 361 public opinion and industrial lobbies.¹⁹ The latter are now likely to include some
 362 powerful environment firms. Complete theoretical analysis of the political economy
 363 of environmental regulation should therefore try to capture the eco-industry's influ-
 364 ence in regulatory decisions. The upshot might exhibit some mixed intervention

17 This extension may not constitute a straightforward application of the actual literature on vertical relationships and outsourcing (see, for instance, Perry 1989; or Mookherjee 2003), for the abatement services provided by environment firms are meant to correct a negative externality and are often *not* embedded in the consumption good.

18 For example, using the functions $P(x) = 1 - x$, $C(x) = \frac{1}{2}x^2$, $G(w) = gw$ ($g > 0$), and $e(x, w) = kx - \sqrt{Lw}$ ($k > 0$, $L > 0$), where the parameter g represents the marginal production cost of the eco-industry, k is the amount of emissions generated by one unit of the consumption good, and L captures the efficiency of the available abatement goods and services. Computations can be obtained from the authors upon request.

19 See, for instance, Boyer and Laffont (1999), and the essays collected in Stavins (2004).



365 strategies of the type studied by Cadot and Sinclair-Desgagné (1995), which bal-
 366 ance the interests of polluters for lower compliance costs with those of environ-
 367 mental firms for greater needs of their specific goods and services.

368 Finally, renewed attention should be given to the effect of environmental
 369 policy on technological change, taking into account the specific role played
 370 by the eco-industry.²⁰ The relative advantage of market-based instruments over
 371 direct regulation in providing incentives to adopt new technologies might have
 372 to be revised downward, as the desire of competing environment firms to
 373 innovate might be enhanced, for instance, under “Best Available Control Tech-
 374 nology” regulations. The eco-industry might also bring down the cost of tech-
 375 nological updating (through the learning-curve effect pointed out by Feess and
 376 Muehlheusser (2002), for example) and benefit from spreading new standards and
 377 know-how, thereby accelerating the diffusion of cleaner technologies.

378 **Appendix: The Optimal Pollution Tax – Equation (9)**

379 Total differentiation of W^t yields:

$$380 \quad \frac{dW^t}{dt} = [P(x^t) - C'(x^t)] \frac{dx^t}{dt} - G' \left(\frac{w^t}{n} \right) \frac{dw^t}{dt} - v \left[e_x(x^t) \frac{dx^t}{dt} + e_w(w^t) \frac{dw^t}{dt} \right].$$

381 (A.1)

382 Since, by (5) and (6),

$$383 \quad -G' \left(\frac{w^t}{n} \right) = -q(w^t) - \frac{w^t}{n} \cdot \frac{1}{w_t'} \quad \text{and} \quad P - C'(x^t) = t e_x(x^t),$$

384 (A.1) is equivalent to:

$$385 \quad \frac{dW^t}{dt} = t e_x(x^t) \frac{dx^t}{dt} + \left[-q(w^t) - \frac{w^t}{w_t'} \cdot \frac{1}{n} \right] \frac{dw^t}{dt} - v \left[e_x(x^t) \frac{dx^t}{dt} + e_w(w^t) \frac{dw^t}{dt} \right].$$

386 (A.2)

387 Recalling from (7) and (8) that $-q(w^t) = t e_w(w^t)$ and $-\frac{w^t}{w_t'} = w^t t e_{ww}$, (A.2) now
 388 becomes

$$389 \quad \frac{dW^t}{dt} = t e_x(x^t) \frac{dx^t}{dt} + \left[e_w(w^t) + \frac{w^t e_{ww}}{n} \right] t \frac{dw^t}{dt} - v \left[e_x(x^t) \frac{dx^t}{dt} + e_w(w^t) \frac{dw^t}{dt} \right].$$

390 Setting the latter equal to 0 gives equation (9).

20 Jaffe et al. (2002) provide a good survey of the issues and contributions pertaining to environmental regulation and technological change.



391 **References**

- 392 Barnett, A. H. 1980. "The Pigouvian Tax Rule under Monopoly." *American Economic Review* 70: 1037–
393 1041.
- 394 Barrett, S. 1994. "Strategic Environmental Policy and International Trade." *Journal of Public Economics*
395 54: 325–358.
- 396 Barton, J. R. 1997. "The North-South Dimension of the Environment and Cleaner Technology Indus-
397 tries." Discussion Paper no. 9803, Institute for New Technologies, United Nations University, Maas-
398 tricht, The Netherlands.
- 399 Baumol, W. J. 1995. "Environmental Industries with Substantial Start-Up Costs as Contributors to
400 Trade Competitiveness." *Annual Review of Energy and the Environment* 20: 71–81.
- 401 Boyer, M. and J.-J. Laffont. 1999. "Toward a Political Theory of the Emergence of Environmental
402 Incentive Regulation," *Rand Journal of Economics* 30: 137–157.
- 403 Buchanan, J. M. 1969. "External Diseconomies, Corrective Taxes, and Market Structure." *American*
404 *Economic Review* 59(1): 174–177.
- 405 Cadot, O., and B. Sinclair-Desgagné. 1995. "Environmental Standards and Industrial Policy." *Journal of*
406 *Environmental Economics and Management* 29: 228–237.
- 407 Carraro, C., and G. E. Metcalf. 2001. *Behavioral and Distributional Effects of Environmental Policy*.
408 NBER Conference Reports, University of Chicago Press.
- 409 Davies, S. 2002. "Waste Management Multinationals 2002." Mimeo, Public Services International
410 research Unit (PSIRU), School of Computing and Mathematical Sciences, University of Greenwich.
- 411 European Commission. 1999. "The EU Ecoindustry's Export Potential: Final Report to DGXI of the
412 European Commission." Brussels.
- 413 Farzin, H., and P. Kort. 2001. "Pollution Abatement Investment when Environmental Regulation Is
414 Uncertain." *Journal of Public Economic Theory* 2(2): 183–212.
- 415 Feess, E., and G. Muehlheusser. 1999. "Strategic Environmental Policy, International Trade and the
416 Learning Curve: The Significance of the Environmental Industry." *Review of Economics* 50(2): 178–
417 194.
- 418 Feess, E., and G. Muehlheusser. 2002. "Strategic Environmental Policy, Clean Technologies and the
419 Learning Curve." *Environmental and Resource Economics* 23: 149–166.
- 420 Jaffe, A., R. G. Newell, and R. N. Stavins. 2002. "Technological Change and the Environment." Chap-
421 ter 11 in *Handbook of Environmental Economics, Vol. 1*, edited by Karl-Göran Mäler and Jeffrey R.
422 Vincent, Amsterdam: Elsevier Science.
- 423 Institut Français de l'Environnement (IFEN). 2002. *L'environnement en France*. Paris: Éditions La
424 Découverte.
- 425 Katsoulacos, Y., and A. Xepapadeas. 1995. "Environmental Policy under Oligopoly with Endogenous
426 Market Structure." *Scandinavian Journal of Economics* 97(3): 411–420.
- 427 Karliner, J. 1994. "The Environment Industry: Profiting from Pollution." *The Ecologist* 24(2): 59–63.
- 428 Long, N. V., and A. Soubeyran. 1999. "Pollution, Pigouvian Taxes, and Asymmetric International Oli-
429 gopoly." CIRANO Working Paper, Montréal.
- 430 Mookherjee, D. 2003. "Delegation and Contracting Hierarchies: An Overview." Mimeo, Boston Univer-
431 sity.
- 432 Nimubona, A.-D., and B. Sinclair-Desgagné. 2005. "The Pigouvian Tax Rule in the Presence of an Eco-
433 Industry." Mimeo, HEC Montréal.
- 434 Organization for Economic Cooperation and Development. 1992. *The Environmental Industry in OECD*
435 *Countries: Situation, Perspectives and Governmental Policies*. Paris: OECD Editions.
- 436 Organization for Economic Cooperation and Development. 1996. *The Global Environmental Goods and*
437 *Services Industry*. Paris: OECD Editions.
- 438 Organization for Economic Cooperation and Development/Eurostat. 1999. *The Environmental and Ser-*
439 *vices Industry: Manual for Data Collection and Analysis*. Paris: OECD Editions.
- 440 Organization for Economic Cooperation and Development. 1999. *Voluntary Approaches to Environmen-*
441 *tal Policies: An Assessment*. Paris: OECD Editions.



- 442 Perry, M. K. 1989. "Vertical Integration: Determinants and Effects." *In Handbook of Industrial Organi-*
443 *zation, Vol. I*, edited by Richard Schmalensee and Robert D. Willig, Amsterdam: North Holland.
444 Pigou, A. C. 1920. *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.
445 Stavins, R. N. (ed.). 2004. *The Political Economy of Environmental Regulation*. Edwar Elgar Publishing.
446 World Trade Organization. 1998. "Environmental Services." Chapter IX of the *Committee on Trade and*
447 *Environment's Note on "Environmental Benefits of Removing Trade Restrictions and Distortions."*

Uncorrected Proof



Pollution Abatement Subsidies and the Eco-Industry

Maia David · Bernard Sinclair-Desgagné

Accepted: 23 July 2009 / Published online: 22 August 2009
© Springer Science+Business Media B.V. 2009

Abstract This paper considers the combination of pollution taxes and abatement subsidies when some polluting firms procure their abatement goods and services from an oligopolistic eco-industry. The regulator must here cope with two simultaneous price distortions: one that comes from pollution and the other which is caused by the eco-industry's market power. In this context, we show that taxing emissions while subsidizing polluters' abatement efforts cannot lead to first-best, but the opposite occurs provided it is the eco-industry's output which is subsidized. When public transfers also create distortions, welfare can be higher if the regulator uses only an emission tax, but subsidizing abatement suppliers while taxing emissions remains optimal when the eco-industry is concentrated.

Keywords Environment goods and services industry · Pigouvian taxes · Pollution abatement subsidies

We are grateful to Joan Canton, Henk Folmer, Anthony Heyes, Alain-Désiré Nimubona, and Tom Tietenberg for valuable conversations and insights on this topic. We also acknowledge useful comments and suggestions from Sangeeta Bansal, Brian Copeland, Timo Goeschl, Timothy Swanson, and seminar participants at the Universities of Toulouse 1 and Paris 1, McGill University, HEC Montreal, l'Ecole polytechnique de Paris, University College of London, the EAERE 2005 annual conference in Bremen, and the 2006 World Congress of Environmental and Resource Economists in Kyoto.

This paper has not been submitted elsewhere in identical or similar form, nor will it be during the 3 months after its submission to the Publisher.

M. David (✉)

UMR INRA, AgroParisTech Economie Publique, 16 rue Claude Bernard, 75231 Paris Cedex 05, France
e-mail: maia.david@agroparistech.fr

B. Sinclair-Desgagné

HEC Montreal, 3000, chemin de la Côte-Sainte-Catherine, Montreal, QC H3T 2A7, Canada
e-mail: bsd@hec.ca

B. Sinclair-Desgagné

CIRANO, Montreal, QC H3A 2A5, Canada

B. Sinclair-Desgagné

Ecole Polytechnique, Paris, France

JEL Classification: H23 · L13 · Q58

1 Introduction

Pollution abatement subsidies have long been proposed as a public policy measure to deal with environmental externalities (Pigou 1920; Lerner 1972). Critiques argue they run counter to the “Polluter-pays Principle”, are less efficient than taxes (Fredriksson 1998), and might even encourage further depletion of environmental resources (Kohn 1992; Barde and Honjatukia 2004). Supporters, on the other hand, stress they fulfill redistribution objectives (Fredriksson 1998), might accelerate the adoption and diffusion of cleaner technologies (Stranlund 1997), and can especially enhance social welfare when combined with taxes (Kohn 1991; Conrad 1993; Fullerton and Mohr 2002).

The literature has assumed so far that polluters know and pay exactly the cost of reducing their emissions. However, abatement goods and services are nowadays largely supplied by a specialized industry. In 2005, this so-called “environment” or “eco-industry” generated earnings of \$US 653 billion and close to 4 million jobs.¹ Note that, as stipulated in a report by the European Commission (1999), end-of-pipe activities, such as solid waste management, waste-water treatment, air pollution control and contaminated soil and groundwater remediation, remain by far the most significant segment of the eco-industry, accounting for more than 60% of total industry income. The emergence of eco-industries is thus closely linked to the use of environmental policies relying on end-of-pipe abatement.² We will focus here on this type of abatement.

According to several studies, moreover, major segments of the environment industry, such as waste-water treatment and air pollution control, are subject to significant entry barriers—due to learning-by-doing and dedicated know-how, economies of scale and scope, high capital requirements, research and development and regulatory uncertainty—and are therefore imperfectly competitive (see e.g., Ernst and Young 2006; the United States International Trade Commission 2005).³ Polluters will then rather be charged a markup when purchasing their abatement goods and services.

Acknowledging this stylized fact, some papers recently suggested that traditional wisdom concerning environmental policy instruments should be questioned, for the regulator must now generally alleviate an additional price distortion due to the exercise of market power by abatement suppliers (David and Sinclair-Desgagné 2005; Requate 2005; Canton et al. 2008). Considering just one policy instrument—taxes on polluting emissions—to begin with, they show for instance that, since the price of abatement goods and services will commonly be larger than marginal cost, the appropriate (second-best) emission tax should be set above the

¹ By comparison, the global aerospace industry accounted for \$US 1,330 billion in revenues and 1.15 million jobs. More data and figures about the environment industry and its various segments can be found in reports by the Organization for Economic Cooperation and Development/Eurostat (1992, 1996, 1999), the World Trade Organization (1998), Environmental Business International (2006), Ernst and Young (2006), and the U.S. International Trade Commission (2005). For a history of the industry and some key stylized facts, see also Sinclair-Desgagné (2008).

² See Sinclair-Desgagné (2008), p. 8, for more on that point and for some historical facts in Europe and North America that stimulated the search for alternatives to end-of-pipe abatement by the eco-industries.

³ For example, the Institute of Clean Air Companies—a Washington-based nonprofit association of firms working in the stationary-source air pollution control and monitoring sector in the United States—reveals on its website (www.icac.com) that the US market for particulate scrubbers, which are a key technology for tackling acid gases, dioxin, dust, lead, mercury, and odors, is currently served by only two major suppliers: Alstom Power and Belco Technologies Corporations.

Pigovian level in order to boost polluters' abatement efforts.⁴ To move ahead on this agenda, this paper will now revise the well-known combination of an emission tax and an abatement subsidy.

Intuitively, mixing these two instruments should allow a benevolent regulator to achieve a first-best allocation. We will see first that the subsidy must then match the mark-up the eco-industry charges on abatement goods and services. One of our main results is that granting such financial support to polluters cannot reach the first-best, because the eco-industry would thereby be allowed to raise prices indefinitely.⁵ Mark-up covering abatement subsidies should instead go to environment firms, as we will next show. This policy remains optimal (albeit second-best) even when public transfers also create distortions, provided abatement suppliers are few.

This paper is organized as follows. The upcoming section presents our model. Section 3 then characterizes the first-best situation. The failure of a policy combining a tax on emissions with a subsidy on polluters' abatement expenses to achieve the first-best is demonstrated in Sect. 4. Section 5 shows, on the other hand, that taxing emissions while subsidizing the eco-industry's output will succeed. This combination of policy instruments is re-assessed and qualified in Sect. 6, assuming this time that public transfers are costly. Section 7 finally contains concluding remarks and sketches some future research steps.

2 The Model

As in [David and Sinclair-Desgagné \(2005\)](#), let us consider a representative price-taking firm that produces one consumption good and sells it on a competitive market at unit price P . The cost of producing quantity x of the consumption good is given by $C(x)$; the function $C(\cdot)$ is assumed to be twice differentiable, strictly increasing and convex.

While it manufactures and delivers the consumption good, the firm also generates pollution. At output level x , the amount of polluting emissions is given by the function $e(x, a)$, where a represents the firm's abatement effort. We deal here with a specific instance of abatement requiring eco-industry products, considering that abatement essentially consists in end-of-pipe measures. The emission function can then be set as an additively separable expression of the form $e(x, a) = w(x) - \epsilon(a)$. We suppose that $w'(x) > 0$, meaning that greater production creates more pollution, $\epsilon'(a) > 0$, so more abatement decreases total emissions, $w''(x) \geq 0$, so that emissions from the last unit produced increase with production, and $\epsilon''(a) < 0$, meaning that abatement is subject to diseconomies of scale.

By contrast with usual economic modeling, let us now assume that the representative polluting firm cannot make for itself the needed abatement goods and services; it must instead procure these goods and services from a specialized eco-industry. This industry comprises n identical "environment firms" competing à la Cournot. An individual environment firm

⁴ [David and Sinclair-Desgagné \(2005\)](#) also study mandatory technical standards and voluntary approaches. Their general conclusion is that each policy instrument "has a specific impact on the price-elasticity of the polluters' demand for abatement services, hence on the market power of the eco-industry and the resulting cost of abatement".

⁵ In practice, a number of means, such as budget caps and competition laws, would of course prevent abatement goods and services prices to rise without limit. Yet, the amounts spent on abatement seem likely to grow large if the mark-up on such expenses is paid by the regulator. Analyzing China's 20-year policy of collecting air and water pollution charges from industrial firms while subsidizing their pollution control projects, for example, [Wang \(2002, p. 86\)](#) finds indeed that "(...) abatement expenditures of Chinese industries are very responsive to pollution charges".

i incurs a cost $G(a_i)$ for delivering quantity a_i of abatement goods and services, where the function $G(\cdot)$ is twice differentiable, strictly increasing and convex.

Let $q(a)$ denote the inverse demand function faced by the environment industry, where a stands for total purchases of abatement goods and services. Each environment firm's profit is now given by

$$\Pi_i = q(a)a_i - G(a_i), \quad i = 1, \dots, n \quad (1)$$

and the Cournot–Nash equilibrium must satisfy the following first-order conditions

$$\frac{\partial q}{\partial a} a_i + q(a) - G'(a_i) = 0, \quad i = 1, \dots, n \quad (2)$$

Since all environment firms are similar, we have that $a_i = \frac{a}{n}$ at equilibrium.⁶ Let $a' = \frac{\partial a}{\partial q}$; equation (2) can now be re-written as

$$q(a) = G'\left(\frac{a}{n}\right) - \frac{a}{n} \cdot \frac{1}{a'}, \quad i = 1, \dots, n \quad (3)$$

As it is common in Cournot competition, the market price is equal to the marginal cost plus a markup.⁷

This completes the basic description of the model. As a benchmark case, we shall now briefly consider first-best production and abatement levels.

3 The First-Best

Each unit of polluting emissions causes society an amount of harm v . Pollution, however, is dealt with by a benevolent regulator who balances consumer surplus, firm profits and pollution damages. This regulator therefore seeks to achieve some consumption level x and abatement effort a in order to maximize the following social welfare function ($P(\cdot)$ is the inverse demand function for the consumption good)

$$W = \int_0^x P(u) du - C(x) - nG\left(\frac{a}{n}\right) - v[w(x) - \epsilon(a)] \quad (4)$$

The first-order conditions for welfare maximization are now

$$P(x^*) - C'(x^*) - vw'(x^*) = 0 \quad (5)$$

$$-G'\left(\frac{a^*}{n}\right) + v\epsilon'(a^*) = 0 \quad (6)$$

According to (5), the price of the consumption good is then equal to its marginal cost plus the amount of environmental damage due to production. Equation (6) says, furthermore, that abatement goods and services are delivered up to the point where the marginal cost of abatement efforts meets their marginal social benefit.

⁶ We suppose that the Cournot–Nash equilibrium exists and is unique. This is ensured when the profit functions Π_i are concave in a_i , i.e., when we have $\frac{\partial^2 q}{\partial a^2} a_i + 2 \frac{\partial q}{\partial a} - G'' \leq 0$.

⁷ The derivative a' represents the variation of demand for abatement when the price of abatement goods and services increases; its sign is thus expected to be negative. This will be verified in the next section.

With respect to first-best, a profit-maximizing polluting firm will naturally produce too much and abate too little. This firm will behave as if solving the problem

$$\max_{x,a} \pi = Px - C(x) - qa \quad (7)$$

thereby selecting the output level x^0 at which the marginal production cost $C'(x^0)$ is equal to the market price P , and setting abatement orders at $a^0 = 0$. To correct for this, the regulator can rely on various policy instruments in order to provide proper incentives. In the present context, [David and Sinclair-Desgagné \(2005\)](#) have examined, for instance, the respective effect of emission taxes, technical standards and voluntary approaches. The co-existence of two distortions—the negative externality caused by pollution and the exercise of market power by environment firms—suggests, however, that two policy instruments should be used simultaneously. In the upcoming sections, we shall then consider specific ways to combine a tax and a subsidy.

4 Taxes and Subsidies are for Polluters

To begin with, let the regulator set a tax t per unit of emissions while granting the polluting firm a subsidy s for each unit of abatement effort. Suppose for the moment that both the tax revenue and the subsidy are handled in a neutral way.

The representative polluter's profit is now

$$\pi = Px - C(x) - qa - t[w(x) - \epsilon(a)] + sa \quad (8)$$

Its answer to this policy is then captured by the following profit-maximizing first-order conditions:

$$P - C'(x^{ts}) - tw'(x^{ts}) = 0 \quad (9)$$

$$-q + t\epsilon'(a^{ts}) + s = 0 \quad (10)$$

After comparing (9) and (10) with (5) and (6), one concludes that, in principle, the first-best could be reached with a tax-subsidy scheme of the form

$$t^* = v \quad (11)$$

$$s^* = q - G'\left(\frac{a^*}{n}\right) \quad (12)$$

i.e. by combining the Pigouvian tax with an abatement subsidy equal to the eco-industry's markup at equilibrium. Equation (3) implies that the latter can be written as

$$s^* = \frac{a^*}{n} \left(-\frac{1}{a'_{ts}} \right) \quad (13)$$

where a'_{ts} is the price-derivative of demand for abatement services when the polluter pays a tax t and receives a subsidy s . The term a'_{ts} is obtained by totally differentiating expression (10); it is actually given by

$$a'_{ts} = \frac{da^{ts}}{dq} = \frac{1 - \frac{ds}{dq}}{t\epsilon''} \quad (14)$$

Equation (12), however, entails that $\frac{ds}{dq} = 1$. This means that a'_{ts} has to be close to 0, so the subsidy s^* should tend to $+\infty$.

Intuitively, implementing the first-best requires that the subsidy be equal to the eco-industry's markup. Any increase in the price q of abatement goods and services must therefore be exactly compensated by an augmentation in the subsidy s . As a result, the polluter's demand for abatement becomes insensitive to price, or the price-elasticity of demand for abatement tends to zero. This confers maximal market power to environment firms, who will then raise their price as long as the regulator covers the bill. This finding constitutes our first proposition.

Proposition 1 *When abatement goods and services are supplied by an imperfectly competitive eco-industry, taxing polluting emissions while directly subsidizing the polluter's abatement efforts grants maximal market power to the eco-industry; the amount of subsidy necessary to achieve the first best is then unbounded.*

As shown in the "Appendix", this result still holds when there is free entry in the eco-industry. In practice, a policy involving very large subsidies to polluting industries would of course hardly be sustainable. Most constituencies would oppose turning public funds into huge eco-industry profits, and the regulator would find it quite hard to collect enough money to pay the subsidy. The regulator will then have to put a ceiling on the subsidy, thereby limiting the eco-industry's market power but encouraging insufficient abatement. To somewhat counterbalance this, she might increase the emission tax above the Pigouvian level. A second-best situation will result, with insufficient pollution abatement and consumption good delivery.

Let us now consider what appears to be the closest alternative to this policy.

5 Taxes are for Polluters, Subsidies go to the Eco-Industry

By contrast with the previous section, suppose the regulator imposes a tax t per unit of emissions but grants the subsidy s per abatement unit to environment firms. Public funds are again managed in a neutral way.

The representative polluter now makes profits according to

$$\pi = Px - C(x) - qa - t[w(x) - \epsilon(a)] \quad (15)$$

so its reaction is captured by the first-order conditions

$$P - C'(x^t) - tw'(x^t) = 0 \quad (16)$$

$$-q + t\epsilon'(a^t) = 0 \quad (17)$$

Comparing these equations with expressions (3) and (4) suggests that the optimal tax has to be set at the Pigouvian level $t = v$ if $q = G'(\frac{a}{n})$.

Notice now that an environment firm's profit is currently

$$\Pi_i = q(a)a_i - G(a_i) + sa_i \quad (18)$$

so it will supply an amount of abatement goods and services a_i that satisfies the equation

$$q^s(a) = G'(a_i) + \frac{a}{n} \left(-\frac{1}{a'} \right) - s \quad (19)$$

The regulator might then establish its subsidy as

$$s^* = \frac{a}{n} \left(-\frac{1}{a'} \right) \quad (20)$$

in order for the charged price of abatement goods and services to correspond to the marginal cost $G' \left(\frac{a}{n} \right)$.

Indeed, the first-best will be reached here with the following tax-subsidy combination

$$t^* = v \quad (21)$$

$$s^* = \frac{a^*}{n} \left(-\frac{1}{a'_t} \right) \quad (22)$$

This scheme looks quite similar to the previous one: the proposed emission tax matches the marginal social cost of pollution, while the subsidy corresponds to the eco-industry's markup. Because it is attributed to environment firms, however, this subsidy turns out to have an upper-bound. To see this formally, note that the denominator term a'_t , which is again the price-derivative of the polluter's demand for abatement under a tax t and is obtained by differentiating totally equation (17), is now given by $a'_t = \frac{da'_t}{dq} = \frac{1}{t\epsilon''}$. With the emission tax set at the Pigouvian level, we have that $a'_t = \frac{1}{v\epsilon''}$, which is generally bounded away from 0, so the subsidy

$$s^* = \frac{a^*}{n} (-v\epsilon'') \quad (23)$$

is obviously a finite quantity. This result yields our second proposition.

Proposition 2 *When abatement goods and services are supplied by an imperfectly competitive eco-industry, combining an emission tax with a limited subsidy to environment firms can implement the first-best.*

To enact this policy, the regulator must of course estimate the marginal social cost of pollution v and have information about the cost $G(\cdot)$ and impact $\epsilon(\cdot)$ of using the relevant abatement goods and services. There might also be administrative costs in trying to combine and coordinate instruments (see Carraro and Metcalf 2001). An important aspect of the latter issue will now be considered.

6 Public Funds Transfers are Costly

Let us now lift the assumption made so far that handling public funds involves no economic distortions. Following Laffont and Tirole (1994), the social cost of public monetary transfers will be captured by a parameter $\lambda \in [0, 1]$. When gathering tax revenues, a portion λ of it will be lost. Similarly, while allocating subsidies, a fraction λ of the total will fail to reach the intended recipients.

The regulator then faces a trade-off between (1) using the emission tax only, which leads to insufficient output and abatement (see David and Sinclair-Desgagné 2005) and also entails a loss while collecting taxes, and (2) combining an emission tax and an output subsidy to the eco-industry, which better deals with pollution and the eco-industry's market power but creates additional distortions when part of the subsidies is burnt up in the allocation process.⁸ The former policy yields social welfare

⁸ There is no point here in examining a policy consisting of a subsidy to the eco-industry only. Without an emission tax (or any other regulatory constraint), the representative polluter's demand for abatement would vanish and all specialized producers of abatement goods and services would cease to exist.

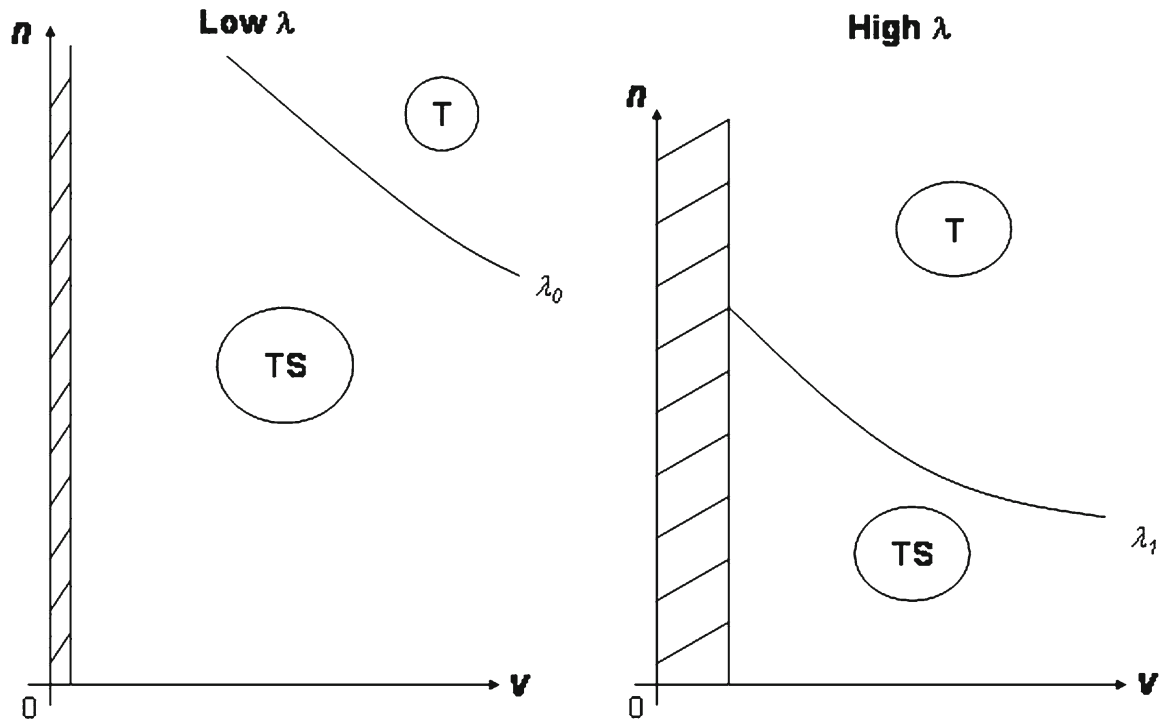


Fig. 1 Tax alone vs. tax-subsidy combination

$$W^t = \int_0^{x^t} P(u)du - C(x^t) - nG\left(\frac{a^t}{n}\right) - v[w(x^t) - \epsilon(a^t)] - \lambda t[w(x^t) - \epsilon(a^t)] \quad (24)$$

The tax-subsidy combination, on the other hand, delivers social welfare levels equal to

$$W^{ts} = \int_0^{x^{ts}} P(u)du - C(x^{ts}) - nG\left(\frac{a^{ts}}{n}\right) - v[w(x^{ts}) - \epsilon(a^{ts})] - \lambda t[w(x^{ts}) - \epsilon(a^{ts})] - \lambda s a^{ts} \quad (25)$$

Comparing (24) and (25) is not straightforward. Which policy is better depends on the extent of the distortion due to imperfect competition in the eco-industry (which is driven by the number n of environment firms), compared to the negative externality from pollution (captured by v) and the cost of public fund transfers (given by λ).

Some ranges of parameter values that make one policy better than the other are depicted in Fig. 1.

The computations which support this figure can be found in the ‘‘Appendix’’; they use the peculiar functional forms $P(x) = 10 - x$, $C(x) = \frac{1}{2}x^2$, $G(a) = a$, and $e(x, a) = x - \sqrt{a}$. The first graph in Fig. 1 concerns smaller values of λ , and the second graph larger ones. The area labelled with the letter T corresponds to the values of n , v , and λ for which using the emission tax alone is more efficient. The region tagged as TS , on the other hand, spans the ranges of parameter values for which the tax should rather go with a subsidy. The hatched area, finally, indicates the circumstances when, given the cost of public intervention, neither a tax nor a subsidy should be applied. Some key conclusions to be drawn from the figure are now summarized in our last proposition.

Proposition 3 *The set of pairs (n, v) for which a tax-subsidy scheme is more efficient than a tax alone tends to shrink as the social cost of public funds λ increases. However, provided the*

marginal social cost of pollution v is not too large, combining a tax on polluting emissions with a subsidy to the eco-industry's output is more efficient than using an emission tax alone when the number of firms n in the eco-industry is small.

An intuitive explanation of these results would run as follows. First, observe that the hatched area in Fig. 1 covers a region where v takes low values. Clearly, when the negative externality caused by pollution is small relative to the social cost of public funds λ , it is sub-optimal to impose a tax on emissions given the low benefit and high cost of such a measure. But without an emission tax, no abatement activity takes place and subsidizing environment firms is pointless (since these firms do not even have a market). For low values on v , therefore, neither a tax nor a subsidy should be used. For high values of v and n , on the other hand, social welfare would be higher under a tax on polluting emissions with no accompanying subsidy. In this case, pollution is more detrimental to social welfare than imperfect competition in the eco-industry (since the presence of a high number of environment firms means that competition in the eco-industry is relatively strong), so the regulator should concentrate on dealing with the environmental externality given the cost of handling public funds. In contrast, when n is rather small, the distortion caused by an imperfectly competitive eco-industry becomes significant enough to make the tax-subsidy worthwhile. The area where such a combination is finally preferable decreases as λ increases, since the combination of both instruments becomes then more costly compared to a tax-only policy.

7 Concluding Remarks

This paper re-examined the combination of a tax on polluting emissions with an abatement subsidy, when abatement goods and services are delivered by an oligopolistic eco-industry. Since it has so far ignored the latter, the environmental economics literature implicitly suggested that abatement subsidies can only be granted to polluters. We showed, however, that such a policy could not achieve the first-best in the presence of abatement goods suppliers endowed with market power. The appropriate policy is to subsidize the environment firms' output, not the polluters' abatement efforts. If public transfers entail significant administrative costs, a benevolent regulator will still want to do so when the number of environment firms is relatively small (so the eco-industry is rather concentrated).

The suggested policy of subsidizing the eco-industry's output may need further qualifications after one considers general equilibrium effects (Parry 1997) or international trade agreements. Our conclusions, however, seem to hold under more realistic assumptions concerning the eco-industry, such as free entry or monopolistic competition. Studying the consequences of other relevant and more complex industry structures, however, (with asymmetric environment firms or polluters also able to make their own abatement goods, notably) will require additional research.

8 Appendix

8.1 Robustness of Proposition 1 with Free Entry

Assume there is free entry in the eco-industry and any producer of abatement goods and services incurs a fixed cost F . The profit of a firm in the environment industry is now

$$\Pi_i = q(a)a_i - G(a_i) - F \quad (26)$$

In this case, the first-order condition for profit maximization is

$$q(a) = G' + \frac{a}{n} \left(-\frac{1}{a'} \right) \quad (27)$$

where $a' = \frac{\partial a}{\partial q} < 0$, and the number of firms in the eco-industry is determined by the zero-profit condition

$$q(a)a_i - G(a_i) - F = 0 \quad (28)$$

When the regulator implements an emission tax and an abatement subsidy to polluting firms, the profit of a typical polluter is

$$\pi = Px - C(x) - qa - t[w(x) - \epsilon(a)] + sa \quad (29)$$

which yields the following first-order conditions for profit maximization

$$P - C'(x) - tw'(x) = 0 \quad (30)$$

$$-q + t\epsilon'(a) + s = 0 \quad (31)$$

In order to achieve the first-best, the regulator would then have to set

$$t^* = v \quad (32)$$

$$s^* = q - G' \quad (33)$$

By equation (3), the latter is equivalent to $s^* = \frac{a}{n} \left(-\frac{1}{a'} \right)$. The derivative a' comes from totally differentiating equation (31) and is equal to $a' = \frac{1 - \frac{ds}{dq}}{t\epsilon''}$. Equation (33) implies that $\frac{ds}{dq} = 1$, so a' has to be very small and the optimal subsidy s^* must again be unbounded.

8.2 Social Welfare with a Tax-Only Policy, When Public Transfers are Costly

Using the functional forms $P(x) = 10 - x$, $C(x) = \frac{1}{2}x^2$, $G(a) = a$, and $e(x, a) = x - \sqrt{a}$, the polluting firm's output and abatement demand when facing a tax t are respectively

$$x^t = \frac{10 - t}{2}, \quad a^t = \left(\frac{t}{2q} \right)^2 \quad (34)$$

The derivative $a'_t = \frac{\partial a^t}{\partial q}$ is thus given by

$$a'_t = -\frac{t^2}{2q^3} \quad (35)$$

Given these expressions, the equilibrium price of abatement goods and services is

$$q^t = \frac{2n}{2n - 1} \quad (36)$$

and the corresponding purchases by the representative polluter amount to

$$a^t = \frac{t^2(2n - 1)^2}{16n^2} \quad (37)$$

Recall now that social welfare is given by

$$W^t = \int_0^{x^t} P(u)du - C(x^t) - nG\left(\frac{a^t}{n}\right) - v[w(x^t) - \epsilon(a^t)] - \lambda t[w(x^t) - \epsilon(a^t)] \quad (38)$$

Maximizing this function with respect to t under the constraint $t \geq 0$, taking into account the reactions x^t and a^t indicated in (34), yields the following formula for the optimal tax

$$t_T(\lambda, v, n) = \frac{8(v - 5\lambda)n^2 - 2vn}{8n^2(1 - 2\lambda) - 4n(1 - \lambda) + 1} \quad (39)$$

if this expression is positive, and $t_T(\lambda, v, n) = 0$ otherwise. The optimal welfare under a tax-only policy is then obtained by substitution.

8.3 Welfare with the Tax-Subsidy Policy, When Public Transfers are Costly

Here, the representative polluter's output and abatement demand are respectively given by

$$x^t = \frac{10 - t}{2}, \quad a^t = \left(\frac{t}{2q}\right)^2 \quad (40)$$

and the derivative

$$a' = -\frac{t^2}{2q^3} \quad (41)$$

Given these expressions, and the eco-industry's behavior in this case as characterized by equation (19), the equilibrium price for abatement goods and services becomes

$$q^t = \frac{2n(1 - s)}{2n - 1} \quad (42)$$

so the associated quantity of procured abatement products is

$$a^t = \frac{t^2(2n - 1)^2}{16n^2(1 - s)^2} \quad (43)$$

Now, social welfare can be represented as

$$W^{ts} = \int_0^{x^{ts}} P(u)du - C(x^{ts}) - nG\left(\frac{a^{ts}}{n}\right) - v[w(x^{ts}) - \epsilon(a^{ts})] - \lambda t[w(x^{ts}) - \epsilon(a^{ts})] - \lambda s a^{ts} \quad (44)$$

Maximizing this function with respect to s and t , given nonnegativity constraints and the reactions x^t and a^t shown in (40), gives the following equations

$$-4v - 4t\lambda + \frac{(2n - 1)t}{n(1 - s)}(2 + \lambda + s\lambda) = 0$$

$$2(2n - 1)v + 4[(v - 10\lambda)n(1 - s) + (2n - 1)t\lambda]$$

$$+ \frac{t}{n(1 - s)}[-1 - s\lambda + 4n(1 + s\lambda) + 4n^2(s(2 - 5\lambda) + 2(-1 + \lambda) + s^2(-1 + 2\lambda))] = 0$$

Solving this system yields the optimal subsidy

$$s_{TS}(\lambda, v, n) = \frac{8\lambda(3v + 5\lambda - 10)n^2 + (20\lambda^2 + 40\lambda - 10\lambda v - 4v)n + \lambda v}{4(30\lambda^2 + \lambda v - 2v)n^2 + 2\lambda(v - 10\lambda)n} \quad (45)$$

if this expression is positive ($s_{TS}(\lambda, v, n) = 0$ otherwise), and the optimal emission tax

$$t_{TS}(\lambda, v, n) = \frac{n^2(160\lambda(1 + \lambda) - 8v(5\lambda + 2)) + 4\lambda vn}{4n^2(17\lambda^2 + 4\lambda - 4) - 12\lambda^2 n + \lambda^2} \quad (46)$$

if this ratio is positive (or else $t_{TS}(\lambda, v, n) = 0$). Optimal welfare levels under a tax-subsidy policy can then be computed by substitution.

References

- Barde JP, Honjatukia O (2004) Environmentally harmful subsidies, Chap. 7. In: Tietenberg T, Folmer H (eds) *The international yearbook of environmental and resource economics 2004/2005*. Edward Elgar, Michigan
- Canton J, Soubeyran A, Stahn H (2008) Environmental taxation and vertical Cournot oligopolies: how eco-industries matter. *Environ Resour Econ* 40:369–382
- Carraro C, Metcalf GE (2001) Behavioral and distributional effects of environmental policy. NBER conference reports. University of Chicago Press
- Conrad K (1993) Taxes and subsidies for pollution-intensive industries as trade policy. *J Environ Econ Manag* 25:121–135
- David M, Sinclair-Desgagné B (2005) Environmental regulation and the eco-industry. *J Regul Econ* 28(2):141–155
- Environmental Business International (2006) Global market review. *Environ Bus J* 19:5–6
- Ernst and Young (2006) Eco-industry: its size, employment, perspectives and barriers to growth in an enlarged EU. Final report to the DG environment of the European commission
- European Commission (1999) The EU eco-industry's export potential: final report to DGXI of the European commission, Brussels
- Fredriksson PG (1998) Environmental policy choice: pollution abatement subsidies. *Resour Energy Econ* 20:51–63
- Fullerton D, Mohr RD (2002) Suggested subsidies are suboptimal unless combined with an output tax. NBER working paper no. 8723
- Kohn RE (1991) Porter's combination of tax and subsidy for controlling pollution. *J Environ Syst* 20(3):179–188
- Kohn RE (1992) When subsidies for pollution abatement increase total emissions. *South Econ J* 59(1):77–87
- Laffont JJ, Tirole J (1994) *A theory of incentives in procurement and regulation*. MIT Press, Cambridge
- Lerner AP (1972) Pollution abatement subsidies. *Am Econ Rev* 62(5):1009–1010
- Organization for Economic Cooperation and Development (1992) *The environmental industry in OECD countries: situation, perspectives and governmental policies*. OECD Editions, Paris
- Organization for Economic Cooperation and Development (1996) *The global environmental goods and services industry*. OECD Editions, Paris
- Organization for Economic Cooperation and Development/Eurostat (1999) *The environmental services industry: manual for data collection and analysis*. OECD Editions, Paris
- Parry IWH (1997) A second-best analysis of environmental subsidies. Working paper. Resources for the future
- Pigou AC (1920) *The economics of welfare*. Macmillan, London
- Requate T (2005) Timing and commitment of environmental policy, adoption of new technologies and repercussions on R&D. *Environ Resour Econ* 31:175–199
- Sinclair-Desgagné B (2008) The environmental goods and services industry. *Int Rev Environ Resour Econ* 2:69–99
- Stranlund JK (1997) Public technological aid to support compliance to environmental standards. *J Environ Econ Manag* 34:228–239
- United States International Trade Commission (2005) Air and noise pollution abatement services: an examination of US and foreign markets. Investigation report no. 332–461
- Wang H (2002) Pollution regulation and abatement efforts: evidence from China. *Ecol Econ* 41:85–94
- World Trade Organization (1998) Environmental services. Chapter IX of the committee on trade and environment's note on environmental benefits of removing trade restrictions and distortions



Emission taxes and the market for abatement goods and services[☆]

Maia David^{a,*}, Alain-Désiré Nimubona^b, Bernard Sinclair-Desgagné^{c,d}

^a INRA-AgroParisTech UMR Economie publique, F-78000 Thiverval-Grignon, France

^b Department of Economics, University of Waterloo, Canada

^c HEC Montreal, CIRANO and CIRAIG, Canada

^d Ecole polytechnique, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 24 July 2009

Received in revised form 5 January 2010

Accepted 14 April 2010

JEL classification:

D62

H23

L11

Keywords:

Eco-industry

Free-entry oligopoly

Endogenous market structure

Emission tax

ABSTRACT

This paper examines the effect of emission taxes on pollution abatement and social welfare, when abatement goods and services are provided by a Cournot oligopoly with free-entry. We point out initially that a higher tax not only increases demand for abatement; it also makes polluters less sensitive to price. This attracts a larger number of abatement suppliers while possibly inducing each one of them to produce less. Total abatement always goes up, however, when the delivery of abatement goods and services exhibits decreasing returns to scale. We then calculate the welfare-maximizing emission tax and compare it to the Pigouvian tax.

© 2010 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Over the past decades, polluters have come to largely rely on a growing number of specialized firms for the delivery of abatement goods and services. In France, for example, of the 1200 firms forming the

[☆] We thank Hassan Bencheikroun, Joan Canton, Robert Clark, Anthony Heyes, Paul Lanoie, Andrew Leach, and Justin Leroux for very helpful discussions and suggestions. This paper also benefited from valuable comments from participants in the Third World Congress of Environmental and Resource Economists, the 2006 European Summer School in Resource and Environmental Economics, the Canadian Resource and Environmental Economics Study Group Workshop, the Montreal Natural and Environmental Economics Workshop, and the 15th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists. The usual disclaimer applies.

* Corresponding author.

E-mail addresses: maia.david@agroparistech.fr (M. David), animubon@uwaterloo.ca (A.-D. Nimubona), bsd@hec.ca (B. Sinclair-Desgagné).

so called “eco-industry” in 2002, about half did not exist ten years earlier (Alary-Grall and Pijaudier-Cabot, 2002). In Canada, the number of these environment firms reached 7474 in 2000, an increase of 30% since 1996 (Industry Canada, 2002). The size of the eco-industry is now substantial in many developed countries such as the United States (USD 211 billion), the European Union (USD 210 billion) or Japan (USD 93 billion) (Selwyn and Leverett, 2006).

There is a broad consensus that demand for abatement goods and services and the size of the eco-industry are mainly driven by environmental regulation. However, only lately have economists begun to analyze the precise relationship between environmental policies and the market for abatement goods and services.¹ Baumol (1995) and Feess and Muehlheusser (1999, 2002) were the first to acknowledge the existence of an eco-industrial sector, but they did not explicitly address the consequences of imperfect competition between environment firms. This issue was taken up in a recent article by David and Sinclair-Desgagné (2005), who consider how different policy instruments – emission taxes, design standards and voluntary agreements – can affect the market power of an oligopolistic eco-industry (so the price of abatement goods and services and the consequent abatement efforts by polluters). An important conclusion is that the optimal emission tax in this context must depart from the Pigouvian rule (see also Requate, 2005; Nimubona and Sinclair-Desgagné, 2005; Canton et al., 2008; Canton, 2008; David and Sinclair-Desgagné, 2010). This emerging literature has so far assumed that environment firms were symmetric and fixed in number. As the above examples suggest, however, environmental regulation is likely to also have an impact on the entry and exit of abatement suppliers. Our objective is now to examine this impact and its ramifications for environmental policy.²

This paper’s main upshot is that a benevolent regulator should explicitly take into account the impact of environmental policy on the market for abatement goods and services. More specifically, a regulator seeking to set an optimal emission tax should foresee the ensuing structure (number of firms, elasticity of demand, etc.) of the eco-industry in order to keep the average production cost of abatement goods and services at a minimum. Conditions under which such a tax should be higher than, lower than or equal to the marginal damage of pollution, are spelled out below, in circumstances where the eco-industry forms a Cournot oligopoly with free-entry.³ If each environment firm’s output decreases with the tax, for instance (which is the case when abatement suppliers have more market power as environmental policy becomes more stringent), then the best policy is to set the emission tax below the Pigouvian level.

This analysis builds on, and extends (in a non-trivial way), the industrial organization literature dealing with the effects of demand changes on oligopolistic firms (see Quirnbach, 1988; Hamilton, 1999; Cowan, 2004; Okuguchi and Szidarovszky, 2005). In a paper closely related to ours, Hamilton (1999) finds that, if the inverse demand function exhibits a parallel upward shift (i.e., more can be sold at a given price), then the oligopoly’s output always expands; when the inverse demand curve experiences a clockwise rotation (so consumers become less price-sensitive), on the other hand, the oligopoly’s output will shrink. While Hamilton considers these two cases separately, we show here (according to David and Sinclair-Desgagné, 2005) that a new emission tax causes *both* changes in demand to occur *simultaneously*.⁴ We thus extend Hamilton’s work to take into account both effects simultaneously.

¹ For a survey of historical issues, stylized facts and the existing economic literature on this topic, see Sinclair-Desgagné (2008).

² Katsoulacos and Xepapadeas (1995), Requate (1997), Lee (1999) and Fujiwara (2009), among others, have already derived second-best emission taxes under an oligopolistic and endogenous market structure. Their focus was on the polluting sector, however, while we deal with the upstream sector providing abatement goods and services.

³ The assumption of an oligopolistic market structure is realistic for most eco-industrial segments. According to Powers and Wright (2005) for instance, the five largest firms in the air pollution control segment in the United States account for more than 70% of total revenue. The two largest, Bechtel and URS Corp., account for almost half the sector’s total income. For water and wastewater utilities, the global market is dominated by five multinational firms – Suez Environnement, Veolia Environnement, Sociedad General de Aguas de Barcelona, Thames Water and Benpres Holdings – which account for more than 45% of private projects in the sector (World Bank, 2003).

⁴ The demand rotation considered by Hamilton (1999), moreover, happens through the equilibrium point, while an emission tax rather brings on a rotation of the abatement demand curve around its horizontal intercept.

In line with Amir and Lambson (2000), moreover, we show that the characteristics of the cost function, in addition to changes in demand, matter for Cournot equilibria. We demonstrate that when the production of abatement is subject to increasing returns to scale – a situation which might often be encountered in some segments of the eco-industry – total output in the eco-industry may be reduced with the firm entry following a higher emission tax. A counter-intuitive situation may then occur where total abatement actually decreases with the tax. We obtain this result in another framework and using another methodology than Amir and Lambson (2000). Our analysis, moreover, highlights the specific role of environmental policy in fostering entry in the eco-industry and structuring demand for abatement goods and services.

The paper unfolds as follows. The next section presents our model. Section 3 examines the impact of emission taxes on the demand and supply of abatement goods and services. Section 4 then turns to the optimal pollution tax. Section 5 concludes our analysis and sketches some further research topics.

2. The model

Consider a representative price-taking firm selling a consumption good x at unit price P while producing a negative externality through polluting emissions e . The latter are a function $e(x, A)$ of output x and abatement effort A . To simplify matters without losing in qualitative insights, we shall focus thereafter on end-of-pipe abatement.⁵ This means that $e(x, A)$ can be seen as additively separable and be written as $e(x, A) = w(x) - \varepsilon(A)$. Each function is twice continuously differentiable, with $w'(x) > 0$, $\varepsilon'(A) > 0$, $w''(x) \geq 0$ and $\varepsilon''(A) < 0$. The first two inequalities capture the fact that pollution increases with the level of production and decreases with the level of abatement efforts; the third one says that the last unit of output pollutes more as total production increases; and the last inequality indicates there are decreasing returns to abatement. Let $C(x)$ be the polluting firm's production cost function, where $C'(x) > 0$ and $C''(x) \geq 0$ (so there are decreasing returns to production).

The means for abating emissions are supplied by an oligopolistic eco-industry with free entry and exit. Firms in this industry behave à la Cournot. The industry initially comprises m identical firms. An environment firm j supplying an amount a_j of abatement goods and services is characterized by a cost function $G(a_j) + F$, where $F > 0$ stands for setup costs and G is twice continuously differentiable. We have $G(0) = 0$ and $G'(a_j) > 0$, but returns to production can be increasing or decreasing (i.e. $G''(a_j)$ can be lower than, equal to or greater than zero).

Let ν denote the constant marginal social damage of polluting emissions. The representative polluter's inverse demand for abatement is given by $p(A)$, where the small letter p denotes the price of abatement goods and services. $p_A < 0$ and p_{AA} represent first and second derivatives, respectively. In order to ensure that a Cournot–Nash equilibrium in the eco-industry exists and is unique, we follow Amir and Lambson (2000) and assume that:

1. Either $G''(a_j) > p_A(A)$ and $p_{AA} \leq 0$ (i.e. $p(A)$ is concave).
2. Or else $G''(a_j) \leq p_A(A)$ and $2p_A + Ap_{AA} - G''(a_j) \leq 0$.

3. The impact of an emission tax

3.1. The polluter's behavior

In the presence of an emission tax⁶ t , the polluter's profit is given by

$$\pi(x, A) = Px - C(x) - pA - t[w(x) - \varepsilon(A)] \quad (1)$$

⁵ According to all empirical reports, end-of-pipe abatement goods and services currently account for more than 70% of the pollution-treatment segment of the eco-industry (see Sinclair-Desgagné, 2008, and the references therein).

⁶ We assume the emission tax is the only instrument used by the public authority, although there are several distortions in the economy (pollution, imperfect competition within the eco-industry, . . .). Many reasons explain why a regulator may detain less instruments than the number of distortions to correct: administrative costs, acceptability constraints, etc. (see Carraro and Metcalf, 2001). For an analysis of a combination of instruments (emission tax and abatement subsidy) in the presence of an eco-industry, see David and Sinclair-Desgagné (2010).

To maximize this, one must set the marginal return on output and the marginal cost of abatement respectively equal to the marginal cost of production and the marginal benefit of abatement, i.e.

$$P = C'(x^t) + tw'(x^t) \quad (2)$$

$$p = t\varepsilon'(A^t) \quad (3)$$

Straightforward comparative-statics from these first-order conditions (computations are given in [Appendix A](#)) yield $dx^t/dt = -w'(x^t)/[C''(x^t) + tw''(x^t)]$ and $dA^t/dt|_p = -\varepsilon'(A^t)/t\varepsilon''(A^t)$. The above assumptions now imply that $dx^t/dt < 0$ and $dA^t/dt|_p > 0$. In other words, when the emission tax is increased, the polluter decreases output while purchasing more abatement goods and services at a given price p .

Eq. (3) yields the inverse demand function for abatement:

$$p(A, t) = t\varepsilon'(A) \quad (4)$$

The slope of this function is $p_A = t\varepsilon''(A) \leq 0$, so (unsurprisingly) the inverse demand function for abatement is decreasing. We also have

$$p_t = \frac{\partial p(A, t)}{\partial t} \Big|_A = \varepsilon'(A) > 0 \quad (5)$$

so the price p at a given amount A of abatement goods and services goes up after a tax increase. Geometrically, this means that a tax rise will cause a parallel upwards shift of the inverse demand function (more demand for abatement at a given price). Note additionally that

$$p_{At} = \frac{\partial p_A}{\partial t} \Big|_A = \varepsilon''(A) \leq 0 \quad (6)$$

so the inverse demand function becomes steeper as the tax gets bigger. Graphically, this implies that a tax increase generates a clockwise rotation of the inverse demand function (abatement demand becomes less price-sensitive).

[Fig. 1](#) shows the combination of both effects. Since demand for abatement increases with the emission tax, each point on the new inverse demand curve is necessarily located on the right-hand side of the initial curve. The initial and final curves have the same horizontal intercept for Eq. (3) implies that $A^t = \varepsilon'^{-1}(p/t)$, so A does not depend on t at $p=0$. These results are now stated as a lemma.

Lemma 1. *An increase in the emission tax induces some combination of a parallel upwards shift ($p_t > 0$) and a clockwise rotation ($p_{At} \leq 0$) of the inverse demand curve for abatement.*

According to [Hamilton \(1999\)](#), these two effects on demand – a parallel shift and a rotation – have opposite consequences in an oligopolistic industry with free-entry. The former enhances total output whereas the latter tends to lower it (via the oligopolistic firms' exercise of market power). The final effect of an emission tax thus seems ambiguous and is now further examined.

3.2. The environment firms' behavior

A profit-maximizing environment firm j has to solve the following problem:

$$\max_{a_j} \Pi_j = p(A, t)a_j - G(a_j) - F \quad (7)$$

where the overall abatement goods and services being produced $A = \sum_{j=1}^m a_j$. The output delivered under a tax t (denoted as a_j^t) then solves the following first-order condition:

$$p(A^t, t) + a_j^t p_A(A^t, t) - G'(a_j^t) = 0 \quad (8)$$

Since all incumbent environment firms are symmetric, a similar equation is satisfied by every one of them so that, at equilibrium, each environment firm sells the same amount $a_j^t = a^t$.

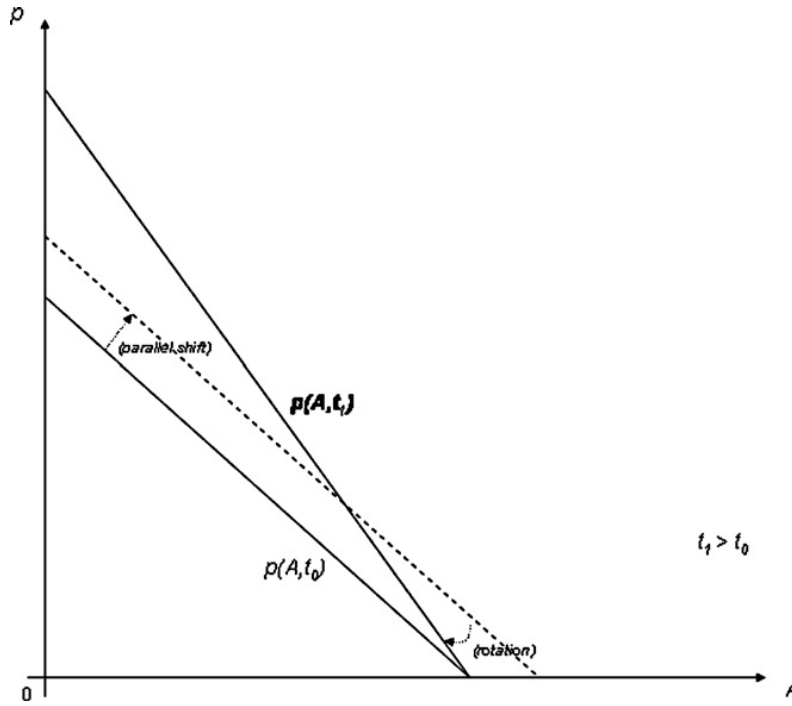


Fig. 1. Impact of a tax on the abatement demand curve.

Entry in the eco-industry, on the other hand, is determined by the zero-profit condition⁷

$$\Pi_j = p(A^t, t)a_j^t - G(a_j^t) - F = 0 \tag{9}$$

The equilibrium (a^t, m) associated with a tax t will then satisfy the following two equations:

$$\begin{cases} p(ma^t, t) + a^t p_A(ma^t, t) - G'(a^t) = 0 \\ p(ma^t, t)a^t - G(a^t) - F = 0 \end{cases} \tag{10}$$

3.2.1. Individual output and entry decision

Standard comparative statics derivations (shown in Appendix A) from the latter equations yield

$$\frac{da^t}{dt} = - \frac{a^t (p_A p_{At} - p_{AA} p_t)}{p_A (2 p_A + a^t p_{AA} - G''(a^t))} \tag{11}$$

$$\frac{dm}{dt} = \frac{-p_t (2 p_A + A^t p_{AA} - G''(a^t)) + (A^t - a^t) p_A p_{At}}{a^t p_A (2 p_A + a^t p_{AA} - G''(a^t))} \tag{12}$$

Given the assumptions of our model, we can show easily that $2 p_A + a^t p_{AA} - G''(a^t) \leq 0$, and, from Lemma 1, $p_t > 0$ and $p_{At} \leq 0$. Hence, the derivative dm/dt is positive whereas the sign of da^t/dt is ambiguous. The number of firms in the eco-industry therefore goes up under a more stringent tax on emissions, whereas an environment firm’s output may increase, decrease or remain constant. In fact,

$$\frac{da^t}{dt} \gtrless 0 \text{ if and only if } p_A p_{At} \gtrless p_{AA} p_t \tag{13}$$

The underlying intuition is the following. The greater $|p_A|$, the greater the eco-industry’s market power; the greater $|p_{At}|$, the more a tax raise amplifies such power; while the larger p_t , the more the polluter is willing to spend on abatement following a tax increase. The net impact of a more stringent emission tax thus comes from two effects. On the one hand, the upward shift in demand generated by a higher emission tax encourages environment firms to deliver more abatement goods and services.

⁷ To address entry in the model, the number of firms is treated as a continuous variable, as in Besley (1989), Mankiw and Whinston (1986) and Seade (1980). Given the assumptions of the model, there is a unique equilibrium number of firms.

Please cite this article in press as: David, M., et al., Emission taxes and the market for abatement goods and services. Resource Energy Econ. (2010), doi:10.1016/j.reseneeco.2010.04.010

On the other hand, the price-elasticity of demand being reduced, this gives an incentive to environment firms to strategically increase their price through output restriction. The expected higher profits attract new suppliers, which may result in a “business-stealing effect” and decrease each incumbent’s output (see Mankiw and Whinston, 1986).⁸ If the latter effect, which is captured by left-hand side $p_A p_{At}$ in expression (13) overcomes the larger demand effect, measured by $p_{AA} p_t$ on the right-hand side, then each environment firm ends up producing less. This constitutes our first proposition.

Proposition 1. *Following a higher emission tax, the number of firms in the eco-industry always goes up. Each environment firm’s output then decreases (increases; remains unchanged) if and only if the ensuing market power increase $p_A p_{At}$ dominates (falls short of; is equal to) the growth in demand for abatement goods and services $p_{AA} p_t$.*

In order to improve our understanding of condition (13), let us develop two examples. First, let us assume that $\varepsilon(A) = \ln(A + 1)$, which satisfies $\varepsilon(0) = 0$, $\varepsilon'(A) > 0$ and $\varepsilon'' < 0$. In this case, condition (13) is equivalent to⁹:

$$\frac{1}{(A + 1)^4} \cong \frac{2}{(A + 1)^4}$$

where the left-hand term is always inferior to the right-hand term. In other words, in this specific case, the individual output of eco-industrial firms always goes up with the emission tax. Now, let us consider that $\varepsilon(A) = \alpha A - \beta(A^2/2)$, where $\alpha, \beta > 0$.¹⁰ In this example, condition (13) is equivalent to:

$$\beta^2 \cong 0$$

where the left-hand term is always superior to zero. In this case, contrarily to the other example, the environment firms’ output always decreases following a higher emission tax, i.e. the market power effect dominates.

3.2.2. Total output

Environment firms being identical, we have at equilibrium $A^t = ma^t$ so $(dA^t/dt) = a^t(dm/dt) + m(da^t/dt)$. Substituting (11) and (12) in the latter gives

$$\frac{dA^t}{dt} = - \frac{a^t p_A p_{At} + [2p_A - G''(a^t)] p_t}{p_A [2p_A + a^t p_{AA} - G''(a^t)]} \quad (14)$$

Given our assumptions, the denominator in (14) is positive. The sign of dA^t/dt depends therefore on the sign of the numerator, and

$$\frac{dA^t}{dt} \gtrless 0 \quad \text{if and only if} \quad p_A p_{At} a^t \gtrless [G''(a^t) - 2p_A] p_t \quad (15)$$

As in condition (13), the net outcome depends again on the eco-industry’s market power relative to the representative polluter’s willingness to abate. To move further, let us now distinguish two cases.

Case 1: $G''(a) \geq 0$

When the cost of producing abatement goods and services is convex, the demand effect always outweighs the market power effect and we have

$$a^t p_A p_{At} < [G''(a^t) - 2p_A] p_t \quad (16)$$

To see this, note that (16) can be written as¹¹

$$t\varepsilon''(A)[\varepsilon''(A)a^t + 2\varepsilon'(A)] < G''(a^t)\varepsilon'(A) \quad (17)$$

⁸ As a consequence, some environment firms might actually oppose a more severe environmental policy, fearing it will trigger entry on their market segment.

⁹ Recall that $p(A, t) = t\varepsilon'(A)$.

¹⁰ Note that, at an equilibrium we always have $(\alpha/\beta) > A$ which ensures that $\varepsilon' > 0$ (a polluting firm never chooses an abatement level that increases its emissions).

¹¹ Recall that $p(A, t) = t\varepsilon'(A)$.

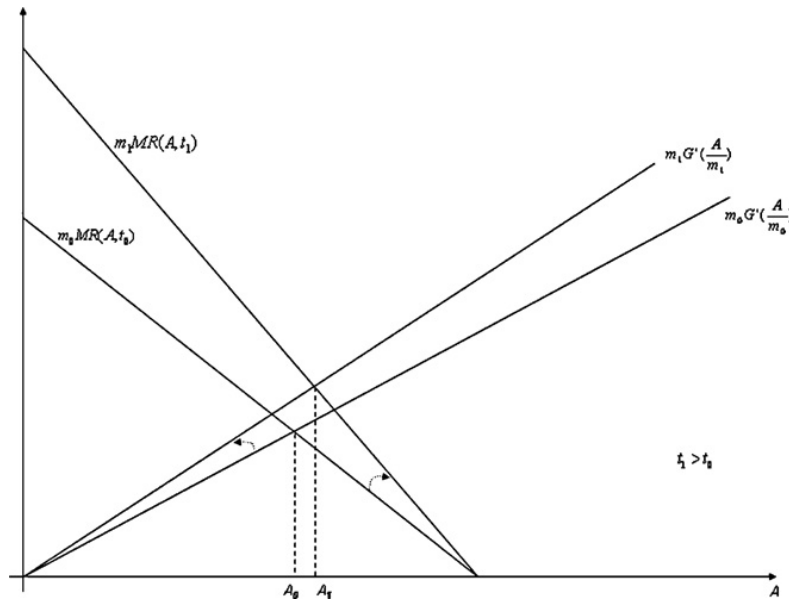


Fig. 2. Aggregate equilibria on the abatement market when $G''(a) > 0$.

At equilibrium, firm j 's marginal revenue is always positive, that is

$$p_A a^t + p(A) > 0 \tag{18}$$

The latter is equivalent to

$$t[\varepsilon''(A)a^t + \varepsilon'(A)] > 0 \tag{19}$$

so

$$t[\varepsilon''(A)a^t + 2\varepsilon'(A)] > 0 \tag{20}$$

The left-hand side of expression (17) is then negative, since $\varepsilon'' < 0$. As the right-hand side is necessarily weakly positive ($G'' \geq 0$ and $\varepsilon' > 0$), the inequality is thus verified. It follows that $(dA^t/dt) > 0$, meaning that the eco-industry's total output grows with the tax.

Case 2: $G''(a) < 0$

When the cost of producing abatement goods and services is strictly concave – a situation which might often be encountered in some segments of the eco-industry¹² – the left-hand side of expression (17) remains negative, but the right-hand side is also negative. The inequality may not hold, therefore, so dA^t/dt may be negative and pollution abatement may go down despite a higher emission tax.

This can be illustrated graphically. Summing up the individual (identical) first-order condition (8) over all incumbent firms gives

$$m p(A, t) + m a_j p_A(A, t) - m G'(a_j) = 0 \tag{21}$$

which is equivalent to

$$m p(A, t) + A p_A(A, t) = m G'\left(\frac{A}{m}\right) \tag{22}$$

The left-hand side is m times an environment firm's marginal revenue, while the right-hand side is m times its marginal cost. These two functions are depicted in Figs. 2 and 3.

Fig. 2 corresponds to Case 1, where the cost of making abatement goods and services is convex. The initial equilibrium output is A_0 . When the emission tax is raised, the marginal revenue curve rotates towards the right due to the rotation of the inverse demand curve and the increase in the number of

¹² According to Baumol (1995), for instance, environment firms are indeed characterized by high start-up costs and economies of scale.

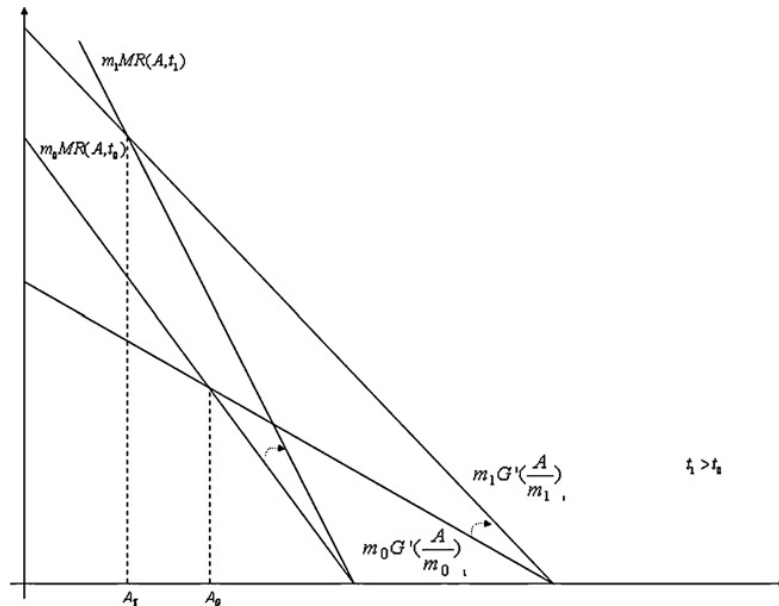


Fig. 3. Aggregate equilibria on the abatement market when $G'(a) < 0$.

incumbent firms m . The marginal cost curve, in contrast, may tilt to the right or to the left, as m increases while the individual marginal cost rotates to the right (since $G'(A/m)$ decreases for any given A). In all cases, however, the quantity of abatement goods and services finally delivered A_1 is larger than A_0 .

Fig. 3, on the other hand, corresponds to Case 2, where the cost of producing abatement goods and services is strictly concave. In this context, one can see that the curves move in such a way that the quantity of abatement goods and services ultimately provided can increase or decrease following a higher emission tax. In Fig. 3 for instance, $A_1 < A_0$.

These observations now support our second proposition:

Proposition 2. *In the presence of an oligopolistic eco-industry with free-entry, when production costs for abatement are convex (strictly concave), total abatement increases (might increase or decrease) with the emission tax.*

Amir and Lambson (2000) have already pointed out that the characteristics of the cost function play an important role in determining the output of an oligopoly with free-entry. According to these authors, if the industry exhibits decreasing returns to production, or if the slope of the marginal cost function is lower in absolute value than the slope of the inverse demand function, then total industry output increases and the equilibrium price goes down with the number of firms. (This is the so-called property of “quasi-competitiveness”.¹³) Conversely, if the industry faces increasing returns to production (and the slope of the marginal cost function is higher in absolute value than the slope of the inverse demand function) and the firms’ profit functions are quasi-concave, per-firm and industry outputs decrease in the number of firms. This counter-intuitive result, which Amir and Lambson (2000) refer to as the “quasi-anticompetitive case”, implies that the equilibrium price rises despite free-entry in the industry, regardless of the initial number of firms.¹⁴

The results in Proposition 2 are somewhat in line with Amir and Lambson’s, although we use another methodology.¹⁵ Moreover, this proposition has strong implications for environmental policy-making as it shows that the emission tax can actually reduce the total quantity of abatement in the economy, which is the exact opposite of the expected effect. Whether the case where the eco-industry

¹³ This property was observed earlier by Frank (1965) and Novshek (1980).

¹⁴ In different settings, Salop (1979) and Rosenthal (1980) also obtain the same result.

¹⁵ Amir and Lambson (2000) obtain these results using lattice programming, while we do not.

experiences increasing returns to scale is realistic depends on the studied segments of the eco-industry. In activities related to air treatment and air pollution control, for instance, some learning economies can occur due to the fact that these industries are relatively new and/or use new technologies.¹⁶

With this background, let us now turn to the optimal emission tax. From now on, we concentrate on the case where $(dA^t/dt) > 0$. Recall that this is always true when the production costs in the eco-industry are convex. It would be useless to examine the optimal emission tax in the case where $(dA^t/dt) < 0$ as the tax would then obviously be inefficient to reduce pollution and should be replaced by a more appropriate instrument.

4. The optimal emission tax

Consider now a benevolent regulator who chooses the emission tax in order to maximize social welfare. The latter is defined as the sum of consumer surplus, the representative polluter's profit and the eco-industry's profit, minus the value of the damages inflicted by the polluting emissions. The regulator must then solve the following problem:

$$\max_t W(t) = \int_0^{x^t} P(u)du - C(x^t) - \sum_{j=1}^m G(a^t) - m(t)F - v[w(x^t) - \varepsilon(A^t)] \quad (23)$$

Since all environment firms choose the same output, social welfare can be written as

$$W = \int_0^{x^t} P(u)du - C(x^t) - m(t)G\left(\frac{A^t}{m(t)}\right) - m(t)F - v[w(x^t) - \varepsilon(A^t)] \quad (24)$$

The optimal tax t^* is now given by the following formula (computations can be found in Appendix A):

$$t^* = v \left[\frac{w'(x^t)dx^t/dt - \varepsilon'(A^t)dA^t/dt}{w'(x^t)dx^t/dt - \varepsilon'(A^t)dA^t/dt - (A^t/m)\varepsilon''(dA^t/dt - (A^t/m)dm/dt)} \right] \quad (25)$$

Compared to the formula derived in David and Sinclair-Desgagné (2005) where the number of environment firms is fixed, the latter takes into account the impact of a tax on the number of firms in the eco-industry, which is captured by the term $-(A^t/m)dm/dt$ in the denominator. Note that the optimal emission tax is always lower in the free-entry case than when the number of environment firms is fixed ($dm/dt = 0$).

The numerator in (25) is unambiguously negative, for $w' > 0$, $dx^t/dt < 0$, $dA^t/dt > 0$ and $\varepsilon' > 0$. Since $\varepsilon'' < 0$, $dm/dt > 0$ and $\varepsilon'(A^t) + (A^t/m)\varepsilon'' > 0$ (the latter by Eq. (19)), moreover, the denominator also turns out to be negative. The optimal emission tax is thus positive. We have, furthermore,

$$t^* \gtrless v \quad \text{if and only if} \quad \frac{dA^t}{dt} - \frac{A^t}{m} \frac{dm}{dt} \gtrless 0 \quad (26)$$

Two opposite factors will therefore determine whether t^* should be greater or lesser than the Pigouvian rate.¹⁷

The first one is captured by dA^t/dt . Since this derivative is positive in the section, it plays in favor of an optimal tax above v . This effect is similar to the one observed in David and Sinclair-Desgagné (2005). Being imperfectly competitive, the eco-industry sets the price of abatement goods and services above the marginal cost of abatement; the emission tax should then be larger than the Pigouvian rate in order to make polluters abate at a sufficient level.

The second factor, represented by $-(A^t/m)dm/dt$ which is negative, supports instead an emission tax lower than v . It accounts for the fact that an increase in the number m of incumbent firms can

¹⁶ See Fudenberg and Tirole (1983) for a model where marginal costs are decreasing due to learning-by-doing effects.

¹⁷ Had we also assumed imperfect competition within the polluting industry, this would have played in favor of an optimal tax below the Pigouvian rate. In fact, since the emission tax amplifies the distortion due to imperfect competition among polluters, it should be set at a low level (see Canton et al., 2008; Nimubona and Sinclair-Desgagné, 2005).

actually hamper welfare. As explained in [Tirole \(1988\)](#), for instance, the number of firms in a Cournot oligopoly with free-entry might be excessive, as too many setup costs are born compared to what is socially optimal. Given that a higher emission tax tends to amplify this distortion, this seems to motivate a tax level lower than the Pigouvian one.¹⁸

Note that condition (26) can also be written as

$$t^* \begin{cases} \geq v \\ \leq v \end{cases} \text{ if and only if } \frac{da^t}{dt} \begin{cases} \geq 0 \\ \leq 0 \end{cases} \quad (27)$$

This remark and the previous ones are summarized in the next proposition.

Proposition 3. *When abatement is provided by an oligopolistic eco-industry with free-entry, the optimal emission tax may exceed, fall short or be equal to the Pigouvian rate, depending on its effect on total abatement supply relative to entry in the eco-industry. If a higher tax reduces the individual output of an environment firm, for instance, the optimal emission tax must be lower than the Pigouvian rate.*

The impact of an emission tax on the individual output of environment firms thus turns out to be a crucial piece of information in the design of environmental policy.

5. Concluding remarks

Common wisdom contends that higher emissions taxes foster pollution abatement. One objective of this paper was to qualify this assertion, considering the fast-growing market for abatement goods and services. Even though a more stringent emission tax induces new abatement suppliers to enter this market, we showed that this might not necessarily induce more abatement efforts and altogether benefit society. For such a tax will not only increase demand for abatement goods and services, it will also make this demand less price-elastic. In this context, new environment firms may cause incumbent ones to reduce their output. The regulator in this case should set the emission tax at a lower level than the Pigouvian tax.

An important policy implication of our findings is that the regulator should seek environmental measures which simultaneously increase polluters' willingness to buy abatement goods and services *and* the sensitivity of abatement demand to price. Our results suggest, moreover, that simply encouraging entry in the eco-industry following the adoption of stricter environmental regulation might not necessarily benefit the environment.

Our analysis did, of course, overlook a number of features. First, we ignored the fact that the number of firms in the eco-industry must be an integer, and used marginal analysis to study the impact of taxation on the market for abatement goods and services. Second, we limited our analysis to the emission tax; it would be interesting to introduce other policy instruments such as an abatement subsidy, a design standard or tradable permits. Last, we supposed that the eco-industry was a Cournot oligopoly, while several stylized facts (see [Sinclair-Desgagné, 2008](#)) suggest that other market structures, such as monopolistic competition, dominant firms with a competitive fringe, or multiproduct (sometimes themselves polluting) oligopolies¹⁹ might also be realistic. We can show, however, that our main qualitative results would remain valid in a monopolistic market or in the case of a dominant firm with a competitive fringe.²⁰

¹⁸ Of course, a larger m also has welfare-enhancing consequences: by fostering competition between environment firms, it allows more pollution abatement to take place at equilibrium. This effect is captured by the term da^t/dt .

¹⁹ The case of Bayer, one of the world's leading chemical manufacturers, constitutes a good example of the latter. Since its creation in the 1800s, it has had to handle its own polluting materials and waste. This gave the company considerable experience on the matter and lead it to establish an independent Environmental Division specialized in waste management. This division is now supplying its services in Brazil to the local Bayer chemical firm as well as to other polluting firms ([Steenblik et al., 2005](#)).

²⁰ In all these market structures, the eco-industry's mark-up is linked to the price-elasticity of demand for abatement, which is affected in the same way by a variation of the emission tax. The same mechanisms are then observed.

Appendix A

A.1. Comparative-statics analysis for the polluting industry

Differentiating Eqs. (2) and (3) with respect to t yields

$$\begin{cases} -C''(x^t) \frac{dx^t}{dt} - tw''(x^t) \frac{dx^t}{dt} = w'(x^t) \\ -t\varepsilon''(A^t) \frac{dA^t}{dt} \Big|_p = \varepsilon'(A^t) \end{cases}$$

After solving this equation system using Cramer's rule, we get

$$\begin{cases} \frac{dx^t}{dt} = -\frac{w'(x^t)}{C''(x^t) + tw''(x^t)} \\ \frac{dA^t}{dt} \Big|_p = -\frac{\varepsilon'(A^t)}{t\varepsilon''(A^t)} \end{cases}$$

A.2. Comparative-statics analysis for the eco-industry

Differentiating equations in (10) with respect to the level of taxation t yields

$$\begin{cases} p_t + p_A \left(m \frac{da^t}{dt} + a^t \frac{dm}{dt} \right) + a^t p_{At} + p_A \frac{da^t}{dt} + a^t p_{AA} \left(m \frac{da^t}{dt} + a^t \frac{dm}{dt} \right) - G'(a^t) \frac{da^t}{dt} = 0 \\ p(A^t, t) \frac{da^t}{dt} + a^t p_t + a^t p_A \left(m \frac{da^t}{dt} + a^t \frac{dm}{dt} \right) - G'(a^t) \frac{da^t}{dt} = 0 \end{cases}$$

This is equivalent to

$$\begin{cases} \left[(m+1)p_A + ma^t p_{AA} - G'(a^t) \right] \frac{da^t}{dt} + \left[a^t p_A + (a^t)^2 p_{AA} \right] \frac{dm}{dt} = -(p_t + a^t p_{At}) \\ \left[p(A^t, t) + ma^t p_A - G'(a^t) \right] \frac{da^t}{dt} + (a^t)^2 p_A \frac{dm}{dt} = -a^t p_t \end{cases}$$

Using Cramer's rule, we then obtain the following equations:

$$\begin{cases} \frac{da^t}{dt} = -\frac{a^t (p_A p_{At} - p_{AA} p_t)}{p_A [2p_A + a^t p_{AA} - G'(a^t)]} \\ \frac{dm}{dt} = \frac{-p_t [2p_A + a^t p_{AA} - G'(a^t)] + (A^t - a^t) p_A p_{At}}{a^t p_A [2p_A + a^t p_{AA} - G'(a^t)]} \end{cases}$$

A.3. The optimal pollution tax

Total differentiation of $W(t)$ with respect to t yields:

$$\frac{dW}{dt} = \frac{\partial W}{\partial x} \frac{dx^t}{dt} + \frac{\partial W}{\partial A} \frac{dA^t}{dt} + \frac{\partial W}{\partial m} \frac{dm}{dt} = 0$$

where

$$\frac{\partial W}{\partial x} \frac{dx^t}{dt} = [P(x^t) - C'(x^t) - vw'(x^t)] \frac{dx^t}{dt}$$

$$\frac{\partial W}{\partial A} \frac{dA^t}{dt} = \left[-G' \left(\frac{A^t}{m(t)} \right) + v\varepsilon'(A^t) \right] \frac{dA^t}{dt}$$

and

$$\frac{\partial W}{\partial m} \frac{dm}{dt} = \left[-G\left(\frac{A^t}{m(t)}\right) + \frac{A^t}{m(t)} G'\left(\frac{A^t}{m(t)}\right) - F \right] \frac{dm}{dt}$$

Thus,

$$\begin{aligned} \frac{dW}{dt} &= [P(x^t) - C'(x^t)] \frac{dx^t}{dt} - G'\left(\frac{A^t}{m(t)}\right) \frac{dA^t}{dt} - G\left(\frac{A^t}{m(t)}\right) \frac{dm}{dt} - F \frac{dm}{dt} + \frac{A^t}{m(t)} G'\left(\frac{A^t}{m(t)}\right) \frac{dm}{dt} \\ &\quad - v \left[w'(x^t) \frac{dx^t}{dt} - \varepsilon'(A^t) \frac{dA^t}{dt} \right] = 0 \end{aligned} \quad (28)$$

Substituting (2) and (8) into (28) yields

$$\begin{aligned} tw'(x^t) \frac{dx^t}{dt} - \left[p(A^t) + \frac{A^t}{m(t)} p_A(A^t) \right] \frac{dA^t}{dt} - G(a^t) \frac{dm}{dt} - F \frac{dm}{dt} + \frac{A^t}{m(t)} \left[p(A^t) + \frac{A^t}{m(t)} p_A(A^t) \right] \frac{dm}{dt} \\ = v \left[w'(x) \frac{dx^t}{dt} - \varepsilon'(A^t) \frac{dA^t}{dt} \right] \end{aligned}$$

After some computations, we now have

$$\begin{aligned} tw'(x^t) \frac{dx^t}{dt} - p(A^t) \frac{dA^t}{dt} - \frac{A^t}{m(t)} p_A(A^t) \frac{dA^t}{dt} - G(a^t) \frac{dm}{dt} - F \frac{dm}{dt} + \frac{A^t}{m(t)} p(A^t) \frac{dm}{dt} \\ + \frac{(A^t)^2}{m^2(t)} p_A(A^t) \frac{dm}{dt} = v \left[w'(x^t) \frac{dx^t}{dt} - \varepsilon'(A^t) \frac{dA^t}{dt} \right] \end{aligned} \quad (29)$$

Substituting (3) and (9) into (29) leads to

$$tw'(x^t) \frac{dx^t}{dt} - t\varepsilon'(A^t) \frac{dA^t}{dt} - \frac{A^t}{m(t)} p_A(A^t) \frac{dA^t}{dt} + \frac{tA^2 \varepsilon''(A^t)}{m^2(t)} \frac{dm}{dt} = v \left[w'(x^t) \frac{dx^t}{dt} - \varepsilon'(A^t) \frac{dA^t}{dt} \right] \quad (30)$$

Given that $p_A = t\varepsilon''(A^t)$, solving Eq. (30) with respect to t gives expression (25).

References

- Alary-Grall, L., Pijaudier-Cabot, F., 2002. Eco-industries: des enjeux de taille. *Cahier Industries* 75, 13–21.
- Amir, R., Lambson, V.E., 2000. On the effects of entry in Cournot markets. *Review of Economic Studies* 67 (2), 235–254.
- Baumol, W.J., 1995. Environmental industries with substantial start-up costs as contributors to trade competitiveness. *Annual Review of Energy and the Environment* 20, 71–81.
- Besley, T.J., 1989. Commodity taxation and imperfect competition: a note on the effects of entry. *Journal of Public Economics* 40 (3), 359–367.
- Canton, J., 2008. Redealing the cards: how an eco-industry modifies the political economy of environmental taxation. *Resource and Energy Economics* 30 (3), 295–315.
- Canton, J., Soubeyran, A., Stahn, H., 2008. Optimal environmental policy, vertical structure and imperfect competition. *Environmental and Resource Economics* 40, 369–382.
- Carraro, C., Metcalf, G.E., 2001. Behavioral and Distributional Effects of Environmental Policy. NBER & University of Chicago Press.
- Cowan, S., 2004. Demand shifts and imperfect competition. *Economics Working Paper number 188*, Oxford University.
- David, M., Sinclair-Desgagné, B., 2005. Environmental regulation and the eco-industry. *Journal of Regulatory Economics* 28 (2), 141–155.
- David, M., Sinclair-Desgagné, B., 2010. Pollution abatement subsidies and the eco-industry. *Environmental and Resource Economics*. 45 (2), 271–282.
- Feess, E., Muehlheusser, G., 1999. Strategic environmental policy, international trade, and the learning curve: the significance of the environmental industry. *Review of Economics* 50 (2), 178–194.
- Feess, E., Muehlheusser, G., 2002. Strategic environmental policy, clean technologies and the learning curve. *Environmental and Resource Economics* 23, 149–166.
- Frank, C.R., 1965. Entry in a Cournot market. *The Review of Economic Studies* 32 (3), 245–250.
- Fudenberg, D., Tirole, J., 1983. Learning-by-doing and market performance. *The Bell Journal of Economics* 14 (2), 522–530.
- Fujiwara, K., 2009. Environmental policies in a differentiated oligopoly revisited. *Resource and Energy Economics* 31 (3), 239–247.

- Hamilton, S.F., 1999. Demand shifts and market structure in free-entry oligopoly equilibria. *International Journal of Industrial Organization* 17, 259–275.
- Industry Canada, 2002. *Canada's Environment Industry: An Overview*. Environmental Affairs Branch, Ottawa, Canada.
- Katsoulacos, Y., Xepapadeas, A., 1995. Environmental policy under oligopoly with endogenous market structure. *Scandinavian Journal of Economics* 97 (3), 411–420.
- Lee, S.H., 1999. Optimal taxation for polluting oligopolists with endogenous market structure. *Journal of Regulatory Economics* 15, 293–308.
- Mankiw, N.G., Whinston, M.D., 1986. Free entry and social inefficiency. *Rand Journal of Economics* 17 (1), 48–58.
- Nimubona, A.D., Sinclair-Desgagné, B., 2005. The Pigouvian Tax Rule in the Presence of an Eco-Industry. Working Paper 57-05 FEEM.
- Novshek, W., 1980. Cournot equilibrium with free entry. *Review of Economic Studies* 47, 473–487.
- Okuguchi, K., Szidarovszky, F., 2005. Changes in demand function in Cournot oligopoly. *Pacific Economic Review* 10 (3), 371–378.
- Powers, M.E., Wright, A.J., 2005. The top 200 environmental firms. *Engineering News Record* (July 4), 30–50.
- Quirnbach, H.C., 1988. Comparative statics for oligopoly: demand shift effects. *International Economic Review* 29 (3), 451–459.
- Requate, T., 1997. Green taxes in oligopoly if the number of firms is endogenous. *Finanzarchiv* 54, 261–280.
- Requate, T., 2005. Timing and commitment of environmental policy, adoption of new technology, and repercussions on R&D. *Environmental and Resource Economics* 21, 175–199.
- Rosenthal, R.W., 1980. A model in which an increase in the number of sellers leads to a higher price. *Econometrica* 48 (6), 1575–1580.
- Salop, S.C., 1979. Monopolistic competition with outside goods. *The Bell Journal of Economics* 10 (1), 141–156.
- Seade, J., 1980. On the effects of entry. *Econometrica* 48 (2), 479–489.
- Selwyn, J., Leverett, B., 2006. *Emerging Markets in the Environmental Sector*. Report to the UK Department of Trade and Industry, November 2006.
- Sinclair-Desgagné, B., 2008. The environmental goods and services industry. *International Review of Environmental and Resource Economics* 2, 69–99.
- Steenblik, R., Drouet, D., Stubbs, G., 2005. Synergies between Trade in Environmental Services and Trade in Environmental Goods. Trade and Environment Working Paper 2005-01. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris, France.
- Tirole, J., 1988. *The Theory of Industrial Organization*. MIT Press, Cambridge, MA.
- World Bank, 2003. *Private Participation in Infrastructure: Trends in Developing Countries 1990–2001*. World Bank, Washington, DC.

Environmental Regulation and Horizontal Mergers in the Eco-industry*

Joan Canton¹, Maia David² and Bernard Sinclair-Desgagné³

¹*European Commission, Directorate-General for Economics and Financial Services. BU-1 04/39, Avenue de Beaulieu, 1160 Brussels, Belgium; joan.canton@ec.europa.eu*

²*UMR INRA-AgroParisTech Economie Publique. 16 rue Claude Bernard, F-75231 Paris, France; maia.david@agroparistech.fr*

³*HEC Montréal, CIRANO and École Polytechnique (Paris). 3000, chemin de la Côte-Sainte-Catherine. Montréal (Québec) Canada H3T 2A7; bsd@hec.ca*

ABSTRACT

This paper considers the welfare and policy implications of a merger between environment firms (i.e., firms managing environmental resources or supplying pollution abatement goods and services). The traditional analysis of mergers in Cournot oligopolies is extended in two ways. First, we show how a pollution tax affects the incentives of environment firms to merge. Second, we stress that mergers in the eco-industry impact welfare beyond what is observed in other sectors, due to an extra effect on pollution abatement efforts. This might lead to disagreements between an anti-trust agency seeking to limit market concentration which can be detrimental to consumer surplus and a benevolent regulator who maximizes total welfare.

Keywords: Eco-industry; horizontal mergers; environmental policy.

JEL Code: D62, H23, L11.

* We wish to thank Amrita Ray Chaudhuri, Estelle Gozlan, Stéphane De Cara, Gérard Gaudet, Timo Goeschl, Anthony Heyes, Sophie Legras, Martin Pesendorfer, Patrick Rey, Leslie Shiell, John Sutton and two anonymous reviewers for valuable comments and suggestions. We are also grateful to participants in seminars and conferences held in Grenoble, Halifax, Heidelberg, Kyoto, London, Montréal, Ottawa, Paris, Québec city, Stockholm, Thessaloniki and Valencia.

INTRODUCTION

Over the past decades, the provision of goods and services to abate pollution or manage environmental resources has by and large become the core business of specialized private firms. This so-called eco-industry is now approaching the aerospace and pharmaceutical sectors in size, with an estimated 2005 global market of US \$653 billion that is expected to reach US \$776 billion by the end of 2010.¹ In Europe, the eco-industry is one of the biggest sectors with an annual turnover of 319 billion euros and has been growing by around 8% per annum (European Commission, 2010). Unsurprisingly, government agencies and policy makers are paying extra attention to this sector: not only does it account for a significant number of jobs (2 million jobs in the European Union alone in 2002, according to European Commission, 2010), it also constitutes a key ingredient of industrial competitiveness, trade advantage and social stability in a world where the pressure to protect environmental resources is mounting.

Acknowledging this development, the economic literature has lately re-examined optimal environmental policies in the presence of an eco-industry, assuming the economy is either closed (David and Sinclair-Desgagné, 2005; Nimubona and Sinclair-Desgagné, 2005; Requate, 2005; Canton *et al.*, 2008; David *et al.*, 2011) or open (Fees and Muehlheusser, 2002; Copeland, 2005; Canton, 2007). These articles, however, did not study how environmental regulation affects concentration and mergers in the eco-industry. Investigating such aspects of industry structure seems nevertheless crucial for an understanding of the supply of environmental resources and abatement technologies. In a first attempt to do so, David *et al.* (2011) just took into account endogenous entry and exit by environment firms in establishing optimal emission taxes. The present paper, on the other hand, considers the relationship between emission taxes and mergers of environment firms.

Mergers and acquisitions are quite frequent in the eco-industry. The main firms in the U.S. waste management market, for instance, namely Waste Management Inc., Allied Waste Inc. and Republic Services, secured their growth throughout the 1980s and 1990s via mergers and acquisitions. In the air pollution abatement segment, BASF Catalyst, a division of the German chemical manufacturer BASF, announced in May 2006 it had finally got hold of its U.S. competitor Engelhard, in a hostile takeover that ended up costing more than US \$5 billion; this acquisition constitutes BASF's largest such transaction in its 140-year history. In water treatment, Idaho-based Blue Water Technologies Inc. announced in September 2006 it had acquired Applied Process Technology Inc., a Texan filter producer. These cases, and many others, seem to corroborate a trend reported earlier by the World Trade Organization (WTO, 1998):

The available evidence suggests that there is a tendency towards increasing concentration in the environmental industry. A study on mergers and acquisitions in the US in the environmental industry suggests that scale benefits

¹ These figures are from Environmental Business International (2006), a private firm which has been collecting and publishing data on the environment industry since 1988.

and consumer preferences favour large firms which tend to achieve higher returns than their smaller rivals [...]. As a result of these developments, the number of mergers and acquisitions increased between 1987 and 1991 at an annual rate of 56 per cent to reach 223 transactions in 1991. More recent reports from industry sources suggest that half the private market in the United States is controlled by the top ten companies.

Horizontal mergers have of course been a matter of public policy concern for some time already (see the Clayton Act, 1914 and the Treaty of Rome, Article 81(1), 1957). To inform antitrust authorities, one early branch of the literature looked at the welfare implications of mergers (Williamson, 1968; Farrel and Shapiro, 1990). On the one hand, mergers may generate scale economies and deliver efficiency gains; on the other hand, they can reduce industry competition and induce losses in consumer surplus. Public authorities will then have to trade-off these positive and negative effects in deciding to approve a merger or not.

Another stream of literature would rather analyze incentives for firms to merge, by comparing profits before and after a merger. Under linear demand and cost functions, Salant *et al.* (1983) initially showed that the number of firms merging together must account for at least 80% of incumbent firms in order to make a merger profitable. Extending this model, Fauli-Oller (1997) next emphasized the concavity of demand as the main determinant of profitability: the more concave the demand function, the less lucrative the merger. An important caveat of these analyses is that, with linear costs, firms remained identical after a merger to what they were beforehand. Perry and Porter (1985) first relaxed the linear-cost assumption, thereby introducing synergies through the amount of the industry's total capital stock possessed by incumbent firms — the larger a firm's share of capital, the lower its production costs. Based on this approach, McAfee and Williams (1992) returned to the welfare implications of horizontal mergers, showing that current Mergers Guidelines might at the same time authorize some welfare-reducing mergers and forbid some profitable welfare-enhancing ones.

The merger literature was more recently specialized to investigate the relationship between environmental regulation and incentives to merge (Hennessy and Roosen, 1999; Benckroun and Ray-Chaudhuri, 2007). Current work deals with polluting sectors, however, not the eco-industry. The latter, to be sure, raises a number of specific issues.² First, while incentives to merge are of course also influenced by environmental policy, the relationship holds in a different way: as first pointed out by David and Sinclair-Desgagné (2005), environmental policy affects both the size and *elasticity* of demand for environmental goods and services, hence the market power and potential spillovers resulting from a merger. Second, the welfare implications of a given merger go beyond consumer surplus and firm profit. Such a merger influences the supply of environmental

² The environmental policy affects the incentives to merge among polluters through its effect on *costs* whereas in the case of the eco-industry, incentives to merge are modified through variations in *demand*.

goods and services, which then impinges on the quality of the environment; the traditional trade-off between lower production costs and consumer surplus reduction must therefore be properly extended.³

This paper's *raison d'être* is then to consider horizontal mergers in the eco-industry, dealing with the above specificities in a Perry and Porter (1985) and McAfee and Williams (1992) framework where such mergers also entail reductions in production cost. We show first that the minimal size for a profitable merger increases with the stringency of environmental regulation; it follows that mergers are less likely to occur as environmental policy tightens up. This result seems empirically testable. It implies, moreover, that putting stronger requirements on polluters might not lower competition in the eco-industry and exacerbate consequently the market power of environment firms. We also stress that, since mergers in the eco-industry impact welfare beyond what is observed in other sectors due to their effect on abatement efforts, some disagreements might arise between an anti-trust agency seeking to limit the impact of market concentration on consumer surplus and a benevolent regulator who wants to maximize total welfare.

The paper unfolds as follows. The following section presents our model. "The horizontal mergers" section delivers our key result that a higher tax on polluting emissions reduces incentives to merge in the eco-industry. A section on welfare analysis next explores the conditions under which a merger in the eco-industry is welfare enhancing. "Conflicts within government" section illustrates and discusses when the position of an antitrust agency in this context might differ from the one of a benevolent regulator. The last section contains concluding remarks.

THE BASIC MODEL

Consider a representative price-taking polluting firm that produces one consumption good and sells it on a competitive market at unit price P .⁴ The marginal production cost for this good is assumed to be constant and is referred to as c . For an output level x , the firm generates polluting emissions $e(x, A)$, where A represents the firm's abatement effort. Without loss of generality, we take the emission function to be $e(x, A) = \frac{1}{2}(x - A)^2$. This means that $e_x(x, A) > 0$ (more production entails more pollution), $e_A(x, A) < 0$ (more abatement decreases total emissions), $e_{xx}(x, A) > 0$ (emissions from the last unit produced increase with the production level), and $e_{AA}(x, A) > 0$ (abatement effort is subject to diseconomies of scale). Last, we have $e_{xA}(x, A) < 0$ (the higher the abatement, the less the last unit produced generates pollution).⁵

³ This is also true when considering mergers in the polluting industry but the effects on the environment are expected to be different and, to our knowledge, this has not yet been analyzed in the literature.

⁴ An oligopolistic polluting industry could also be considered without modifying our main results, as long as this industry acts as a price-taker on the market for abatement goods and services. For more on vertical Cournot oligopolies and merger profitability, see Allain and Souam (2006).

⁵ Compared to David and Sinclair-Desgagné (2005), David *et al.* (2011) and Canton *et al.* (2008), we do not assume that the emission function is additively separable.

The representative polluting firm is subject to a constant tax t per-unit of emission. However, it can purchase abatement goods and services from a specialized environment industry at a unit price p . It then sets production and abatement efforts in order to maximize the following profits:

$$\max_{x,A} \varphi = Px - cx - pA - te(x, A) \quad (1)$$

Normalizing final consumers' demand as $P(x) = 1 - x$, basic calculations yield the following optimal levels of production and abatement for the polluting firm:

$$x = 1 - c - p \quad (2)$$

$$A = 1 - c - \frac{1+t}{t}p \quad (3)$$

Let $p(A)$ denote the inverse demand function faced by the environment firms. It is given by the polluters' decision to abate, as captured by Equation (3). Rearranging this equation, the inverse demand is then $p(A) = \alpha_1 - \alpha_2 A$, where $\alpha_1 = \frac{(1-c)t}{1+t}$ and $\alpha_2 = \frac{t}{1+t}$. Note that both coefficients — the intercept and the slope — are increasing in t , the environmental tax.

The eco-industry is initially composed of n identical firms competing à la Cournot. Following McAfee and Williams (1992), let the total cost of an environment firm i be equal to $\frac{a_i^2}{2k_i}$, where a_i is the firm's output and k_i its capital investment. Firms are identical and $\sum_{i=1}^n k_i = K$. Each firm thus holds an equal share $k_i = k = \frac{K}{n}$ of the industry's global capital. Define

$$\beta_i = \frac{\alpha_2 k_i}{\alpha_2 k_i + 1}$$

and

$$B = \sum_{i=1}^n \beta_i$$

One can check that β_i corresponds to firm i 's market share, whereas B renders the overall size of the environment market.⁶

The following equilibrium quantities and price are now derived for the pre-merger case where all firms are symmetric (McAfee and Williams, 1992).⁷

$$a = \frac{\alpha_1}{\alpha_2} \frac{\beta}{1+B}$$

$$A = \frac{\alpha_1}{\alpha_2} \frac{B}{1+B}$$

$$p = \frac{\alpha_1}{1+B}$$

⁶ More precisely, the market share of a firm i is $s_i = \frac{\beta_i}{B}$.

⁷ In this case, $k_i = k, \forall i$ and $\beta_i = \beta, \forall i$. Therefore $a_i = a, \forall i$.

An environment firm's profit is then

$$\pi = pa - \frac{a^2}{2k} \quad (4)$$

HORIZONTAL MERGERS

This section will now consider the incentives of environment firms to merge. The first part studies the minimal size of a profitable merger. The second part examines the impact of environmental policy.

On Merger Size and Profitability

Suppose that s firms in the eco-industry decide to merge. The total capital of the new entity is then sk . Indexing by s the equilibrium values for the merged firm and by o those for each of the $(n - s)$ remaining firms (the *outsiders*), we have

$$\beta_s = \frac{\alpha_2 sk}{\alpha_2 sk + 1}$$

$$\beta_o = \beta = \frac{\alpha_2 k}{\alpha_2 k + 1}$$

In this case, B becomes $B_m = \beta_s + (n - s)\beta_o$, so

$$B_m = \frac{s(\alpha_2 k)^2(1 + n - s) + n\alpha_2 k}{(s\alpha_2 k + 1)(\alpha_2 k + 1)}$$

and

$$a_s = \frac{\alpha_1}{\alpha_2} \cdot \frac{\beta_s}{1 + B_m}$$

$$a_o = \frac{\alpha_1}{\alpha_2} \cdot \frac{\beta_o}{1 + B_m}$$

Total output is now

$$A_m = \frac{\alpha_1}{\alpha_2} \cdot \frac{B_m}{1 + B_m}$$

and the market price is given by

$$p_m = \frac{\alpha_1}{1 + B_m}$$

It can be seen that $B_m < B$ and $p_m > p$, so the size of the market is reduced and the price for abatement is increased with the merger. Moreover, $a_o > a$ and $a_s < a$, meaning that outsiders increase their output and insiders decrease theirs with the merger.

A merger is not always profitable for the involved firms. To be sure, there are two main reasons for firms to merge. First, this reduces per unit production costs (because $sk > k$). Second, total output will shrink, which increases the market price and the firms' profit (Perry and Porter, 1985; Fauli-Oller, 2002). Stigler (1950) and others have argued, on the other hand, that firms that do not participate in the merger might actually benefit more than those merging. They expand output and profit from a higher market price, thereby free-riding on the merger's participants who in turn do not capture all the rent they generate. This may dissuade firms from merging.

Using the methodology of Allain and Souam (2006), one can show that an s -firms merger is profitable for the insiders only if s is superior to a threshold \hat{s} (i.e., if the number of insiders is sufficiently high). The profit of the merged firm is equal to $\pi_s = p_m a_s - \frac{a_s^2}{2sk}$. Compare now the profit of the merged entity with s times the ex ante individual profit given by Equation (4). The sign of the difference is the same as the sign of the following expression (see Proof of Lemma 1 in Appendix for a full derivation):

$$g(s, n, \alpha_2) = (\alpha_2 k + 1)^2 (2s\alpha_2 k + 1) [1 + (n + 1)\alpha_2 k]^2 - (2\alpha_2 k + 1) [s(\alpha_2 k)^2 (2 + n - s) + \alpha_2 k(n + s + 1) + 1]^2 \quad (5)$$

This expression is negative when s is inferior to a unique threshold \hat{s} , and positive otherwise. This yields the following key result.

Lemma 1 *There exists a unique threshold on the number of insiders (s) from which a merger in the eco-industry becomes profit-enhancing.*

A proof of the existence and unicity of this threshold can be found in Proof of Lemma 1 in Appendix. Numerical values are given in Proof of Lemma 1 in Appendix when the emission tax is equal to 15 euros (close to the current price of the carbon ton on the European emission trading scheme).

The Impact of the Environmental Policy

Building on the previous section, let us now examine how a change in environmental policy can affect the incentives of environment firms to merge.

The level of the emission tax t influences the polluters' abatement decisions and the ensuing inverse demand function $p(A) = \alpha_1 - \alpha_2 A$, where $\alpha_1 = \frac{(1-c)t}{1+t}$ and $\alpha_2 = \frac{t}{1+t}$. Note that a more stringent tax not only increases the market for abatement by raising the intercept α_1 ; but it also modifies the price-elasticity of demand for abatement goods and services by increasing α_2 . The parameter α_1 , however, does not appear in $g(s, n, \alpha_2)$. The impact of a change in environmental taxation on merger profitability occurs thus only through the slope coefficient α_2 .

Let us first look at the case of a two-firm merger. Such a merger enhances profits if and only if

$$g(2, n, \alpha_2) > 0 \quad (6)$$

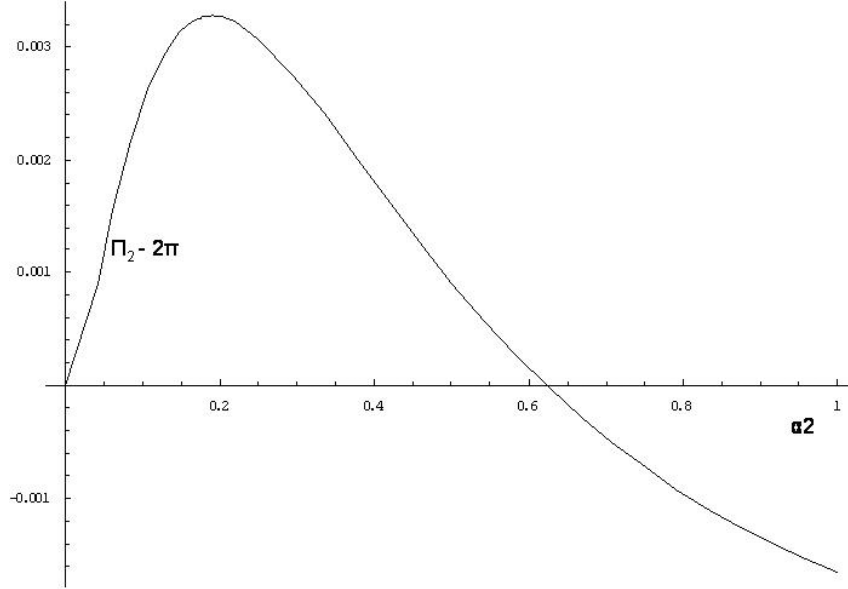


Figure 1. The impact of a change in the environmental policy on a two-firms merger profitability ($n > 2$)

where

$$g(2, n, \alpha_2) = 1 - 2(n - 5)\alpha_2 k + [17 + (2 - 3n)n](\alpha_2 k)^2 + 4[1 - (n - 2)n](\alpha_2 k)^3$$

This function is studied in Changes in the tax and merger profitability in Appendix and plotted for $n = 4$, $K = 1$ in Figure 1 with respect to α_2 . One can see that, as α_2 grows across the interval $[0, 1]$, $g(2, n, \alpha_2)$ ends up taking negative values. Hence, as the emission tax t increases (so α_2 goes up as well), the two-firm merger tends to become unprofitable. In other words, raising the emission tax reduces incentives to form such a merger.

Turning to the general case of an s -firm merger, we find that a similar conclusion holds (qualitatively) in numerous simulations carried out for $n \in [2, 10^{10}]$ and $K \in [0.01, 10^{10}]$: a rise in the emission tax t (so in α_2) reduces the probability that mergers of a given size be profitable. The threshold \hat{s} would then tend to go up with t . This supports our first Proposition.

Proposition 1 *When $n > 2$, making the emission tax more stringent raises the minimal size \hat{s} at which a merger becomes profitable.*⁸

⁸ In the eco-industry a duopoly ($n = 2$), $g(2, 2, \alpha_2)$ would always be positive, as the two firms would naturally prefer to merge to form a monopoly. This comes from the absence in this case of free-riding outsiders.

The intuition behind this result is the following. As explained before, incentives to merge come from the opportunity to reduce costs while lowering output and increasing prices. Outsiders, however, will free-ride on the latter, thereby deterring smaller mergers. In the present context, a bigger emission tax will amplify such free-riding, since it makes demand for abatement less price-elastic and allows therefore a given merger to further raise prices.

This proposition is consistent with the well-known observation that incentives to merge decrease as B — the size of the market — increases (Fauli-Oller, 2002), or equivalently that horizontal mergers generally happen in declining industries (Dutz, 1989).⁹ In the American waste management market, for instance, the main U.S. firms seem indeed to have secured their growth through mergers and acquisitions when the market was stable (Berg *et al.*, 1998; Diener *et al.*, 2000).

Let us now investigate the welfare implications of horizontal mergers in the eco-industry.

A WELFARE ANALYSIS

Social welfare is defined as the sum of the final consumers' surplus (CS), the polluting industry's profit (φ) and the eco-industry's total profits ($\Pi = \sum_{i=1}^n \pi_i$), minus the social damage caused by pollution. Let ν and E denote the harm inflicted per unit of emission and total pollution damages, respectively. Formally,

$$\begin{aligned} CS &= \int_0^x P(u)du - Px \\ \varphi &= Px - cx - pA - te(x, A) \\ \Pi &= \sum_{i=1}^n \left(pa_i - \frac{a_i^2}{2k_i} \right) = pA - \sum_{i=1}^n \frac{a_i^2}{2k_i} \\ E &= \nu e(x, A) \end{aligned}$$

As in Barnett (1980), tax revenues are redistributed in a neutral way. We shall now examine separately the consequences of a merger on each of these functions.

The Eco-industry's Profits

Participants to a merger always increase their profits, for they would otherwise choose to remain apart and the merger would not occur. Outsiders are also winners, since their per unit production costs remain unchanged while they can sell at a higher price. Hence, the eco-industry's total profits always goes up after some environment firms merge.

⁹ Note that $B = \frac{n\alpha_2 k}{\alpha_2 k + 1}$ before any merger occurs, which is increasing in α_2 .

Pollution Damages

Recall that polluting emissions are equal to $e(x, A) = \frac{1}{2}(x - A)^2$. The effect of a merger on these emissions seems ambiguous as both production x and abatement A are reduced (due to the increase in the price for abatement p). Let us now substitute x and A by their optimal values ($x = 1 - c - p$ and $A = 1 - c - \frac{1+t}{t}p$), yielding

$$e(x, A) = \frac{1}{2}(x - A)^2 = \frac{1}{2}\left(\frac{p}{t}\right)^2 \quad (7)$$

In the framework of the present model, we can now see that emissions unambiguously increase with the price p and therefore when a merger in the eco-industry occurs. In other words, the effect through the reduction of output is always more than compensated by the reduction of abatement. The net difference between post-merger and pre-merger pollution damages is given by

$$\Delta E = v\left(\frac{p_m^2 - p^2}{2t^2}\right) \quad (8)$$

Polluters' Profits

The overall effect of a merger on polluters' profits seems ambiguous. Recall that the representative polluter's profit is $\varphi = Px - cx - pA - te(x, A)$. The price P of the final good being positively correlated with the price for abatement (since $P = c + p$), it thus increases after some environment firms merge. Under those circumstances, polluters also produce less, which lowers total production costs (cx). The variation of pA , on the other hand, is unclear, since p increases but A goes down. Moreover, polluting emissions are higher after a merger, so the tax payment is increased.

Let us now substitute the optimal levels of output and abatement effort by polluting firms ($x = 1 - c - p$ and $A = 1 - c - \frac{1+t}{t}p$) in their profit function. The difference between post- and pre-merger polluters' profits is then equal to

$$\Delta\varphi = \frac{p_m^2 - p^2}{2t} > 0 \quad (9)$$

In the present model, an horizontal merger in the eco-industry therefore increases polluters' profits. This (perhaps surprising) result comes from the fact that the higher equilibrium price P more than compensates for higher abatement costs and tax payment.

Consumer Surplus

Following a merger in the eco-industry, polluting firms produce less and the price of the final good increases. Consumer surplus then shrinks.

To see more precisely what happens, use the equilibrium levels of P and x to write the difference between post- and pre-merger consumer surplus as

$$\Delta CS = -(1 + c)(p_m - p) \quad (10)$$

This entity is necessarily negative, since $p_m > p$.

Total Welfare

In sum, a merger of environment firms has opposite effects on welfare: it decreases environmental quality and consumer surplus but increases the eco-industry and the polluting sector's profits.

To examine the overall outcome, note that total welfare is given by

$$W = \int_0^x P(u)du - cx - \sum_{i=1}^n \frac{a_i^2}{2k_i} - ve(x, A) \quad (11)$$

At the equilibrium levels of x and A , the latter transforms into

$$W = 1/2 - \frac{c(2-c)}{2} - \frac{\alpha_1^2}{2(1+B)^2} \left[1 + \frac{B}{t}(1+t)(1-B \cdot h) + \frac{\nu}{t^2} \right] \quad (12)$$

where $h = \sum_{i=1}^n (\frac{a_i}{A})^2 = \sum_{i=1}^n (\frac{\beta_i}{B})^2$ is the Herfindahl index of the eco-industry.¹⁰ Only the last term of the latter expression is modified by the occurrence of a merger. Hence, a horizontal merger in the eco-industry is welfare-enhancing if and only if

$$\begin{aligned} & \frac{\alpha_1^2}{2(1+B_m)^2} \left[1 + \frac{B_m}{t}(1+t)(1-B_m \cdot h_m) + \frac{\nu}{t^2} \right] \\ & < \frac{\alpha_1^2}{2(1+B)^2} \left[1 + \frac{B}{t}(1+t)(1-B \cdot h) + \frac{\nu}{t^2} \right] \end{aligned}$$

where h_m is the eco-industry's Herfindahl index after the merger. Rearranging this inequality yields the following proposition.

Proposition 2 *A horizontal merger in the eco-industry is welfare-enhancing if and only if*

$$\frac{B(1-B \cdot h)(1+B_m)^2 - B_m(1-B_m \cdot h_m)(1+B)^2}{(1+B)^2 - (1+B_m)^2} > \frac{\nu + t^2}{t(1+t)} \quad (13)$$

This result gives rise to several interesting interpretations. First, as ν increases, a merger in the eco-industry is less likely to be welfare-increasing (for the right-hand side of (13) increases in ν). This is not surprising since such a merger induces less abatement efforts to curb emissions; were pollution inflicting more damage on society, having some environment firms merge would then be less desirable.

Let us consider the impact on (13) of the number of environment firms n . This number affects only the left-hand side of (13), where it has an ambiguous effect (see The impact of n and t on welfare in Appendix). It is shown in The effect of a change in t or n on the difference $p_m^2 - p^2$ in Appendix that a higher n reduces the difference ($p_m^2 - p^2$). As a result,

¹⁰ The algebra that lead to this expression can be found the expression for net welfare in Appendix.

increasing n reduces the negative consequences of a merger on the environment and on downstream users (see the sections “Pollution changes” and “Consumer surplus”), while reducing the potential benefits the eco-industry and the polluting industry can obtain through a merger (see the sections on profits of eco-industry and polluters). No clear-cut conclusion therefore exists concerning the impact of an increase in n on the welfare effects of the merger. When $K = 1$, however, it can be shown that a larger n always makes a merger more likely to be welfare enhancing.

The emission tax t shows up on the right-hand side of expression (13), which increases in t if t is not too low. It is also implicit on the left-hand side, through α_2 . Overall, the effect of t on condition (13) is uncertain (see The impact of n and t on welfare in Appendix). As shown The effect of a change in t or n on the difference $p_m^2 - p^2$ in Appendix, a higher tax increases the difference ($p_m^2 - p^2$). As a result, looking at expression (8), one can see t has an ambiguous effect on the increase of pollution damage due to the merger (both the numerator and the denominator increase in t). The same ambiguous effect is observed for polluters’ profit (refer previous section on polluters profit). Note that an increased tax always worsens the final consumers’ loss by increasing the gap between p_m and p (refer previous section on consumer surplus).

Finally, note that the denominator of the left-hand side of (13) is positive, since B_m is always smaller than B . The right-hand side of (13) is also always positive. The following corollary is thus at hand.

Corollary 1 *A necessary condition for a merger to be welfare-enhancing is*

$$\frac{B(1 - Bh)}{B_m(1 - B_m h_m)} > \left(\frac{1 + B}{1 + B_m} \right)^2 \quad (14)$$

This inequality means that total production costs in the eco-industry decrease with the merger.

The latter assertion is easily derived from expression CT (Equation (A3)) The expression for net welfare in Appendix.

Let us look with more detail into the production costs of the eco-industry. Before any merger, firms are identical and the eco-industry’s total production costs are

$$\eta = \frac{na^2}{2k}$$

After s firms in the eco-industry have merged, on the other hand, the eco-industry’s total costs become

$$\eta_m = \frac{a_s^2}{2sk} + (n - s)\frac{a_o^2}{2k}$$

On post-merger cost economies in the eco-industry in Appendix shows that the sign of the difference $\eta_m - \eta$ between post-merger and pre-merger total costs is in fact given by the following polynomial

$$\begin{aligned} \psi = & -(\alpha_2 k)^3 [ns^2 - s(n^2 + n - 1) + (n + 1)^2] \\ & - 2(\alpha_2 k)^2 (s + 2n + 2) - \alpha_2 k (s + 2n + 5) - 2 \end{aligned}$$

If the term $[ns^2 - s(n^2 + n - 1) + (n + 1)^2]$ is positive, then the whole expression is necessarily negative (so total costs would be reduced with the merger). Otherwise, ψ may either be positive or negative. The following proposition finally covers the two cases.

Proposition 3 *There are circumstances when a merger may increase total production costs in the eco-industry. This only happens in an industry with at least five firms and when the number of merging firms (s) is small compared to the total number of incumbent firms (n).*

Proof: See On post-merger cost economies in the eco-industry in Appendix. ■

The intuition associated to the fact that a merger may increase total production costs runs as follows. When a merger occurs, outsiders increase their production level, thus increasing their total production costs. This may actually compensate the reduction of insiders' production costs due to lower per unit costs and lower production levels.¹¹

A Specific Case: The Pigouvian Tax Level $t = v$

When $t = v$, so the emission tax is set equal to the marginal cost of pollution, the right-hand side of (13) simplifies to 1. Using (A4), the initial condition can be rewritten as follows:

$$\frac{(1 + B)^2}{(1 + B)^2 - (1 + B_m)^2} > \frac{((\alpha_2 k + 1)^2 + n\alpha_2 k)(1 + s\alpha_2 k)^2}{s(s - 1)(\alpha_2 k)^2(2 + \alpha_2 k(s + 1))} \quad (15)$$

After some simplifications, we obtain the following proposition.

Proposition 4 *If the regulator sets the pollution tax equal to the marginal damage of emissions, a horizontal merger in the eco-industry is never welfare-enhancing.*

Proof: See The welfare implications of a merger when $t = v$ in Appendix. ■

As pointed out by the recent literature on the eco-industry, Cournot competition between abatement suppliers should lead a welfare-maximizing regulator to adopt an emission tax which is larger than the marginal cost of pollution. In this context, greater concentration in the eco-industry naturally amplifies the welfare cost of keeping the wrong emission tax level $t = v$.

CONFLICTS WITHIN GOVERNMENT

The previous section showed that horizontal mergers in the eco-industry oftentimes have conflicting or ambiguous impacts on various components of social welfare. In practice, this feature could generate conflicts within government, since the mission to safeguard specific components of social welfare often fall on different public agencies. This situation will now be examined.

¹¹ It can be easily proved that a merger that increases the eco-industry's total production costs can be profitable (see "Profits vs. welfare" section for more on that point).

Profits vs. Welfare

We just studied conditions under which a merger in the eco-industry is welfare-enhancing. However, this merger may or may not occur, depending on whether it benefits or not its initiators.

An s -firms merger is profit-enhancing if and only if $\pi_s > s\pi$, i.e.,

$$\frac{(1+B)^2}{(1+B_m)^2} > \frac{(s\alpha_2k+1)^2(2\alpha_2k+1)}{(\alpha_2k+1)^2(2s\alpha_2k+1)} \quad (16)$$

On the other hand, by Corollary 1, a merger increases social welfare only if $\frac{B(1-Bh)}{B_m(1-B_mh_m)} > \frac{(1+B)^2}{(1+B_m)^2}$, i.e., if it reduces the eco-industry's production costs. If condition (16) is verified but the latter is not, then an s -firms merger will occur while it is not socially desirable. Conversely, if the condition of Corollary 1 is verified but (16) is not, then the s -firms merger will not occur whereas it might have been welfare-improving.

Different possible scenarios can be seen in the following graph (Figure 2), which depicts the differences in profitability $\Pi_s - s\pi$ and production costs $\Delta c(A)$ of a merger with respect to the number s of environment firms involved when $t = 0.25$, $c = 0.1$, $v = 0.1$, $K = 30$ and $n = 30$. The qualitative shape of the curves are robust when changing the values of these parameters.

Part A in Figure 2 corresponds to the case where a merger reduces production costs but is not profitable. In Part B, a merger would neither be profitable nor increase welfare.

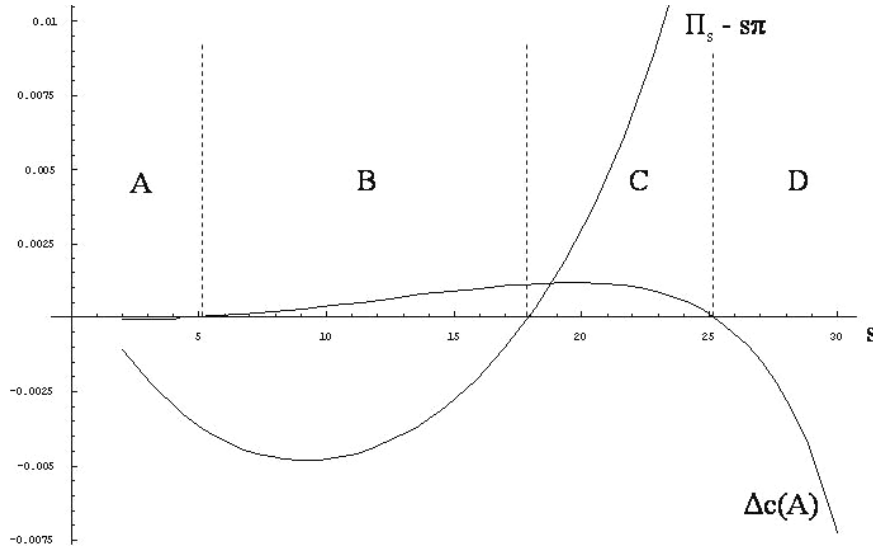


Figure 2. Production costs and profits according to the size of the merger.

In Part C, a merger would be profitable but would harm welfare. Part D, finally, is the most desirable scenario where a profitable merger reduces total production costs and might enhance welfare. Note that the latter occurs when a significant proportion of incumbent firms participate in the merger.

The Anti-trust Agency and the Benevolent Regulator

Nowadays, any significant merger has to gain approval from local antitrust authorities. The latter increasingly invoke standard criteria and data, such as industry concentration and barriers to entry (see Khemani and Shapiro (1993) and Bergman *et al.* (2005) for discussions on this). A merger might then be challenged unless it is expected to deliver such important cost-savings that it will also benefit consumers. Disagreements between local authorities (such as the U.S. Antitrust Agency and the Competition Authority of the European Union, for example) finally come from the different relative weights respectively given to producers and customers (Fridolsson, 2007). To be sure, however, the environmental impact of a merger does not appear to have yet become a relevant criterion for antitrust authorities.

Consider the effect of a horizontal merger in the eco-industry on polluters, environment firms and consumers only. It is given by

$$\begin{aligned} S &= CS + \varphi + \Pi \\ &= 1/2 - \frac{c(2-c)}{2} - \frac{\alpha_1^2}{2(1+B)^2} \left[1 + \frac{B}{t}(1+t)(1-Bh) \right] \end{aligned}$$

so an antitrust authority would currently approve a merger if and only if

$$\frac{B(1-Bh)(1+B_m)^2 - B_m(1-B_m h_m)(1+B)^2}{(1+B)^2 - (1+B_m)^2} > \frac{t}{t+1} \quad (17)$$

Clearly, $\frac{v+t^2}{t(1+t)} > \frac{t}{t+1}$, so the condition in Proposition 3 is stricter than condition (17). This implies that the antitrust agency might actually accept a merger which is welfare-decreasing.

Proposition 5 *When the following inequalities are verified, an antitrust agency might approve a welfare-reducing horizontal merger in the eco-industry:*

$$\frac{t}{t+1} < \frac{B(1-Bh)(1+B_m)^2 - B_m(1-B_m h_m)(1+B)^2}{(1+B)^2 - (1+B_m)^2} < \frac{v+t^2}{t(1+t)}$$

One may conclude from this that both antitrust and environmental protection agencies should collaborate when contemplating a merger of environment firms (in a way similar to what happens when horizontal mergers occur in the energy or defense industries).

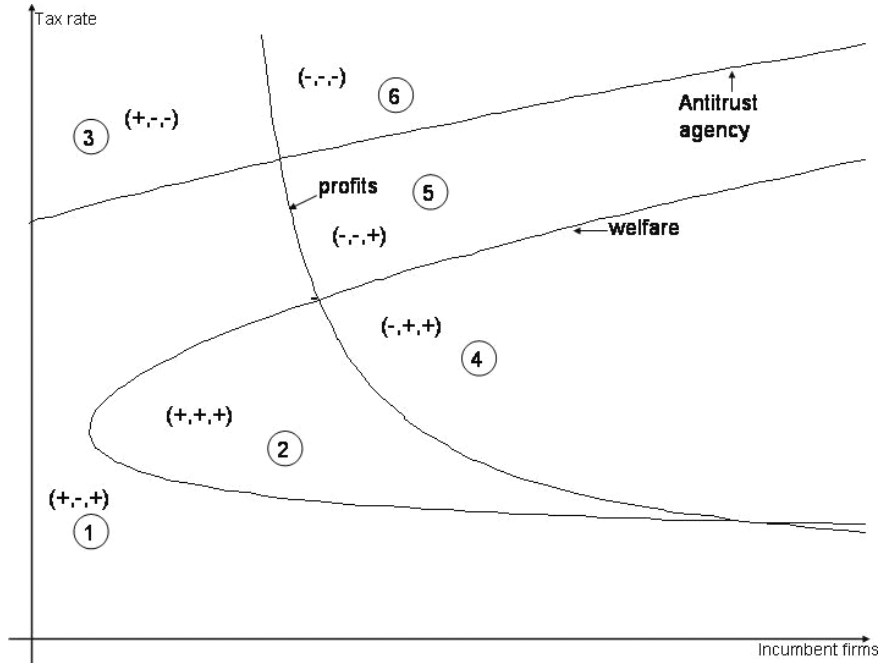


Figure 3. Welfares and profits according to the number of firms and pollution tax rates.

An Illustration

Figure 3 now illustrate this point for a two-firm merger ($s = 2$), given an emission tax t and the number n of environment firms.

Each curve in Figure 3 represents the pairs (n, t) where differences in profits, the above surplus S and total welfare are equal to zero. Above the iso-profit curve, a two-firm merger decreases profits for insiders; conversely, below this curve, it is in the interest of the two firms to merge. Within the brackets of the welfare curve, a merger is welfare-increasing; outside those brackets, it is welfare-reducing. Above (below) the surplus curve, finally, profits and consumer surplus are reduced (increased) by a two-firm merger. The signs put in the figure represent these relationships, with the first, second and third component standing for profits, welfare and surplus respectively. The curves are of course drawn using specific values for v , c and K . A change in c has no impact, however, while v and K affect the size of the areas between curves but not their qualitative shapes. Notice that when the tax is lower or equal to the marginal environmental damage, the merger never increases welfare.

The figure shows that a two-firm merger is profit-enhancing at low levels of n and t . This is consistent with our previous result that a tighter environmental policy reduces incentives to merge. It appears, moreover, that a two-firm merger is welfare-increasing

when the initial number of firms is above a certain threshold and the emission tax takes intermediate values. Unsurprisingly, an anti-trust agency which considers only the surplus S approves a merger more often than a benevolent regulator who maximizes total welfare.

The figure finally exhibits six disjoint areas corresponding to as many possible cases:

1. In area 1, a two-firm merger is profitable but welfare-reducing, even though the antitrust agency would approve it.
2. This is the most desirable scenario: when the initial number of incumbent firms is relatively low and the emission tax takes intermediate values, a two-firm merger increases profits, surplus and total welfare.
3. Under high emission taxes and a small number of environment firms, profits increase but welfare and total surplus go down following a merger. Neither a benevolent regulator nor the antitrust agency would thus approve it.
4. At intermediate values of t and n , a merger would increase both welfare and surplus, but it would not happen because insiders find no extra benefits in it.
5. When the number of firms and the emission tax are relatively high, a two-firm merger will not occur although an antitrust authority would approve it. Such a merger would be unprofitable and welfare-decreasing.
6. When both n and t take high values, a two-firm merger hurts profits, surplus and total welfare altogether.

Conflicts between environment firms and different regulating agencies would clearly arise in situations 1, 3 and 4. In the latter case, since both surplus and welfare are enhanced by a two-firm merger but environment firms are reluctant to come together, it might actually be worthwhile to consider subsidizing mergers.

CONCLUDING REMARKS

This paper investigated the rationale and welfare consequences of horizontal mergers in the eco-industry. We assumed that such a merger creates a new entity with lower production costs (because of synergies between previously separate firms), while increasing concentration in the eco-industry and therefore raising the price of pollution abatement goods and services.

In terms of welfare, it appears that mergers involving environment firms are not desirable if the social cost of pollution is large. When pollution generates major damages, however, it is reasonable to expect that the regulator will adopt a more stringent environmental policy, putting for example higher taxes on polluting emissions. "Horizontal mergers" section established that such a measure fortunately hampers incentives to merge in the eco-industry (for a stable merger would have to include a larger number of firms). This key result seems empirically testable. Its underlying intuition runs as follows: a more stringent tax will decrease the price-elasticity of demand for environmental goods and services, thereby allowing outsiders to a merger to benefit even more from residual demand.

Sections on welfare analysis and conflicts within government also pointed out that environmental costs should supplement conventional welfare analysis of mergers when dealing with horizontal mergers in the eco-industry.

The main assumptions of the model are worth discussing at this point. Regarding the emission function, contrarily to David and Sinclair-Desgagné (2005) or Canton *et al.* (2008) we have not considered an additively separable emission function. Although this complicates the model, it allows to take into account with more precision the effects of eco-industrial mergers on the final product market. Using an additively separable emission function would modify some quantitative results in the welfare analysis (consumers' surplus, for instance, would not be affected by the merger anymore) but most intuitions would remain valid. Following McAfee and Williams (1992), we have chosen a specific functional form for the eco-industry's costs. This choice is justified by our wish to take into account the cost economies due to synergies when firms merge, which is a crucial point in the welfare analysis of mergers. For the sake of simplicity, we have assumed the polluting industry was perfectly competitive. Assuming oligopolistic competition simultaneously in the eco-industry and the polluting industry (as in Nimubona and Sinclair-Desgagné, 2005 and Canton *et al.*, 2008) would exacerbate some effects observed in our model but most results and intuitions would remain unchanged.¹²

Some other extensions of the present work are worth mentioning. It could be interesting to examine the potential mergers in the polluting industry in addition to those in the environment industry, and the interactions between mergers in both industries. It would of course also be useful to study the optimal emission tax in the present context. Further reflection on how to deal with the regulation conflicts that occur would be worthwhile (merging regulatory agencies or using the emission tax to affect merger incentives could be considered). Last, more realistic market structures should be considered, such as oligopolies with free-entry, asymmetric oligopolies and oligopolies with a competitive fringe (which is the actual situation in most segments of the eco-industry).

APPENDIX

Proof of Lemma 1

The profit of the merged entity is

$$\pi_s = \frac{\alpha_1^2 s k (\alpha_2 k + 1)^2 (2s\alpha_2 k + 1)}{2[s(\alpha_2 k)^2 (2 + n - s) + \alpha_2 k (n + s + 1) + 1]^2} \quad (\text{A1})$$

Profit before the merger, on the other hand, is

$$\pi = \frac{\alpha_1^2 k (2\alpha_2 k + 1)}{2(1 + B)^2 (\alpha_2 k + 1)^2} \quad (\text{A2})$$

¹² More precisely, Proposition 1 would not be affected and results in sections "polluters' profits" and "consumer surplus" would be amplified due to the polluting industry's market power.

After some simplifications, we get that the difference $\pi_s - s\pi$ has the same sign as the following expression

$$\frac{(\alpha_2 k + 1)^2(2s\alpha_2 k + 1)}{(s(\alpha_2 k)^2(2 + n - s) + \alpha_2 k(n + s + 1) + 1)^2} - \frac{(2\alpha_2 k + 1)}{(1 + (n + 1)\alpha_2 k)^2}$$

which in turn shares the same sign as

$$g(s, n, \alpha_2) = (\alpha_2 k + 1)^2(2s\alpha_2 k + 1)[1 + (n + 1)\alpha_2 k]^2 - (2\alpha_2 k + 1)[s(\alpha_2 k)^2(2 + n - s) + \alpha_2 k(n + s + 1) + 1]^2$$

We shall now prove the existence and unicity of a threshold \hat{s} from which g is positive using Allain and Souam's (2006) methodology. Since g is a fourth degree polynomial in s , it admits four roots. It is decreasing and equal to zero if $s = 1, \forall n > 1$. When $s = n$, its value is always strictly positive. Consequently, there is at least one number $\hat{s} \in]1, n[$ for which it is equal to zero. Furthermore, $\lim_{s \rightarrow -\infty} g(n, s, \alpha_2) = -\infty$, i.e., there is a root included between $-\infty$ and 1. As $\lim_{s \rightarrow +\infty} g(s, n, \alpha_2) = -\infty$, there is another root included between n and $+\infty$. Therefore, the root \hat{s} belonging to $[1, n]$ is unique. When $s \in]1, \hat{s}]$, g is negative; when $s \in [\hat{s}, n]$, g is positive.

Here are some numerical values of the threshold \hat{s} when $t = 15$ (so $\alpha_2 \simeq 0.9$):

α_2	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
n	5	5	5	10	10	10	50	50	50	100	100	100	1000
K	1	10	100	1	10	100	1	10	100	1	10	100	1
\hat{s}	3	4	4	4	7	8	7	33	43	9	64	86	15

Changes in the Tax and Merger Profitability

After some basic simplifications, we can show that $g(2, n, \alpha_2)$ has the same sign as the following function:

$$f(n, \alpha_2) = (\alpha_2 k)^3[-4n^2 + 8n + 4] + (\alpha_2 k)^2[-3n^2 + 2n + 17] + \alpha_2 k[-2n + 10] + 1$$

$f(n, \alpha_2)$ is a polynomial function of α_2 of degree 3 and therefore has at most three roots. $f(n, 0) = 1$ and $f(n, 1) < 0$ when $n \geq 3$. Therefore, there is at least one root lying between 0 and 1. Note that $f(n, -1)$ is negative and $\lim_{\alpha_2 \rightarrow -\infty} f(n, \alpha_2) = +\infty$. Thus, the two other roots are necessarily negative. In sum, a two-firm merger is profitable as long as the environmental tax leads to an α_2 lower than a threshold $\hat{\alpha}_2$. If $n = 2$, then $f(n, 1) > 0$ and $f(n, \alpha_2)$ is positive for all α_2 included in $[0, 1]$.

Figure 1 represents $g(2, n, \alpha_2)$ as a function of α_2 , when $n = 4$ and $K = 1$. As shown in this figure, $g(2, n, \alpha_2)$ becomes negative as α_2 increases. In other words, when the tax is increased, the merger is less likely to be profit-enhancing. As shown in Figure 4, when $n = 2$ the function $f(n, \alpha_2)$ is always positive, so the variation of α_2 does not affect the incentives to merge.

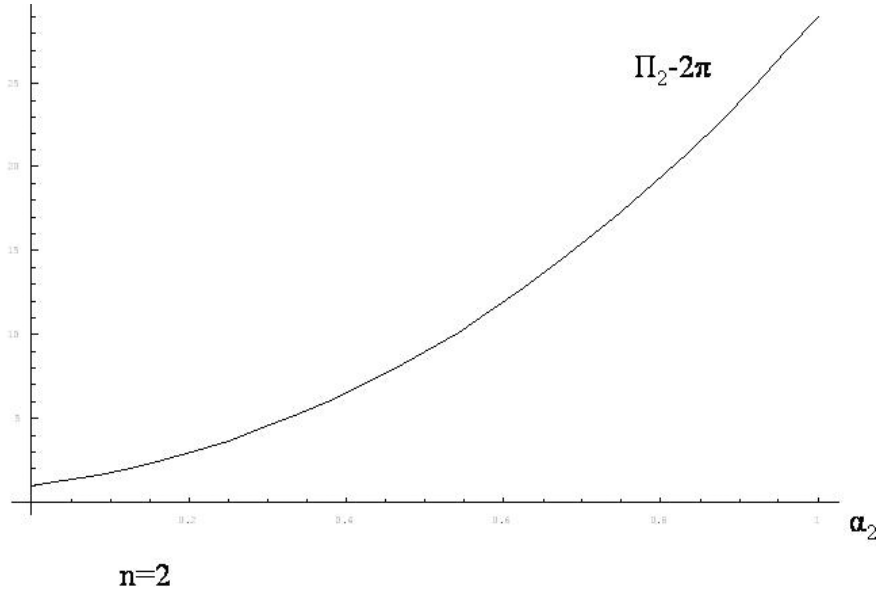


Figure 4. The impact of a change in the environmental policy on a two-firms merger profitability.

Our result is confirmed in the general case of an s -firms merger through a wide range of simulations.¹³ Simulations were carried out for $n \in [2, 10^{10}]$ and $K \in [0.01, 10^{10}]$. Over these ranges of values, a rise in α_2 (i.e., a rise in t) unambiguously increases the level \hat{s} from which a merger becomes profitable (examples are given below when $K=1$). In other words, as the environmental tax becomes stricter, less mergers in the eco-industry are profitable.

α_2	0.1	0.1	0.1	0.5	0.5	0.5	0.7	0.7	0.7	0.9	0.9	0.9
n	5	100	10000	5	100	10000	5	100	10000	5	100	10000
\hat{s}	2	2	2	2	3	3	3	5	6	3	9	19

The Expression for Net Welfare

Following McAfee and Williams (1992) and the fact that an equilibrium a_i must satisfy the first-order condition for profit maximization, we have that

$$p = \alpha_1 - \alpha_2 A = (\alpha_2 + k_i^{-1})a_i$$

¹³ We have not carried out the analytical proof as it is extremely tedious and does not bring much to the analysis.

We then obtain the following expression for the eco-industry's total profits:

$$\Pi = \frac{\alpha_1^2 B(1 + Bh)}{2\alpha_2(1 + B)^2}$$

where $h = \sum_{i=1}^n \left(\frac{a_i}{A}\right)^2 = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\beta_i}{B}\right)^2$ is the Herfindahl index of the sector.

The overall turnover of the eco-industry is

$$T = \frac{\alpha_1^2 B}{\alpha_2(1 + B)^2}$$

The difference between turnover and profits then yields the following expression for total production costs:

$$CT = \frac{\alpha_1^2 B}{\alpha_2(1 + B)^2} \frac{1 - Bh}{2} \quad (A3)$$

This in turn leads to the welfare function

$$W = \frac{1}{2} \left(1 - \left(c + \frac{\alpha_1}{1 + B}\right)^2\right) - c \left((1 - c) - \frac{\alpha_1}{1 + B}\right) - \frac{\alpha_1^2 B}{\alpha_2(1 + B)^2} \frac{1 - Bh}{2} - \frac{v}{2t^2} \frac{\alpha_1^2}{(1 + B)^2}$$

After some simplifications, the latter expression becomes Equation (12).

The Impact of n and t on Welfare

Recall that

$$B = \frac{n\alpha_2 k}{\alpha_2 k + 1}, \quad B_m = \frac{s(\alpha_2 k)^2(1 + n - s) + n\alpha_2 k}{(s\alpha_2 k + 1)(\alpha_2 k + 1)}$$

$$h = \frac{1}{n},$$

$$h_m = \sum_{i=1}^{n-s+1} \left(\frac{\beta_i}{B_m}\right)^2 = (n - s) \left(\frac{s\alpha_2 k + 1}{s\alpha_2 k(1 + n - s) + n}\right)^2 + \left(\frac{s(\alpha_2 k + 1)}{s\alpha_2 k(1 + n - s) + n}\right)^2$$

We can use these equations to simplify expression (13). Note that

$$B(1 - Bh) = \frac{n\alpha_2 k}{(\alpha_2 k + 1)^2}$$

and

$$B_m(1 - B_m h_m) = B(1 - Bh) - \frac{s(s - 1)(\alpha_2 k)^2(2 + \alpha_2 k(s + 1))}{(1 + \alpha_2 k)^2(1 + s\alpha_2 k)^2}$$

This allows to rewrite expression (13) so that

$$-\frac{n\alpha_2 k}{(\alpha_2 k + 1)^2} + \Psi \frac{(1+B)^2}{(1+B)^2 - (1+B_m)^2} > \frac{v+t^2}{t(1+t)} \quad (\text{A4})$$

where $\Psi = \frac{s(s-1)(\alpha_2 k)^2(2+\alpha_2 k(s+1))}{(1+\alpha_2 k)^2(1+s\alpha_2 k)^2}$ does not depend on n .

- First, consider now the consequence of a change in n on the welfare-increasing condition. The first term on the left-hand side of Equation (A4) is decreasing in n . On the other hand, $\frac{(1+B)^2}{(1+B)^2 - (1+B_m)^2}$ increases in n if and only if

$$\frac{\partial B}{\partial n}(1+B_m) - \frac{\partial B_m}{\partial n}(1+B) < 0$$

which is actually the case since $\frac{\partial B_m}{\partial n} > \frac{\partial B}{\partial n}$ and $B_m < B$. It follows that the overall impact of a modification of n on the left-hand side of (13) is unsure.

One can show, however, that for a two-firm merger, if K is not too high, then an increase in n always augments the likelihood that a merger will be welfare-enhancing. For consequences on downstream users and on the environment are softened with a bigger n .

- Second, assume now that t increases. The first term on the left-hand side of Equation (A4) then increases if $\alpha_2 < 1/k$. On the other hand, $\frac{(1+B)^2}{(1+B)^2 - (1+B_m)^2}$ decreases in t if and only if

$$\frac{\partial B}{\partial t}(1+B_m) - \frac{\partial B_m}{\partial t}(1+B) > 0$$

which holds according to The effect of a change in t or n on the difference $p_m^2 - p^2$ in Appendix. The term Ψ , furthermore, is necessarily increasing in t . The variation of the second term of the left-hand side of expression (A4) is thus also ambiguous, while the right-hand side grows with t if $t > \frac{2v+2\sqrt{v(v+1)}}{2}$. The overall impact of a change in t therefore remains uncertain.

All we can show, in fact, is that a more stringent environmental policy induces a less concentrated post-merger market, for

$$\frac{\partial h_m}{\partial \alpha_2} = -\frac{2(n-s)(s-1)^2 s}{(n+s\alpha_2 k(1+n-s))^3} < 0$$

The Effect of a Change in t or n on the Difference $p_m^2 - p^2$

(i) The variation in t :

The variation of $p_m^2 - p^2$ with t is given by the sign of its derivative, i.e., $2\left(\frac{\partial p_m}{\partial t} p_m - \frac{\partial p}{\partial t} p\right)$. We have

$$p = \frac{\alpha_1}{1+B}$$

$$p_m = \frac{\alpha_1}{1+B_m}$$

and

$$B = \frac{n\alpha_2 k}{\alpha_2 k + 1}$$

$$B_m = \frac{\alpha_2 s k}{\alpha_2 s k + 1} + (n - s) \frac{\alpha_2 k}{\alpha_2 k + 1}$$

Recall that $B_m < B$ and $p_m > p$.

Note now that when the environmental tax increases, both the price before merger and the price after merger increase, i.e., $\frac{\partial p}{\partial t} > 0$ and $\frac{\partial p_m}{\partial t} > 0$. Furthermore, considering the fraction $\frac{p_m}{p} = \frac{1+B}{1+B_m}$, we can show that it always increases in t (via the increase in α_2).

Therefore, $\frac{\partial p_m}{\partial t} p - p_m \frac{\partial p}{\partial t} > 0$, which entails $\frac{\frac{\partial p_m}{\partial t}}{\frac{\partial p}{\partial t}} > \frac{p_m}{p}$.

As a result, $\frac{\partial p_m}{\partial t} > \frac{\partial p}{\partial t}$ so $\frac{\partial p_m}{\partial t} p_m - \frac{\partial p}{\partial t} p > 0$. And the difference $p_m^2 - p^2$ grows in t .

(ii) The variation in n :

The variation of $p_m^2 - p^2$ with n is given by the sign of its derivative, i.e., $2(\frac{\partial p_m}{\partial n} p_m - \frac{\partial p}{\partial n} p)$.

First, the price after merger is always higher than the price before merger, i.e., $p_m > p$. Second, we know that when the number of incumbent firms increases, both the price before merger and the price after merger decrease, i.e., $\frac{\partial p}{\partial n} < 0$ and $\frac{\partial p_m}{\partial n} < 0$.

Furthermore, studying the fraction $\frac{p_m}{p} = \frac{1+B}{1+B_m}$, we can show that it always decreases in n . Therefore, $\frac{\partial p_m}{\partial n} p - p_m \frac{\partial p}{\partial n} < 0$, which yields $\frac{\frac{\partial p_m}{\partial n}}{\frac{\partial p}{\partial n}} > \frac{p_m}{p}$ (recall that both prices decrease in n). We can deduce that $\frac{\partial p_m}{\partial n} < \frac{\partial p}{\partial n}$. As a result, $\frac{\partial p_m}{\partial n} p_m - \frac{\partial p}{\partial n} p < 0$ and the difference $(p_m^2 - p^2)$ decreases in n .

On Post-merger Cost Economies in the Eco-industry

Using the expressions for a , a_s and a_o that were derived in Section 2, the difference in production costs is equal to

$$\eta_m - \eta = -\frac{\alpha_1^2 k}{2} \left[\frac{n}{[\alpha_2 k(n+1) + 1]^2} - \frac{s(\alpha_2 k + 1)^2 + (n-s)(s\alpha_2 k + 1)^2}{[s(\alpha_2 k)^2(n-s+2) + \alpha_2 k(n+s+1) + 1]^2} \right]$$

which can be rewritten as

$$\eta_m - \eta = \frac{\alpha_1^2 \alpha_2 k^2 s(s-1)}{2} \cdot \frac{\psi}{[\alpha_2 k(n+1) + 1]^2 [s(\alpha_2 k)^2(n-s+2) + \alpha_2 k(n+s+1) + 1]^2}$$

with

$$\psi = -(\alpha_2 k)^3 [ns^2 - s(n^2 + n - 1) + (n+1)^2] - 2(\alpha_2 k)^2 (s + 2n + 2) - \alpha_2 k (s + 2n + 5) - 2$$

One can see that $\eta_m - \eta$ has the same sign as ψ . Let us now study the sign of the first term in ψ , in order to identify the circumstances when a merger increases production costs. Consider the sign of

$$\Delta = ns^2 - s(n^2 + n - 1) + (n+1)^2 \quad (\text{A5})$$

The discriminant of this second degree polynomial function of s is

$$\Theta = n^4 - 2n^3 - 9n^2 - 6n + 1$$

The latter has four roots among which three are excluded from the analysis for being inferior to 1. The fourth root is approximately equal to 4.36. That is, for all n inferior or equal to 4, Θ is negative and thus Δ is positive for all values on s . In other words, in an eco-industry initially composed of strictly less than five firms, a merger will always reduce total production costs.

For n higher or equal to 5, (A5) is negative when s belongs to the interval $[s_1, s_2]$ where

$$s_1 = \frac{n^2 + n - 1 - \sqrt{n^4 - 2n^3 - 9n^2 - 6n + 1}}{2n}$$

and

$$s_2 = \frac{n^2 + n - 1 + \sqrt{n^4 - 2n^3 - 9n^2 - 6n + 1}}{2n}$$

Observe that $1 < s_1 < s_2 < n$ and $s_1 < 2$ when $n \geq 5$. This root is thus excluded from our analysis as the number of firms merging cannot be inferior to two. Hence, the polynomial (A5) is negative when the number of firms is lower than s_2 and positive when it is higher than s_2 . Total production costs in the eco-industry may increase with the merger only if the polynomial (A5) is negative, that is, only if n is higher or equal to 5 and s is rather small compared to n .

The Welfare Implications of a Merger When $t = v$

Let us first develop the left-hand side of (15). It yields:

$$\begin{aligned} & \frac{(1+B)^2}{(1+B)^2 - (1+B_m)^2} \\ &= \frac{(n + \alpha_2 K(1+n))^2 (n + Ks\alpha_2)^2}{K^2(-1+s)s\alpha_2^2(2n^2 + 2Kn(1+n+s)\alpha_2 + K^2(3+2n-s)s\alpha_2^2)} \end{aligned}$$

Let us now present the developed expression of the difference between the left-hand side and the right-hand side of (15). A merger increases welfare if:

$$\frac{(n + Ks\alpha_2)^2 \left(\frac{(n+K(1+n)\alpha_2)^2}{2n^2 + 2Kn(1+n+s)\alpha_2 + K^2(3+2n-s)s\alpha_2^2} - \frac{n(K\alpha_2 + (1+(K\alpha_2)/n)^2)}{2n+K(1+s)\alpha_2} \right)}{K^2(-1+s)s\alpha_2^2} > 0$$

This expression can be simplified and rewritten as some of the terms are unambiguously positive. The following condition is obtained. A merger is welfare-enhancing if:

$$\begin{aligned} & -2(-1+n)n^3 + [n^2(5+s-2n(1+2n+s))\alpha_2]K \\ & + [n(-2n^3 + n(-5+s)s - 4n^2(1+s) + 2(2+s))\alpha_2^2]K^2 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
& + [(1 + s + n(-n - 2(3 + n(3 + n))s + (2 + n)s^2))\alpha_2^3]K^3 \\
& + [s(-3 - 2n + s)\alpha_2^4]K^4 > 0
\end{aligned}$$

Recalling that by definition, $n \geq s \geq 2$, a quick look at the different terms of this polynomial expression shows that it is unambiguously negative.

REFERENCES

- Allain, M.-L. and S. Souam. 2006. "Horizontal Concentration and Vertical Relationships." *Annales d'Economie et de Statistique* 82: 25–42.
- Barnett, A. H. 1980. "The Pigouvian Tax Rule Under Monopoly." *The American Economic Review* 70(5): 1037–1041.
- Benchekrout, H. and A. Ray-Chaudhuri. 2007. "Environmental Policy and Mergers Within Polluting Oligopolies." Canadian Economics Association Working Paper 2007-0635.
- Berg, D. R., G. Ferrier, and J. Paugh. 1998. "The U.S. Environmental Industry." U.S. Department of Commerce: Office of Technology Policy.
- Bergman, M. A., M. Jakobsson, and C. Razo. 2005. "An Econometric Analysis of the European Commission's Merger Decisions." *International Journal of Industrial Organization* 23: 717–737.
- Canton, J. 2007. "Environmental Taxation and International Eco-industries." FEEM Working Paper 26.
- Canton, J., A. Soubeyran, and H. Stahn. 2008. "Environmental Taxation and Vertical Cournot Oligopolies: How Eco-industries Matter." *Environmental and Resource Economics* 40: 369–382.
- Copeland, B. R. 2005. *Pollution Policy and the Market for Abatement Services*. Mimeo: University of British Columbia.
- David, M., A.-D. Nimubona, and B. Sinclair-Desgagné. 2011. "Emission Taxes and the Market for Abatement Goods and Services." *Resource and Energy Economics* 33: 179–191.
- David, M. and B. Sinclair-Desgagné. 2005. "Environmental Regulation and the Eco-industry." *Journal of Regulatory Economics* 28(2): 141–155.
- Diener, B. J., D. G. Terkla, and E. Cooke. 2000. *The Massachusetts Environmental Industry: Facing the Challenges of Maturity*, University of Massachusetts Donahue Institute.
- Dutz, M. 1989. "Horizontal Mergers in Declining Industries." *International Journal of Industrial Organization* 7: 1–10.
- Environmental Business International. 2006. "Global Market Review." *Environmental Business Journal* 19: 5–6.
- European Commission. 2010. "Environmental Economics: Green Jobs and Social Impacts." <http://ec.europa.eu/environment/enveco/jobs/index.htm>.
- Farrell, J. and C. Shapiro. 1990. "Horizontal Merger: An Equilibrium Analysis." *The American Economic Review* 80: 107–126.
- Fauli-Oller, R. 1997. "On Merger Profitability in a Cournot Setting." *Economics Letters* 54: 75–79.
- Fauli-Oller, R. 2002. "Mergers between Asymmetric Firms: Profitability and Welfare." *The Manchester School* 70: 77–87.
- Fees, E. and G. Muehlheusser. 2002. "Strategic Environmental Policy, Clean Technologies and the Learning Curve." *Environmental and Resource Economics* 23: 149–166.
- Fridolsson, S.-O. 2007. "A Consumer Surplus Defense in Merger Control." *Research Institute of Industrial Economics*, Working Paper 686.
- Hennessy, D. A. and J. Roosen. 1999. "Stochastic Pollution, Permits, and Merger Incentives." *Journal of Environmental Economics and Management* 37: 211–232.
- Khemani, R. S. and D. M. Shapiro. 1993. "An Empirical Analysis of Canadian Merger Policy." *Journal of Industrial Economics* 41: 161–177.
- McAfee, R. P. and M. A. Williams. 1992. "Horizontal Mergers and Antitrust Policy." *The Journal of Industrial Economics* 40: 181–187.

- Nimubona, A.-D. and B. Sinclair-Desgagné. 2005. "The Pigouvian Tax Rule in the Presence of an Eco-industry." *FCEM Nota di lavoro* 57-2005.
- Perry, M. and R. Porter. 1985. "Oligopoly and the Incentive for Horizontal Merger," *The American Economic Review* 75: 219-227.
- Requate, T. 2005. "Timing and Commitment of Environmental Policy, Adoption of New Technology, and Repercussions on R&D." *Environmental and Resource Economics* 21: 175-199.
- Salant, S. W., S. Switzer, and R. J. Reynolds. 1983. "Losses from Horizontal Merger: The Effects of an Exogenous Change in Industry Structure on Cournot-Nash Equilibrium." *The Quarterly Journal of Economics* 98(2): 185-199.
- Stigler, G. 1950. "Monopoly and Oligopoly by Merger." *The American Economic Review* 40: 23-34.
- UBA/DIW. 2004. "Hinter grund papier: Umweltschutz und beschaffung." Umweltbundesamt/Deutsches Institut fuer Wirtschaftsforschung.
- Williamson, O. B. 1968. "Economies as an Antitrust Defense: The Welfare Trade-offs." *The American Economic Review* 58: 18-36.
- World Trade Organization. 1998. Environmental services, Chapter IX of the Committee on Trade and Environment's Note on Environmental Benefits of Removing Trade Restrictions and Distortions.



Methodological and Ideological Options

Agri-environmental policies for biodiversity when the spatial pattern of the reserve matters

Laure Bamière ^{a,1}, Maia David ^{a,*}, Bruno Vermont ^b^a UMR Economie Publique, INRA-AgroParisTech, BP01, 78850 Thiverval-Grignon, France^b GREMAQ, CNRS-INRA, Toulouse, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 13 June 2012

Received in revised form 1 October 2012

Accepted 3 November 2012

Available online 30 November 2012

JEL classification:

H23

Q57

Q12

Q28

Keywords:

Agri-environmental policies

Biodiversity

Spatial pattern

Mathematical programming

Auction schemes

Agglomeration bonus/malus

ABSTRACT

The aim of this paper is to compare different environmental policies for cost-effective habitat conservation on agricultural lands, when the desired spatial pattern of reserves is a random mosaic. We use a spatially explicit mathematical programming model which studies the farmers' behavior as profit maximizers under technical and administrative constraints. Facing different policy measures, each farmer chooses the land-use on each field, which determines the landscape at the regional level. A spatial pattern index (Ripley L function) is then associated to the obtained landscape, indicating on the degree of dispersion of the reserve. We compare a subsidy per hectare of reserve with an auction scheme and an agglomeration malus. We find that the auction is superior to the uniform subsidy for cost-efficiency. The agglomeration malus does better than the auction for the spatial pattern but is more costly.

© 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

In many regions, agricultural lands host a significant share of biodiversity including common and emblematic species. Over the last fifty years however, farmed landscapes have experienced dramatic changes, mainly due to the intensification of farming techniques and increases in the size of agricultural fields. As a result, natural habitats have been transformed and fragmented, leading to many species' decline (Chamberlain et al., 2000; Söderström and Pärt, 2000). Common farmland birds in Europe, for instance, have declined by 25% since the 1980s (Gregory et al., 2005).

In farmlands, dominated by private ownership, providing sufficient incentives to landowners to preserve biodiversity is essential. Agri-environmental policies have progressively been introduced for example in Europe (e.g., Natura 2000) and in the United States (e.g., the Conservation Reserve Program) to preserve habitats. In designing these policies, the economic issue lies in the trade-off between environmental

effectiveness and economic costs (opportunity costs,² compensation payments to farmers and transaction costs). The environmental result depends on the size of the protected area but also on the spatial configuration of this area. A habitat reserve³ of a given size does not have the same ecologic impact when reserve sites are fragmented, agglomerated or distributed as a random mosaic. The best spatial pattern depends on the considered species: the grizzly bear would prefer an agglomerated reserve for instance whereas a black-footed ferret survives better on dispersed reserves (Parkhurst and Shogren, 2007; also Soule and Simberloff, 1986 for insights on the famous SLOSS debate: Single Large or Several Small reserves).

The aim of this paper is to compare different policy instruments for cost-effective habitat conservation on agricultural lands, when the desired spatial pattern of the reserve is a random mosaic. This spatial pattern is adapted to certain threatened bird species that breed on agricultural lands, such as the Little Bustard (*Tetrax tetrax*),

* Corresponding author. Tel.: +33 1 30 81 53 37; fax: +33 1 30 81 53 68.

E-mail addresses: laure.bamiere@grignon.inra.fr (L. Bamière), maia.david@agroparistech.fr (M. David), bruno.vermont@grignon.inra.fr (B. Vermont).

¹ Tel.: +33 1 30 81 59 12.

² The opportunity costs of habitat conservation can be defined as the forgone profits due to setting aside lands instead of implementing a more profitable land-use.

³ We define here the "reserve" as all sites characterized by environment-friendly land-uses and management options. In our case, the reserve can thus include some agricultural land-uses (e.g., grassland).

an Annex 1 species of the European Union Birds Directive (79/409/EEC). Note that most contributions on the spatial configuration of the reserve are concerned with avoiding fragmentation, which is harmful to many species. However, on agricultural lands, where land-uses are generally spatially aggregated due to aggregated land qualities, natural habitats are often aggregated. Therefore, examining the best policies to protect species that inhabit agricultural lands and need to disperse to reserve is a new and useful topic.

Many studies have been devoted to optimal reserve design, mainly in the field of conservation biology (Williams et al., 2005, for a general review; van Wenum et al., 2004; Wossink et al., 1999, for a more specific analysis on agricultural lands). These contributions have focused on the question of where the reserve should be located to adequately (and cost-efficiently⁴) protect the biodiversity. However, they do not address the question of how to reach this optimal reserve. They implicitly assume that the social planner has perfect knowledge on landowners' characteristics and selects reserve sites minimizing opportunity costs. Unfortunately, governmental agencies have imperfect information on private costs and cannot implement the first-best reserve location in a direct way (Lewis et al., 2009).

Designing incentive-based conservation policies, aiming at a cost-efficient reserve under information asymmetries, is thus a further step. Many economic articles have examined this issue using mechanism design theory but without taking into account the spatial characteristics of the conserved area (Ferraro, 2008 for a survey). Recent contributions have introduced the spatial aspects. Lewis and Plantinga (2007), Lewis et al. (2009) and Lewis et al. (2011) study incentive-based policies to reduce habitat fragmentation. These authors use an econometric model to estimate the farmers' decisions (land-use conversion probabilities based on past observations) but do not model the farmers' behavior. Wätzold and Drechsler (2005), Drechsler et al. (2007), Hartig and Drechsler (2009) and Drechsler et al. (2010) ingeniously combine an economic and ecological model to assess various conservation policies. However, they consider exogenous costs for land conservation and do not detail the process explaining these costs (which depend on the landowners' optimal decisions given agricultural prices and yields as well as technical and institutional constraints). Smith and Shogren (2002), Parkhurst et al. (2002), Parkhurst and Shogren (2007, 2008), Reeson et al. (2011) and Williams et al. (2012) use experimental economics to see whether rational individuals can achieve the desired spatial pattern of reserve or to test various ecological metrics, but they do not look into the mechanism that drives the farmers' decisions.

We use an economic mathematical programming model (OUTOPIE) which simulates the farmer's behavior as a profit maximizer under technical and administrative constraints. This leads to land-use choices at the field level and eventually generates a landscape at the regional level. A spatial pattern index (Ripley L function) is then associated to the obtained landscape, indicating the degree of dispersion of the reserve. See Bamière et al. (2011) for a detailed description of the OUTOPIE model.

Mathematical programming farm-level models have largely been used to assess the efficiency of agri-environmental policies (Falconer and Hodge, 2001; Havlik et al., 2005; Mouysset et al., 2011; van Wenum et al., 2004; Wossink et al., 1999). Our model differs in that it takes into account, in addition to the farm-level, both the field and landscape levels, linked to a spatial pattern indicator. As explained above, taking into account these three spatial levels is essential when analyzing biodiversity conservation: the field is the elementary unit of the spatial pattern, the farm is the landowner's decision level, and the resulting landscape level determines the ecological result.

Our model is applied to a Natura 2000 site in France (Plaine de Niort), which aims at protecting the Little Bustard. This bird relies

exclusively on insects found in temporary grasslands, and preferentially breeds in an arable landscape consisting of a mosaic of alfalfa, grasslands and annual crop fields (Wolff et al., 2001). Its conservation therefore implies a random mosaic of extensively managed grasslands and annual crops. While contiguity and connectivity have been studied, to the best of our knowledge Bamière et al. (2011) was the first attempts to account for a random mosaic distribution of the reserve.

While Bamière et al. (2011) use the OUTOPIE model to investigate the suitable allocation of reserve patches and whether a subsidy per hectare of reserve reaches it, we introduce other policy instruments. We compare three instruments – a subsidy per hectare of reserve, an auction scheme and an agglomeration malus – to reach a given percentage of land enrolled in the reserve. The comparison is based on two main criteria: the spatial criterion (reserve patches must form a random mosaic) and the cost criterion (including opportunity costs, public costs and administrative costs).

The auction scheme works as a procurement auction where farmers indicate the minimum payment they wish to receive to convert one parcel of their land to reserve.⁵ The public regulator selects the lowest amount and pays it to the winning farmer against his commitment to convert one parcel to reserve. By favoring competition among farmers, this instrument improves cost-efficiency even when the regulator does not have detailed information on the individual opportunity costs. Empirical studies have demonstrated that cost reductions through conservation auctions can be substantial (Schilizzi and Latacz-Lohmann, 2007; Stoneham et al., 2003). This instrument has increasingly attracted the attention of economists (Glebe, 2008; Latacz-Lohmann and Schilizzi, 2005; Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997, 1998; Said and Thoyer, 2007). This literature however, based on decision theory, usually simplifies bidders' behavior by assuming an exogenous threshold above which bids are not accepted. One of our contributions is the use of auction theory based on game theory, allowing more realism and precision in modeling the bidders' behavior (Klemperer, 1999; McAfee and Mc Millan, 1987).

The agglomeration malus is an instrument which accounts for the spatial issue. It consists of a subsidy per hectare of reserve completed with a malus (i.e. a reduction of the payment) when the additional reserve site is adjacent to another reserve site. This malus is relevant in cases, such as ours, where the desired pattern of the reserve is dispersed. Some authors have examined a similar instrument, an agglomeration bonus (which is relevant when the desired pattern is agglomerated), using experimental economics (Parkhurst and Shogren, 2007, 2008; Parkhurst et al., 2002) and bio-economic modeling (Drechsler et al., 2010).

The rest of the article is structured as follows. First, we present our modeling approach and our method in comparing policy instruments. Then, we introduce an auction scheme and compare it to the subsidy per hectare. Next, we study the agglomeration malus and compare it with the two other instruments. Conclusions and scope for further research are given in the last section.

2. The Mathematical Programming Model

OUTOPIE is a mixed integer linear programming model which accounts for three spatial levels: the field, the farm and the region. Fields are characterized by their soil type, irrigation equipment and the farm to which they belong. This determines the agricultural activities and cropping techniques that can be chosen on each field, as well as the resulting yield and gross margin. The farmer makes the decisions concerning land allocation, taking into account policy constraints (e.g., milk quotas and obligatory set-aside) and technical constraints

⁴ An extension of the basic literature to the field of economics has consisted in incorporating land costs (Hamaide and Sheerin, 2011; Naidoo et al., 2006; Polasky et al., 2008).

⁵ A procurement auction is a type of auction where there are multiple sellers and one central buyer, here the public agency (Fudenberg and Tirole, 1991).

(e.g., feed requirements). Spatial relationships between fields, constituting the landscape, are accounted for at the regional level.

The model includes the major crops in the considered area (wheat, winter barley, sunflower, rapeseed, maize, and sorghum), permanent and temporary grasslands, including alfalfa, and set-aside lands. The reserve is defined here as all lands covered with alfalfa and temporary or permanent grassland, managed in an environment-friendly way.⁶

The model maximizes the sum of farms' gross margins including incomes and costs due to the participation in an agri-environmental program, subject to field, farm and landscape level constraints. This is represented in Program (1), where X^f is the matrix of farm f 's activities. $X_{i,r}^f$ are variables of the matrix X^f that indicate whether field i is enrolled in reserve type r (i.e. in one of the environment-friendly managed grassland). There are equal to the size of field i when i is enrolled in the reserve and to 0 otherwise. Π_r is the farm's gross margin from agricultural activities; cp_r is the per hectare compensation payment for an enrolment in reserve type r ; vtc_r is a variable transaction cost per hectare of reserve; ftc is a fixed private transaction cost for program participation and RP_f is a binary variable equal to 1 if the farm participates in the agri-environmental program.

$$\begin{aligned} \max \sum_f & \left[\Pi_f(X^f) + \left(\sum_{r,i} (cp_r - vtc_r) X_{i,r}^f - ftc \right) RP_f \right] \\ \text{s.t.} & \text{Field}(X^f), \text{Farm}(X^f), \text{Landscape}(X^f). \end{aligned} \quad (1)$$

This model is applied to a Natura 2000 site located in Plaine de Niort, in Poitou-Charente, France. This area was traditionally dedicated to mixed farming but has recently undergone a rapid specialization in crop production, threatening some populations of birds such as the Little Bustard (*Tetrax tetrax*). The whole Natura 2000 site is about 20,000 hectares (ha) but we have chosen to concentrate on a restricted stylized area of 2700 ha divided into 900 fields of 3 ha each (Fig. 1). There are three main groups of soils in Plaine de Niort – calcareous valley, deep and shallow plain soils – with different agricultural potentials. They are represented on the grid (Fig. 1) according to the ratio and layout observed. We considered 12 crop growing farms and 6 mixed dairy farms, both types being located on all types of soils and some of them having the possibility to irrigate a fixed set of contiguous fields. More details can be found on the description and the validation of the OUTOPIE model, as well as on the case study, in Bamière et al. (2011).

In order to account for the spatial pattern of the obtained reserve, the model has been completed with a spatial indicator. According to some ecologist experts (Bretagnolle et al., 2009), the most suitable spatial pattern for the Little Bustard conservation is at least 15% of land covered by extensively managed grassland patches (3 ha being the ideal field size), randomly or regularly located within any radius between 100 and 1000 m. As a consequence, we need to measure not only the size but also the shape of the reserve generated by the model. In order to do so, we use an indicator based on Ripley K and L functions (Ripley, 1977, 1981). These functions measure both the density of the reserve and the distances between reserve sites. They are widely used in plant ecology (Haase, 1995). Results can be interpreted as follows (Fig. 2 for two spatial distributions of the reserve and Fig. 3 for the associated values of the Ripley function L): a) if L remains within the confidence envelop (dotted lines in Fig. 3) then the spatial pattern of the reserve is significantly (Poisson) random; b) if L is above the upper limit of the confidence envelop, then the spatial pattern is clustered or aggregated. More details are given on the Ripley indicator in Bamière et al. (2011).

⁶ We define here an environment-friendly management as a Little Bustard-friendly management, characterized by restrictions on livestock density, fertilization, pesticides, and mowing dates.

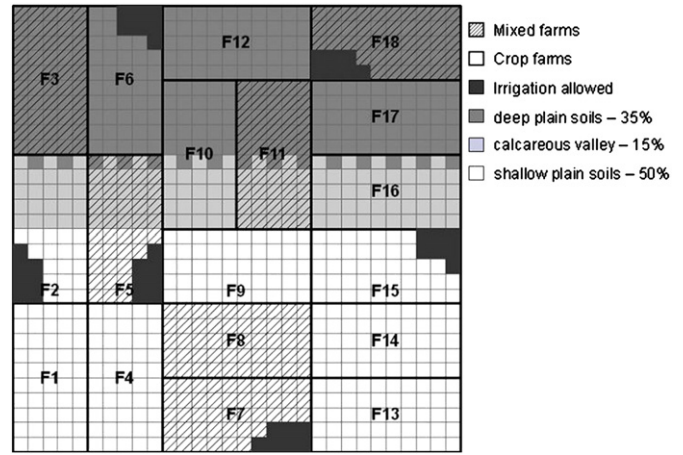


Fig. 1. Model representation of the studied area (18 farms; 3 soil types).

3. A Comparison of Policy Instruments

We now use our modeling approach to compare different policy instruments in order to reach a given environmental objective. This objective, consistent with ecologists' recommendation for the Little Bustard, is 15% of land covered with reserve.

The policy instruments are compared according to two criteria. First, we compare the total costs of reaching the 15% objective (cost-efficiency).

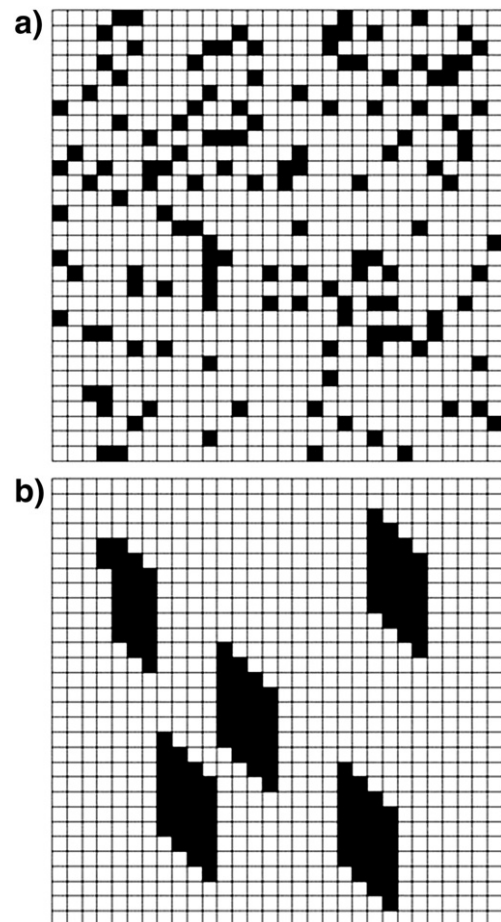


Fig. 2. Spatial distribution of 135 reserve plots on a 900 plot grid: a) random, b) aggregated.

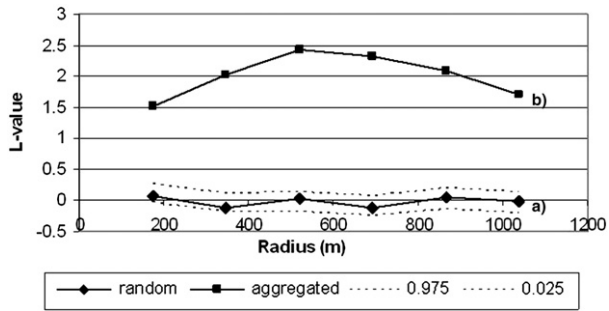


Fig. 3. Ripley L function for the random (a) and aggregated (b) distributions.

Second, we examine the spatial configuration of the obtained reserve and whether reserve patches are randomly dispersed (i.e. whether the Ripley function is in the confidence envelop). We have chosen to consider both these criteria independently without giving a priority to one or the other.⁷

Regarding the total costs of the policy, we first consider the private costs. These are the sum of the opportunity costs – or forgone profits – incurred by farmers when converting their lands to reserve. These costs are minimized when converting first the less profitable lands, i.e., those with a lower associated gross margin. The three instruments we compare – namely a subsidy, an auction and a subsidy with agglomeration malus – are incentive-based instruments that let the farmers choose which parcels they convert to reserve. As the profit-maximizing farmer always chooses to convert first the cheapest parcels, we can show that total opportunity costs are automatically minimized. Therefore, the minimization of private costs is not a discriminatory criterion among the instruments we study.

We next consider the public costs of the policy. These are defined as the sum of the compensation payments to farmers. We assume we wish to compensate farmers for the opportunity costs of habitat conservation.⁸ However, these costs are heterogeneous among farmers (due to different farm types, land qualities, etc.) and, generally, the policy-maker does not know each farmer's costs. Moreover, farmers are not willing to reveal their real costs as, by communicating higher levels, they would increase their compensation payment (adverse selection). As a result, the public regulator cannot pay the exact amount compensating the farmers' costs. We will see how some instruments deal better than others with this issue.

The subsidy per hectare of reserve has been studied in Bamière et al. (2011). This instrument reaches the 15% objective with a total public cost of 279,000 euros. Total payments to landowners exceed their real opportunity costs due to imperfect information (the uniform subsidy is set so as to cover the cost of the most expensive parcel converted to reserve whereas some cheaper parcels have been converted). In total, farmers are compensated about 92% above their real costs, which shows tremendous cost inefficiencies to ensure sufficient participation from the high-costs land-owners, therefore over-compensating the low-costs farmers. This can be explained as follows. In order to be cost-efficient, a policy instrument must offer a compensation payment as close as possible to the real costs incurred by the farmer to convert lands to reserve. However, as we have seen, these costs are heterogeneous and when using a uniform payment, payments exceed real costs as the payment must be high enough to cover high-costs reserve, therefore over-compensating low-costs reserves.

⁷ In order to give a priority to one objective or the other, we would have to write a social welfare function including the value for society of this bird's survival and explicating the way the spatial pattern of reserve affects its probability of survival. This goes beyond the scope of our analysis.

⁸ This is consistent with the idea of remunerating them for an environmental service to society.

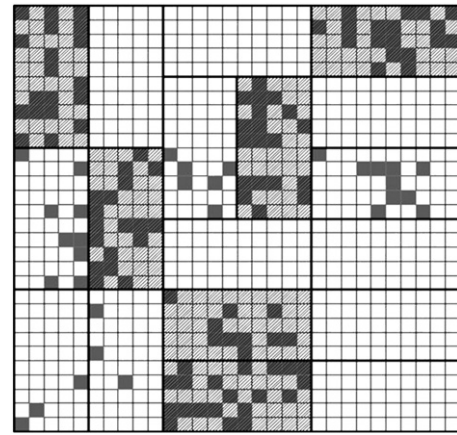


Fig. 4. Reserve location with the subsidy per hectare.

Moreover, this subsidy does not reach a suitable configuration of reserves: the Ripley function is outside the confidence envelop (Figs. 4 and 5). This is linked to the fact that landowners reserve the parcels that represent the lowest opportunity costs. These opportunity costs are linked to the quality of the land, the farm type (mixed farms vs. crop farms) and/or the possibility to irrigate. These characteristics being partly aggregated (which is common on agricultural lands), the obtained reserve is partly aggregated.

We now consider other instruments that might perform better than the subsidy, either on its cost-efficiency (e.g., the auction) or on the spatial objective (e.g., the agglomeration malus).

4. The Auction Scheme

Auction schemes have increasingly attracted the attention of policy-makers to deal with agri-environmental regulation with incomplete information. Several real cases exist such as the Conservation Reserve Program in the United States (Kirwan et al., 2005), the Bush Tender in Australia (Stoneham et al., 2003) or some regional experiences in Germany (Groth, 2005). According to many economists, this policy instrument, by favoring competition among farmers, helps minimize the payments to farmers even though they detain private information on costs (Cason and Gangadharan, 2004; Reeson et al., 2011; Taylor et al., 2004 and the references given in the Introduction).

The auction we study here is a discriminatory-price sealed-bid procurement auction which works as follows. First, farmers submit their bid to the public regulator, i.e. they indicate the minimum payment they wish to receive to accept converting one parcel of their land to reserve. Their bid is sealed, meaning that the other farmers cannot observe it. Second, the regulator selects the best offer, i.e. the lowest amount, and pays this amount to the winning farmer against one additional parcel of reserve on his land. If several farmers bid at the lowest amount, they all win the bidding and receive this amount

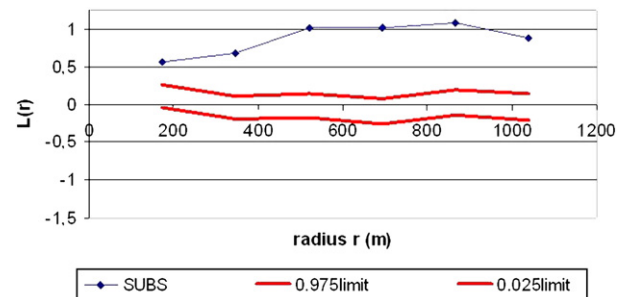


Fig. 5. The Ripley L function with the subsidy per hectare.

against one parcel of reserve. The operation is repeated until the total reserve reaches the desired size.

In the literature on auctions in conservation contracts, most contributions are based on decision theory⁹ (Glebe, 2008; Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997, 1998; Rousseau and Moons, 2006; Said and Thoyer, 2007). This stream of literature has the advantage of being simple and tractable but its limit lies in the fact that it considers the threshold above which a bid is not accepted as exogenous, rather than resulting from the interaction among bidders. One of the main contributions of this article is that we model bidders' behavior and derive a formula for the optimal bid of a bidder i based on game theory.

We assume there are n farmers. For simplicity, we assume in our demonstration that all farmers are risk-neutral but we can show easily that our results on the auction's performance remain valid in the case of risk-adverse farmers. Let us denote as Π_i^0 the profit of farm i without any commitment on its land-use and Π_i^1 its profit – not including the compensation payment – when farm i signs a contract with the public authority, committing to one additional parcel of reserve on its land. $v_i = \Pi_i^0 - \Pi_i^1$ represents the forgone profit of farm i (or opportunity costs) due to an additional parcel of reserve. Following the basic literature in game theory on auctions (Klemperer, 1999), we assume that the values v_i are “independent private values”, i.e. it is private information for each farmer i and it is common knowledge that each v_i is independently drawn from the same continuous distribution $F(v)$ on $[0, \bar{v}]$, with density $f(v)$. The assumption of independent private values is realistic in our case as opportunity costs are specific to each farm according to their type, land quality and irrigation equipment. Note that the lowest value for v is necessarily 0 as the opportunity cost cannot be negative for rational landowners who maximize their profit.

Given our assumptions, we can prove that the optimal bid of a farmer with opportunity cost v is given by the following formula

$$b^*(v) = v + \frac{\int_v^{\bar{v}} [1 - F(x)]^{n-1} dx}{[1 - F(v)]^{n-1}}. \tag{2}$$

Proof. The optimal bid of player i of opportunity cost v is the expectation of the lowest of the remaining $(n - 1)$ values conditional on all these values being above v . Since the density of the lowest of $(n - 1)$ values is $(n - 1)f(v)[1 - F(v)]^{n-2}$ (expected value of v given that this value is inferior to the $(n - 2)$ remaining values), the expectation of the lowest of $(n - 1)$ values is

$$\int_0^{\bar{v}} x(n-1)f(x)[1 - F(x)]^{n-2} dx.$$

The probability that v is inferior to the lowest of the $(n - 1)$ remaining values is then

$$\int_0^{\bar{v}} (n-1)f(x)[1 - F(x)]^{n-2} dx.$$

As a result, the optimal bid is

$$\frac{\int_0^{\bar{v}} x(n-1)f(x)[1 - F(x)]^{n-2} dx}{\int_0^{\bar{v}} (n-1)f(x)[1 - F(x)]^{n-2} dx}. \tag{3}$$

After integrating the numerator by parts and simplifying, this yields Formula (2). Our methodology is inspired from Klemperer (1999) but adapted to a procurement auction case.■

Formula (2) describes the farmer's behavior which makes a trade-off between net payoffs and the acceptance probability. A higher bid increases the net payoff but reduces the probability of winning, and

⁹ Decision theory examines the decisions of rational individuals facing uncertainty but, contrary to game theory, it does not look into the strategic interactions among these individuals and how these interactions affect their decisions.

vice-versa. Each farmer's bid is then equal to his opportunity cost v (first term in Eq. (2)) plus a margin depending on v (second term in Eq. (2)). We can actually show that this margin is decreasing in v and we can easily see that for the farmer with the highest opportunity costs, i.e. with type \bar{v} , this margin is equal to zero. In other words, it is optimal for bidders to bid above their real costs in order to increase their gains. This phenomenon is amplified for low-costs participants (who can easily bid above their costs and remain competitive), whereas high costs participants are more likely to bid close to their costs in order to remain competitive. As a result, both the subsidy and the auction scheme may induce an over-compensation of farmers compared to their real opportunity costs.

In order to go further, we assume v follows a normal distribution on $[0, \bar{v}]$ with mean $E(v)$ and standard deviation σ . Note that another limit of the current literature on conservation auctions using decision theory is the use of a uniform distribution for the exogenous bid cap above which the bid is not accepted (Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997). By using here a normal distribution for farmers' types, our model is more realistic as some opportunity costs levels are more common than others, especially at a local scale.

The formula for b^* in the normal distribution case is

$$b^*(v) = v + \frac{\int_v^{\bar{v}} \left[1 - \int_0^x \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(u-x)^2}{2\sigma^2}\right) du \right]^{n-1} dx}{\left[1 - \int_0^v \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(u-x)^2}{2\sigma^2}\right) du \right]^{n-1}}. \tag{4}$$

In our model, it has been found that the highest possible value for the opportunity cost (the highest possible difference between the profit without any constraint and the profit when committing to one additional parcel in reserve) is $\bar{v} = 3320$ euros. We can then show through many simulations using *Mathematica* that, for a wide range of values of σ and v , b^* can be approximated by v , i.e. the second-term in Eq. (4) tends towards zero with a 10^{-1} precision (i.e. 10 euro cents). In other words, in our case, the auction approximately allows to pay farmers at their real cost. This result is due to the value of \bar{v} in our case but it is shown to remain valid for many values for \bar{v} , v and σ as long as \bar{v} is not too small.¹⁰

Using this auction model, we introduce this policy instrument in the OUTOPIE model. Auction rounds are repeated until 15% of the zone is enrolled in the reserve. To limit learning effects and collusion among bidders, we assume there is no diffusion of information between two auction rounds (i.e. the amount of the winning bid and the identity of the winner are not revealed). As argued by Milgrom (1987), the advantage of a sealed-bid design is that it is less susceptible to collusion.¹¹

We find that the auction reaches the 15% objective with a total public cost of 145,000 euros which approximately corresponds to farmers' real costs of conversion. The auction therefore reaches a much better cost-efficiency than the subsidy, which was almost

¹⁰ For example, the threshold value for \bar{v} above which bidders' margin is insignificant is $\bar{v} = 22$ when $\sigma = 500$ and $v = 0.5$. It is even lower for higher values for v . More details regarding these simulations are available upon request.

¹¹ In multi-unit auctions or repeated auctions, there is a risk of collusion among bidders (Klemperer, 1999). That is, if communication is possible and easy among farmers, they may agree to increase simultaneously their bid in order to improve their gain, which reduces the cost-efficiency of the auction for the public agency. However, bidders are also competitors and may be tempted to deviate from this type of agreement in order to lower unilaterally their bid and win the conservation contract (prisoners' dilemma). The literature in game theory shows that in a repeated game with finite horizon, the prisoners' dilemma persists and cooperation among players to collude is not stable (Fudenberg and Tirole, 1991). Moreover, bids are sealed in our case, limiting the diffusion of information among bidders. As a result, we assume that no collusion occurs although the game is repeated. There may be, however, some learning effects due to the fact the auction is repeated; this has been studied in experimental economics (Reeson et al., 2011) and remains an interesting scope for further research.

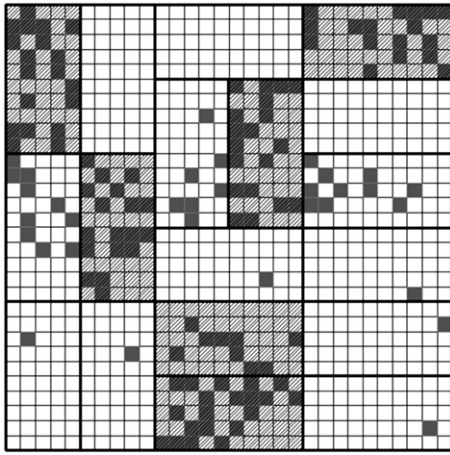


Fig. 6. Reserve location with the auction scheme.

twice more expensive. This is due to the fact that as explained above, in our case, the auction is approximately cost-efficient.

Regarding the spatial configuration of the reserve, the auction does not reach the desired pattern (Figs. 6 and 7, where the Ripley function is shown to be outside the confidence envelop). As with the subsidy, the reserve is found to be partly aggregated in the auction scheme due to the aggregation of low-cost parcels. Let us now look into another policy instrument that explicitly takes into account the spatial issue.

5. The Agglomeration Malus

For many species, the spatial configuration of the habitat reserve – and not only its total size – is crucial for survival. There is no scientific consensus on the optimal spatial pattern of the reserve (which depends on the species) and only very few policy instruments have been developed to take into consideration these spatial issues. In the emerging literature on the topic, the most recurrent objective is to avoid reserve fragmentation. Parkhurst et al. (2002) and Parkhurst and Shogren (2007, 2008), for instance, examine an incentive mechanism called an agglomeration bonus, which awards landowners bonus payments for the conservation of adjacent parcels.¹² These authors use experimental economics to examine whether players are able to coordinate and reach the desired spatial configuration of land when facing such an agglomeration bonus.

We focus here on a similar instrument but reversed – an agglomeration malus – given that, on agricultural lands, it may be useful to avoid a too aggregated reserve, harmful to certain species such as the Little Bustard. Note that Parkhurst and Shogren (2007) do not exclude negative values for the agglomeration bonus in some of their experiments, thus implicitly examining an agglomeration malus. We assume the farmers receive a payment per hectare of reserve but this payment is reduced when the remunerated parcel is adjacent to an existing reserve. We distinguish the parcels that are completely adjacent to the remunerated parcel from those having only one corner in common with this parcel. For example, if we assume a farmer receives a payment for the conversion of parcel 5 to the reserve (Fig. 8). He will pay the total malus if parcel 2, 4, 6 or 8 is in the reserve. And he will pay a lower amount – say half the malus¹³ – if parcel 1, 3, 7 or 9 is in the reserve,

¹² A real-world application of an agglomeration bonus is Oregon's Conservation Reserve Enhancement Program (CREP), established in 1998 with the goal of assisting the recovery of salmon and trout species through the creation of riparian buffers along stream habitat (Groux, 2010).

¹³ Our spatial results are robust when changing this parameter from 1/2 to any $\alpha \in]0, 1[$. This is due to the fact that, in the framework of our model, there are no adjacent parcels in reserve at the equilibrium so any positive value yields the same spatial pattern.

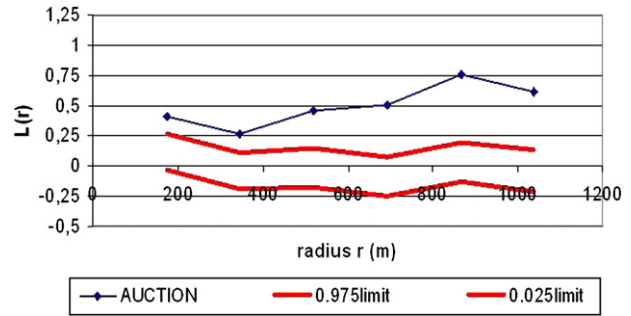


Fig. 7. The Ripley L function with the auction scheme.

as these parcels only have one corner in common with parcel 5. The farmer pays the malus per adjacent parcel in reserve (or half the malus per parcel with one corner in common with the remunerated parcel). In the example below, where parcels in gray are in the reserve, the farmer has to pay 2.5 times the malus when receiving the payment for converting parcel 5 to the reserve.

We assume farmers can observe the existing parcels in reserve, as is consistent with reality. Moreover, we assume that when deciding which parcel to convert to reserve, they can communicate with their neighbors to coordinate in order to avoid an unexpected malus. In other words, farmers are aware of which parcels on neighbors' lands will be converted to reserve. This assumption is easily justified by the fact that, contrarily to the auction case where farmers are competitors (they have both conflicting and common interests, inducing a prisoners' dilemma), in the case of the agglomeration malus, farmers only have common interests to avoid the malus and obtain the greatest possible payment. Moreover, some experiments have demonstrated that, when it is in their interest, agents are able to coordinate facing an agglomeration payment (Parkhurst and Shogren, 2007).

We find that this instrument reaches 15% of reserve with a total public cost of approximately 279,000 euros, which is the same amount as with the subsidy. This is not surprising given that, in our grid, farmers can locate the reserve patches so as not to pay the malus; they thus receive the same amount as with the standard subsidy. This instrument is therefore about twice more expansive than the auction scheme. However, it leads to the desired spatial pattern (Figs. 9 and 10): the Ripley L function is inside the confidence envelop.¹⁴

6. Summary and Discussion

We have compared three incentive-based policy instruments – a subsidy per hectare of reserve, an auction and an agglomeration malus – in order to reach a given size of reserve on agricultural lands, with reserve patches forming a random mosaic. In the framework of our model, the auction scheme has proven to be much more cost-efficient than the subsidy by reducing almost by half the public expenditures. The agglomeration malus is as costly as the subsidy and thus more costly than the auction but allows a better spatial pattern than both other instruments. As a result, we cannot rank the auction compared to the agglomeration malus as the former is more cost-efficient whereas the latter is more spatially efficient. We therefore have a trade-off between minimizing the public costs of the policy and reaching the desired spatial pattern of reserves.

Our work can be improved in many directions. The positive results on the auction's cost-efficiency must be mitigated for three main reasons. i) The specific characteristics of our case study lead to an insignificant margin in farmers' optimal bid, thus caricaturing the cost advantage of the auction. ii) The auction scheme may induce higher

¹⁴ Except for the first point (200 m radius): 200 m corresponds to the maximal distance between any adjacent plots. The malus therefore generates over-dispersion at this level.

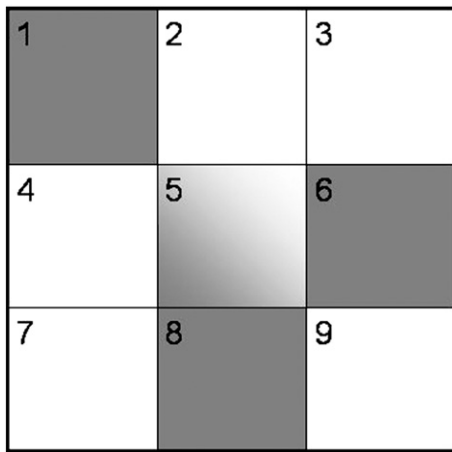


Fig. 8. The agglomeration malus.

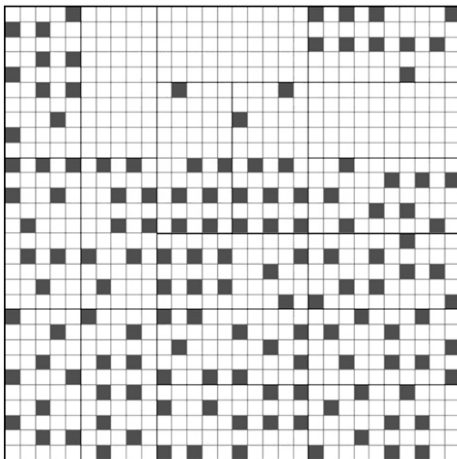


Fig. 9. Reserve location with the agglomeration malus.

administrative costs than a standard subsidy due to a more complex procedure; data on the differences in administrative costs according to the instrument would be useful to incorporate this point in our analysis. iii) The fact that the auction is repeated may induce some strategic behavior and learning effects from the bidders, which could reduce the cost efficiency of this instrument.

Scope for further research includes introducing other policy instruments such as a heterogeneous payment scheme (based on mechanism design theory; Glebe, 2008; Wu and Babcock, 1996) or a reserve trading scheme, both potentially improving cost-efficiency. Also, we could improve the design of the auction scheme so as to deal more specifically with the spatial issue. This includes revising the scoring of bids taking into account a selection criteria which depends on the status of the adjacent parcel.¹⁵ Furthermore, one of the priority extensions of our work would be to introduce a metric of the biological result per money spent, either by creating an indicator of the ecological result linked to the obtained spatial pattern (Bretagnolle and Inchausti, 2005) or by coupling our economic model with an ecological model (Barraquand and Martinet (2011) for a first attempt with a theoretical model; Drechsler et al., 2010).

Acknowledgment

This work was carried out with the financial support of the «ANR—Agence Nationale de la Recherche—The French National Research Agency» under the project «ANR-07-BDIV-002, BioDivAgriM »

¹⁵ See Williams et al. (2012) for more on the scoring of bids and ecological metric.

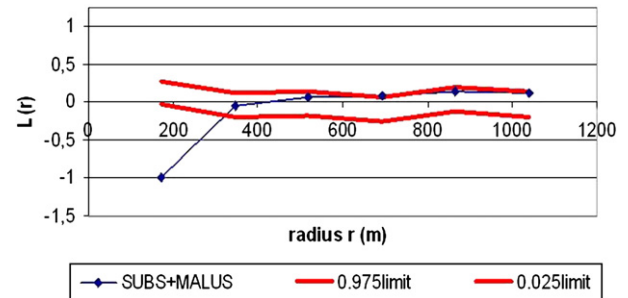


Fig. 10. The Ripley L function with the agglomeration malus.

coordinated by V. Bretagnolle, CNRS. We also wish to thank Petr Havlik for initiating this work as well as Vincent Martinet, Florence Jacquet and two anonymous referees for fruitful discussions and useful comments.

References

- Bamière, L., Havlik, P., Jacquet, F., Lherm, M., Millet, G., Bretagnolle, V., 2011. Farming system modelling for agri-environmental policy design: the case of a spatially non-aggregated allocation of conservation measures. *Ecological Economics* 70 (5), 891–899.
- Barraquand, F., Martinet, V., 2011. Biological conservation in dynamic agricultural landscapes: effectiveness of public policies and trade-offs with agricultural production. *Ecological Economics* 70, 910–920.
- Bretagnolle, V., Inchausti, P., 2005. Modeling population reinforcement at a large spatial scale as a conservation strategy for the declining Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in agricultural habitats. *Animal Conservation* 8, 59–68.
- Bretagnolle, V., Villers, A., Denonfoux, L., Cornulier, T., Inchausti, P., Badenhauer, I., 2009. Alfalfa and the Conservation of Little Bustards and Other Farmland Birds in Central-Western France. *Ibis*.
- Cason, T.L., Gangadharan, L., 2004. Auction design for voluntary conservation programs. *American Journal of Agricultural Economics* 86 (5), 1211–1217.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., Shrubbs, M., 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37, 771–788.
- Drechsler, M., Wätzold, F., Johst, K., Bergmann, H., Settele, J., 2007. A model-based approach for designing cost-effective compensation payments for conservation of endangered species in real landscapes. *Biological Conservation* 140, 174–186.
- Drechsler, M., Wätzold, F., Johst, K., Shogren, J.F., 2010. An agglomeration payment for cost-effective biodiversity conservation in spatially structured landscape. *Resource and Energy Economics* 32 (2), 261–275.
- Falconer, K., Hodge, I., 2001. Pesticide taxation and multi-objective policy-making: farm modelling to evaluate profit/environment trade-offs. *Ecological Economics* 36, 263–279.
- Ferraro, P.J., 2008. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics* 65, 810–821.
- Fudenberg, D., Tirole, J., 1991. *Game Theory*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- Glebe, T.W., 2008. Scoring two-dimensional bids: how cost-effective are agri-environmental auctions? *European Review of Agricultural Economics* 35 (2), 143–165.
- Gregory, R.D., Van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B., Gibbons, D.W., 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 360, 269–288.
- Groth, M., 2005. Auctions in an outcome-based payment scheme to reward ecological services in agriculture — conception, implementation and results. 45th Congress of Regional Sciences Association, Amsterdam, 23–27th August.
- Grout, C.A., 2010. *Incentives for Spatially Coordinated Land Conservation: A Conditional Agglomeration Bonus*. Oregon State University.
- Haase, P., 1995. Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's K-function: introduction and methods of edge correction. *Journal of Vegetation Science* 6, 575–582.
- Hamaide, B., Sheerin, J., 2011. Species protection from current reserves: economic and biological considerations, spatial issues and policy evaluation. *Ecological Economics* 70, 667–675.
- Hartig, F., Drechsler, M., 2009. Smart spatial incentives for market-based conservation. *Biological Conservation* 142, 779–788.
- Havlik, P., Veyssat, P., Boisson, J.-M., Lherm, M., Jacquet, F., 2005. Joint production under uncertainty and multifunctionality of agriculture: policy considerations and applied analysis. *European Review of Agricultural Economics* 32, 489–515.
- Kirwan, B., Lubowski, R.N., Roberts, M.J., 2005. How cost-effective are land retirement auctions? Estimating the difference between payments and willingness to accept in the Conservation Reserve Program. *American Journal of Agricultural Economics* 87, 1239–1247.
- Klemperer, P., 1999. Auction theory: a guide to the literature. *Journal of Economic Surveys* 13, 227–286.
- Latacz-Lohmann, U., Schilizzi, S., 2005. Auctions for conservation contracts: a review of the theoretical and empirical literature. Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department (October).

- Latacz-Lohmann, U., Van der Hamsvoort, C., 1997. Auctioning conservation contracts: a theoretical analysis and an application. *American Journal of Agricultural Economics* 79, 407–418.
- Latacz-Lohmann, U., Van der Hamsvoort, C., 1998. Auctions as a means of creating a market for public goods from agriculture. *Journal of Agricultural Economics* 49, 334–345.
- Lewis, D.J., Plantinga, A.J., 2007. Policies for habitat fragmentation: combining econometrics with GIS-based landscape simulations. *Land Economics* 83, 109–127.
- Lewis, D.J., Plantinga, A.J., Wu, J., 2009. Targeting incentives to reduce habitat fragmentation. *American Journal of Agricultural Economics* 91 (4), 1080–1096.
- Lewis, D.J., Plantinga, A.J., Nelson, E., Polasky, S., 2011. The efficiency of voluntary incentive policies for preventing biodiversity loss. *Resource and Energy Economics* 33, 192–211.
- McAfee, R.P., Mc Millan, J., 1987. Auctions and bidding. *Journal of Economic Literature* 25, 699–738.
- Milgrom, P., 1987. Auction Theory. In: Bewley, T. (Ed.), *Advances in Economic Theory – Fifth World Congress*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Mouysset, L., Doyen, L., Jiguet, F., Allaire, G., Leger, F., 2011. Bio economic modeling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands. *Ecological Economics* 70, 617–626.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P.J., Polasky, S., Ricketts, T.H., Rouget, M., 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution* 21 (12), 681–687.
- Parkhurst, G., Shogren, J.F., 2007. Spatial incentives to coordinate contiguous habitat. *Ecological Economics* 64, 344–355.
- Parkhurst, G., Shogren, J.F., 2008. Smart subsidies for conservation. *American Journal of Agricultural Economics* 90, 1192–1200.
- Parkhurst, G., Shogren, J.F., Bastian, C., Kivi, P., Donner, J., Smith, R.B., 2002. Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. *Ecological Economics* 41, 305–328.
- Polasky, S., Nelson, E., Camm, J., Csuti, B., Fackler, P., Lonsdorf, E., Montgomery, C., White, D., Arthur, J., Garber-Yonts, B., Haight, R., Kagan, J., Starfield, A., Tobalske, C., 2008. Where to put things? Spatial land management to sustain biodiversity and economic returns. *Biological Conservation* 141, 1505–1524.
- Reeson, A.F., Rodriguez, L.C., Whitten, S.M., Williams, K., Nolles, K., Windle, J., Rolfe, J., 2011. Adapting auctions for the provision of ecosystem services at the landscape scale. *Ecological Economics* 70, 1621–1627.
- Ripley, B.D., 1977. Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society* 39, 172–212.
- Ripley, B.D., 1981. *Spatial Statistics*. Wiley-Interscience, New York, NY.
- Rousseau, S., Moons, E., 2006. Auctioning conservation contracts: an application to the Flemish afforestation policy. *Energy Transport and Environment Working Paper Series n. 2006-06*. Center for Economic Studies, Catholic University of Leuven.
- Said, S., Thoyer, S., 2007. *Agri-Environmental Auctions with Synergies*. LAMETA Working Paper 2007-07.
- Schilizzi, S., Latacz-Lohmann, U., 2007. Assessing the performance of conservation auctions: an experimental study. *Land Economics* 83, 497–515.
- Smith, R.B., Shogren, J.F., 2002. Voluntary incentive design for endangered species protection. *Journal of Environmental Economics and Management* 43, 169–187.
- Söderström, B., Pärt, T., 2000. Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Conservation Biology* 14, 522–533.
- Soule, M., Simberloff, D., 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves. *Biological Conservation* 35, 19–40.
- Stoneham, G., Chaudhri, V., Ha, A., Strappazzon, L., 2003. Auctions for conservation contracts: an empirical examination of Victoria's BushTender trial. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 47 (4), 477–500.
- Taylor, M.A., Shogren, B., Randall, A., Pushkarskaya, H., 2004. Group contracts for voluntary non-point source pollution reductions: evidence from experimental auctions. *American Journal of Agricultural Economics* 86 (5), 1196–1202.
- van Wenum, J.H., Wossink, G.A.A., Renkema, J.A., 2004. Location-specific modeling for optimizing wildlife management on crop farms. *Ecological Economics* 48, 395–407.
- Wätzold, F., Drechsler, M., 2005. Spatially uniform versus spatially heterogeneous compensation payments for biodiversity-enhancing land-use measures. *Environmental and Resource Economics* 31, 73–93.
- Williams, J.C., ReVelle, C.S., Levin, S.A., 2005. Spatial attributes and reserve design models: a review. *Environmental Modeling and Assessment* 10, 163–181.
- Williams, K.J., Reeson, A.F., Drielsma, M.J., Love, J., 2012. Optimised whole-landscape ecological metrics for effective delivery of connectivity-focused conservation incentive payments. *Ecological Economics* 81, 48–59.
- Wolff, A., Paul, J.-P., Martin, J.-L., Bretagnolle, V., 2001. The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the little bustard. *Journal of Applied Ecology* 38, 963–975.
- Wossink, A., van Wenum, J., Jurgens, C., de Snoo, G., 1999. Coordinating economic, behavioral and spatial aspects of wildlife preservation in agriculture. *European Review of Agricultural Economics* 26, 443–460.
- Wu, J., Babcock, B.A., 1996. Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 78, 935–945.