

**ÉCONOMIE
RURALE**

Économie rurale

Agricultures, alimentations, territoires

353-354 | mai-juillet 2016
Terres agricoles

Etat De L'art

Foncier agricole, qualité de l'eau et intervention publique

Agricultural land, water quality and public policy: a literature review

Sophie Legras, Elsa Martin et Camille Régnier



Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/economierurale/4947>

DOI : 10.4000/economierurale.4947

ISSN : 2105-2581

Éditeur

Société Française d'Économie Rurale (SFER)

Édition imprimée

Date de publication : 30 juin 2016

Pagination : 113-126

ISSN : 0013-0559

Référence électronique

Sophie Legras, Elsa Martin et Camille Régnier, « Foncier agricole, qualité de l'eau et intervention publique », *Économie rurale* [En ligne], 353-354 | mai-juillet 2016, mis en ligne le 30 juin 2018, consulté le 04 mai 2019. URL : <http://journals.openedition.org/economierurale/4947> ; DOI : 10.4000/economierurale.4947

Foncier agricole, qualité de l'eau et intervention publique

Sophie LEGRAS, Elsa MARTIN, Camille RÉGNIER • INRA, UMR1041 CESAER, Université Bourgogne Franche-Comté, AgroSup Dijon, Dijon
sophie.legras@dijon.inra.fr ; elsa.martin@dijon.inra.fr ; camille.regnier@dijon.inra.fr

Au travers d'une revue de littérature en sciences économiques, les auteures envisagent le recours à l'intervention foncière pour la reconquête de la qualité de l'eau. Elles mettent en évidence les différentes formes d'intervention publique ayant un effet sur le foncier et pouvant contribuer à l'amélioration de la qualité de l'eau. Les auteures reviennent sur les différentes stratégies de sélection des terres à préserver en priorité dans un contexte budgétaire contraint pour finalement souligner l'importance de la totalité des coûts liés à l'intervention foncière, qu'ils soient *ex ante*, *ex post*, directs ou indirects.

MOTS-CLÉS : *marché foncier, qualité de l'eau, usage du sol, occupation du sol*

Agricultural land, water quality and public policy: a literature review

Through a literature review in economics, the authors propose to consider land intervention to achieve water quality objectives. They bring to the fore public policies that impact land and that can be implemented to improve water quality. Then they detail land selection strategies that can be implemented when the budget is limited. Finally, they show how the consideration of all the costs of public intervention, whether ex ante, ex post, direct or indirect, is paramount in the design of public policy. (JEL: Q25, Q53, Q28, R52).

KEYWORDS: *land market, water quality, land-use, land cover*

La pollution des eaux superficielles et souterraines est aujourd'hui au cœur des préoccupations environnementales et occupe une place importante dans le débat public (CGDD-SOeS, 2010). La dégradation progressive de la qualité de l'eau au cours des dernières décennies, notamment par l'augmentation de la teneur en nitrates et résidus de pesticides en lien avec les pratiques de production agricole intensives, oblige les décideurs publics à concevoir des politiques visant à enrayer ce processus. Les problèmes de qualité de l'eau sont étudiés par les économistes depuis longtemps. Les travaux de Kneese (1964), traduits et adaptés au cas français en 1967, ont par exemple largement inspiré la législation française en matière de gestion des ressources en eau. Plutôt que de revenir sur cette littérature, nous proposons de voir en quoi les politiques

foncières peuvent contribuer à la gestion de la qualité de l'eau, en se concentrant sur les polluants d'origine agricole.

En effet, comme explicitement démontré par Hascic et Wu (2006), occupation et usage du sol participent à la qualité de l'eau. Ainsi, et c'est le point de vue que nous défendons, les politiques foncières peuvent avoir pour objectif l'amélioration de la qualité de l'eau. La Commission européenne (Eurostat, 2001) distingue les notions d'occupation et d'usage en proposant les définitions suivantes. L'occupation du sol est une description physique de l'espace. On distingue alors les différentes catégories biophysiques suivantes : les zones de végétation (forêts, pelouses, ou champs), les sols nus, les surfaces dures (roches, bâtiments), et les surfaces humides et plans d'eau. Un changement d'occupation agricole du sol contribuant

à l'amélioration de la qualité de l'eau pourrait consister à couvrir les sols nus ou à passer de champs cultivés à des surfaces humides dont le pouvoir épurateur est bien connu (voir Mitsch et Gosselink, 2000). L'usage du sol renvoie quant à lui à la fonction d'un type d'occupation du sol et conduit à la description des zones selon leur finalité socio-économique : superficies à vocation résidentielle, industrielle, commerciale ou agricole, ou encore destinées aux loisirs ou à la préservation¹. Un changement d'usage du sol visant à supprimer les pollutions d'origine agricole pourrait consister à passer d'un usage agricole à un usage de préservation du sol.

Alors que les politiques classiques agissent sur les pratiques agricoles de manière à limiter l'utilisation d'intrants polluants, les politiques foncières vont plutôt agir sur l'usage et l'occupation des sols, par la mise en place de mesures d'aménagement du territoire et de zones de préservation. Nous montrons que la prise en compte des effets directs et indirects de ces politiques foncières sur le marché foncier, agricole en particulier, est cruciale afin de guider la prise de décision publique.

Dans cet article, nous proposons, sur la base d'une revue de littérature en sciences économiques, de préciser les mécanismes économiques en jeu lors de la mise en œuvre de ces politiques foncières. Cette revue vise à mettre en perspective différents corpus de littérature scientifique, relatifs aux politiques foncières, ayant pour objectif la préservation de l'environnement afin de démontrer l'intérêt que constituent des politiques foncières pour préserver la qualité de l'eau. Il ne s'agit donc pas de faire une revue de littérature exhaustive de l'ensemble des références

traitant conjointement de foncier agricole et de qualité de l'eau mais plutôt mettre en évidence les directions de recherche encore inexploitées. Dans un premier temps, il s'agira d'explicitier le lien existant entre l'utilisation agricole du sol et la qualité de l'eau pour comprendre la justification d'une intervention publique foncière. Nous détaillerons ensuite les différentes politiques foncières pouvant être mises en place pour améliorer la qualité de l'eau. Puis, nous verrons comment, en pratique, les différentes possibilités de politiques foncières de préservation de la qualité de l'eau peuvent être hiérarchisées. Enfin, nous soulignerons l'importance de la prise en compte des coûts de l'intervention foncière lors de cette hiérarchisation. Plus particulièrement, l'intervention publique peut générer des coûts auxquels on ne s'attend pas *a priori* mais qui peuvent considérablement modifier le calcul économique sous-tendant la décision d'intervenir ou pas. Nous proposons de revenir en détail sur la littérature s'y intéressant afin d'identifier les pistes de recherche à privilégier pour les scientifiques et les décideurs publics.

1. Qualité de l'eau et marché foncier : relations et justifications d'une intervention publique

Afin de décrypter l'intérêt d'une intervention publique foncière pour améliorer la qualité de l'eau, nous allons tout d'abord revenir sur les liens existant entre le sol et la qualité de l'eau avant d'explicitier les fondements économiques de l'intervention publique.

Des liens divers entre usages, occupations du sol et qualité de l'eau

Chaque type d'usage ou d'occupation du sol va contribuer de manière différente à la qualité de l'eau. Ainsi, un usage du sol à des fins agricoles peut entraîner une baisse de la qualité de l'eau du fait de l'utilisation trop intensive d'intrants. Les sols agricoles, cultivés ou en pâture, s'étendent sur

1. Par exemple, une occupation du sol qui serait « surface humide » pourrait correspondre à plusieurs utilisations, comme une utilisation agricole (par exemple de rizière) ou une utilisation de préservation.

28 245 milliers d'hectares et représentent plus de 51 % du territoire français en 2010 (AGRESTE, 2011). La pollution de l'eau imputable à l'agriculture est liée, entre autres, au ruissellement et au lessivage d'éléments nutritifs et de pesticides lors de leur utilisation et de leur élimination. Un rapport récent du CGDD (2013) démontre ainsi que 377 des 550 pesticides recherchés dans l'eau sont décelés au moins une fois, et sont présents dans 93 % des points de mesures. Les 7 % restants sont majoritairement situés dans les régions peu agricoles ou à agriculture peu intensive, comme le quart sud-est ou l'Auvergne.

Les usages industriels ou résidentiels ont aussi des effets importants sur la qualité de l'eau. La perméabilisation modifie les équilibres de ruissellement et d'infiltration ; elle a aussi un impact important sur la qualité puisque les eaux de ruissellement sont fortement chargées en polluants, en partie liés à la circulation routière. Il faut aussi tenir compte des rejets d'eaux usées ; ainsi, la densité de l'habitat et le type de système d'assainissement influencent la manière dont l'urbanisation affecte la qualité des eaux (voir Harrison *et al.*, 2012 ou Moore *et al.*, 2003).

Certaines occupations du sol, en revanche, contribuent à améliorer la qualité de l'eau ; c'est le cas des zones humides. Elles sont généralement définies comme des zones de transition à l'interface du milieu terrestre et du milieu aquatique, caractérisées par la présence d'eau en surface ou dans le sol (Barnaud et Fustec, 2007). En France, les zones humides représentent 5,5 % du territoire métropolitain, soit 2,4 millions d'hectares (Aoubid et Gaubert, 2010). Au travers de différents mécanismes de rétention et reprise de matériaux, l'eau sortant des zones humides est de meilleure qualité que celle qui les alimente. D'après une étude réalisée aux États-Unis, ce type de milieu peut retenir jusqu'à 86 % de l'azote organique,

84 % du phosphore total, 78 % de l'azote ammoniacal, et plus de 90 % des matières en suspension transportées par les eaux de ruissellement (Peterjohn et Corell, 1984).

La répartition des différents usages et occupations du sol sur le territoire n'est pas figée ; les dynamiques d'usage et d'occupation des dernières décennies ont vu une baisse très importante des surfaces en zones humides, avec une légère reprise tout récemment, une augmentation importante du résidentiel et un certain recul des usages agricoles.

L'impact des dynamiques d'usage et d'occupation du sol sur la qualité de l'eau

Depuis les années 1960, la surface en zones humides a diminué de près de 70 % (Aoubid et Gaubert 2010), en raison de pressions exercées à la fois par l'agriculture et par l'urbanisation. En particulier, la mise en œuvre de la Politique agricole commune (PAC) dans les années 1970, ayant pour objectif de maximiser les surfaces agricoles utilisables pour la production intensive, a entraîné une forte augmentation des surfaces drainées en France. Dès 1992, cette dynamique est fortement ralentie par l'instauration de réglementations communautaires et nationales visant la protection des zones humides² et depuis 2000 on observe même une faible augmentation de la surface en certains types de zones humides (CGDD, 2012).

Les dynamiques d'usage ne concernent pas seulement les zones humides ; l'agriculture et l'urbanisation ne sont pas seulement essentiellement consommatrices de zones humides, elles sont aussi fortement liées puisque l'on estime³ que près de 65 % des terres sorties de l'agriculture entre 2006 et 2010 l'ont été au profit de

2. Directive européenne habitats faune flore et Art. L.211.1 du Code de l'environnement.

3. D'après les données d'utilisation fonctionnelle du territoire du ministère de l'Agriculture.

l'urbanisation. Cette dynamique d'occupation n'est pas sans effet sur la qualité de l'eau ; cependant, la qualification de cet effet lors du passage d'un usage agricole à un usage résidentiel n'est pas simple en raison de la diversité des usages agricoles et résidentiels et de leur impact sur la qualité de l'eau. Il existe à notre connaissance très peu de références analysant le lien temporel entre usage des sols et qualité des eaux. Atasoy *et al.* (2006) suivent l'évolution de la qualité des eaux dans un bassin versant américain et analysent l'impact de l'urbanisation sur cette qualité, en distinguant la phase de conversion vers l'usage résidentiel de la phase de résidence à proprement parler.

Une fois le lien entre usages et occupations du sol et qualité de l'eau établi, la question se pose des modalités d'intervention pour gérer la qualité de l'eau.

Fondements économiques d'une intervention publique foncière pour améliorer la qualité de l'eau

La littérature économique explique les cas de pollution ou de destruction de biens environnementaux par le concept d'externalité. Dans le cas de la disparition des zones humides, le propriétaire foncier ne tient pas compte des avantages environnementaux associés à l'existence de zones humides. Il intègre dans sa décision privée uniquement la contrepartie monétaire qu'il peut obtenir du drainage du sol. Van Vuuren et Roy (1993) démontrent empiriquement, pour une région canadienne, que les bénéfices sociaux nets de la préservation des zones humides dépassent ceux de la conversion, alors que les bénéfices privés de la conversion sont bien supérieurs à ceux de la conservation. Les propriétaires fonciers rationnels vont donc privilégier la conversion des zones humides inoccupées en terres utilisées pour une activité agricole, afin de maximiser leur bénéfice privé. Enfin, le même raisonnement s'applique au processus d'artificialisation des terres,

puisque les développeurs immobiliers, répondant à la demande des ménages, n'intègrent pas dans leurs calculs économiques l'ensemble des externalités potentiellement liées à l'habitat produit.

Une intervention publique est alors nécessaire pour éviter ces comportements stratégiques causés par une défaillance du marché et afin de préserver la qualité de l'eau. Le principal mode d'intervention publique généralement préconisé par les économistes de l'environnement consiste à agir directement sur les quantités de pollution émises, lorsqu'elles sont mesurables, ou sur les intrants polluants, soit par le biais d'un signal prix contraignant comme une taxe, en référence à la théorie développée par Pigou (1920), soit par le biais d'un signal quantité comme une norme. Selon une autre approche, Coase (1960) explique que si les divergences entre coûts privés et sociaux perdurent, c'est parce qu'il est coûteux pour les agents concernés par la pollution – les pollueurs et les pollués – de se coordonner afin d'arriver à une solution.

Dans la partie suivante, nous nous concentrons sur des modes d'intervention foncière. Appliqué au cas de la pollution nitrique de l'eau par l'agriculture française, Lacroix *et al.* (2006) démontrent l'intérêt de la territorialisation des politiques environnementales. Nous proposons de pousser la réflexion un peu plus loin en analysant en quoi le foncier peut aussi être un puissant levier des politiques publiques visant à améliorer la qualité de l'eau.

Les différentes interventions foncières envisageables pour améliorer la qualité de l'eau

Cette section présente les différentes modalités d'intervention publique pouvant influencer la qualité des eaux par leur impact sur le foncier agricole, selon leur nature incitative ou réglementaire. Dans le premier cas, l'objectif est d'inciter à des

changements de pratiques par des politiques d'incitation monétaire. Les instruments mobilisés en pratique font appel au volontariat des agriculteurs comme par exemple les Mesures agro-environnementales climatiques (anciennement territorialisées [MAEt]) et s'appliquent à l'occupation du sol. Ainsi, ce premier mode d'intervention consiste à agir sur l'occupation du sol sans modifier son usage, en favorisant par exemple des pratiques agricoles liées à l'aménagement du territoire telles que l'entretien de bandes enherbées à proximité des cours d'eau. Un second mode d'intervention publique foncière consiste à contraindre par la réglementation : on parle plus communément de *command and control* dans le langage économique. En pratique, il s'agit alors de restreindre l'usage des sols, par exemple en rachetant des terres afin de modifier leur usage, d'un usage agricole à un usage de préservation.

1. Agir sur les pratiques agricoles liées à l'aménagement

En France, dans certaines zones prédéfinies, notamment dans les bassins versants prioritaires définis au titre de la directive-cadre sur l'eau, les agriculteurs peuvent s'engager volontairement à adapter leurs pratiques à des enjeux environnementaux identifiés sur leur exploitation, en contrepartie d'une rémunération annuelle. Le cahier des charges agro-environnemental à respecter est variable selon la zone concernée. Les principales mesures à prendre par les agriculteurs concernent non seulement la réduction de l'utilisation de produits phytosanitaires, mais aussi des dispositions d'aménagement du territoire, ou encore des possibilités de changements de types de cultures (Dale et Polasky, 2007 ; Collentine, 2000). Le spectre des mesures pour l'amélioration de la qualité de l'eau est donc plus large qu'avec la mise en place d'une taxe sur les intrants. Avec les dispositions d'aménagement du territoire,

les agriculteurs sont incités à modifier l'occupation de leur sol : ils peuvent favoriser les zones de végétation comme les pâturages aux dépens de zones de cultures intensives, créer des bandes enherbées servant de zones tampons entre les zones cultivées et les cours d'eau, ou encore conserver les arbres et les plans d'eau (Thoyer et Saïd, 2007). L'usage du sol reste à des fins agricoles, mais l'occupation est modifiée afin de préserver ou d'améliorer la qualité de l'eau. On est ainsi en présence de stratégies d'intervention publique conçues dans le cadre de la politique agricole, mais dont les effets environnementaux passent par une modification de la valorisation du foncier par les agriculteurs.

Ces mesures concernent les agriculteurs valorisant les terres, indépendamment du fait qu'ils en soient propriétaires ou pas. Or, en France, la majorité des agriculteurs sont locataires puisque 75,5 % de la surface agricole utile est en fermage (Courleux, 2011). Par ailleurs, le statut du fermage (voir Boiron, 2011, pour plus de détails) protège les exploitants agricoles locataires de terres. Ce type d'intervention publique participe au désengagement des propriétaires fonciers quant à la dimension environnementale des pratiques agricoles mises en œuvre sur leurs terres⁴, contrairement à ce qui peut être le cas aux États-Unis où le *Conservation Reserve Program* donne une place au propriétaire foncier. Ce programme est basé sur le principe de « paiement pour services environnementaux » (Engel *et al.*, 2008), mais vise un aménagement du territoire sur le long terme, avec un objectif de maîtrise du risque d'érosion. Agriculteurs et propriétaires fonciers s'engagent pour un

4. Même si la loi d'orientation agricole du 5 janvier 2006 prévoit la création du bail rural environnemental par le biais duquel le propriétaire peut, sous certaines conditions, imposer au fermier un certain nombre de mesures à caractère environnemental.

contrat de 10 à 15 ans et sont rémunérés en échange de la conversion de leurs terres hautement érodables en favorisant notamment les zones de végétation non cultivées (Ribaud, 1989).

Les programmes souffrent cependant de deux inconvénients liés à l'information à disposition du régulateur. En règle générale, le régulateur ne connaît pas l'impact de la participation de chaque propriétaire foncier (en termes de terres conservées) sur sa production agricole et ses profits, ni la capacité effective des terres à contribuer à l'amélioration de la qualité de l'eau.

En raison de la méconnaissance, par le régulateur, des coûts de dépollution, les propriétaires fonciers sont généralement rémunérés à un prix fixe par hectare engagé. La politique n'est donc pas la plus efficace en termes de coût puisqu'elle ne rémunère pas les propriétaires de manière différenciée. Des mécanismes permettant de révéler l'information détenue par les propriétaires fonciers peuvent être mis en place pour améliorer l'efficacité des interventions publiques (Wu et Babcock, 1996). C'est le cas en Australie où un mécanisme d'enchères a été instauré à travers les politiques de *Bushtender* et *Ecotender* (Latacz-Lohman et Van der Hamsvoort, 1997). Les propriétaires fonciers de certaines zones sont invités à offrir un prix contre lequel ils seraient prêts à engager des mesures de préservation sur leurs terres. Les enchérisseurs gagnants sont ceux capables d'engager des mesures effectives au moindre coût. Ils reçoivent ensuite un paiement périodique en échange des actions de préservation. Stoneham *et al.* (2003) comparent les résultats de ce schéma d'enchère dans l'État du Victoria avec une hypothétique politique de rémunération à prix fixe et montrent que les enchères peuvent permettre de larges économies. Cependant, certains problèmes d'ordre technique concernant, notamment, la répétition des jeux d'enchères et la multiplicité des cibles

des actions publiques (qualité de l'eau, biodiversité, etc.) doivent encore être résolus avant que ce type de politiques puisse être mis en place à une échelle plus large.

Le second inconvénient découle du problème d'information relatif aux capacités biologiques des terres. Cette lacune informationnelle empêche, en effet, le régulateur de résoudre le problème de choix social auquel il est confronté. Comment arbitrer entre efficacité économique et protection de la qualité de l'eau quand l'efficacité environnementale des mesures est incertaine ?

2. Du changement d'occupation du sol volontaire à celui d'usage réglementaire

Le principal problème commun à toutes les politiques basées sur des mécanismes d'incitation telles que décrites (*supra*) est l'incertitude quant à l'atteinte de l'objectif environnemental. En effet, comme les programmes reposent sur le principe du volontariat, il est possible que trop peu de propriétaires fonciers décident de s'engager, ou encore qu'un problème d'aléa moral⁵ perturbe le fonctionnement des outils publics. L'objectif en termes de qualité de l'eau risque donc de ne pas être atteint.

Pour pallier cet inconvénient, les décideurs publics peuvent mettre en place des contraintes de participation minimales (voir par exemple Appleton, 2002). Ils ont à leur disposition un autre outil de politique publique basé sur des mécanismes dits de « *command and control* ». Il s'agit ici d'identifier des zones dans lesquelles l'usage du sol est restreint et contrôlé. Ces

5. L'aléa moral apparaît après la négociation des contrats : dans certains cas, le contrôle du respect des termes du contrat peut s'avérer trop coûteux pour les autorités, qui ne peuvent alors pas vérifier avec certitude la conformité des actions ou des résultats notifiés dans le contrat. Cette absence de contrôle peut inciter les agriculteurs à ne pas remplir pleinement leurs engagements.

politiques peuvent susciter de nombreuses oppositions entre défenseurs de l'environnement et ceux de la profession agricole comme en témoignent les débats qui ont eu lieu dans le cadre de la récente loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. Malgré ces oppositions, la France dispose d'une dizaine de types de zonages environnementaux impliquant une gestion directe de l'usage du sol. La construction et les activités humaines y sont prohibées, et l'usage du sol est réservé à la préservation. Il s'agit par exemple des cœurs de parcs nationaux, des réserves biologiques ou encore des arrêtés de protection de biotopes (Conseil de l'Europe, 1997). Ces zonages environnementaux sont parfois couplés à une protection foncière qui permet l'acquisition de domaines privés pour en garantir la protection. Le Grenelle de l'environnement prévoit le rachat de 20 000 hectares de zones humides d'ici 2020. Avec ce type de politiques, il s'agit non seulement de changer l'occupation du sol, en favorisant les pâturages ou plans d'eau par rapport aux cultures intensives, mais aussi d'en modifier l'usage, d'une activité agricole à une activité de préservation.

Le principal inconvénient lié au passage d'un usage agricole à celui de préservation est lié aux effets pervers que de tels zonages peuvent engendrer. Ainsi, il est possible qu'un report de la perte productive liée au zonage s'opère dans les terres voisines non protégées et conduise à une dégradation des eaux plus marquée qu'avant l'instauration du zonage. Cet effet est bien documenté dans la littérature sur la *land-sparing*, partition entre usages de production et de préservation, et le *land-sharing*, management entre ces usages (voir Fischer *et al.*, 2014).

Que ce soit par le rachat direct des terres à préserver ou par une indemnisation des propriétaires fonciers, les politiques de zonage visant à restreindre l'usage du sol ont

un coût important. Du fait de l'existence de contraintes budgétaires, la préservation de la qualité de l'eau doit passer par la hiérarchisation des zones à réglementer sur la base d'une comparaison entre les gains en termes de qualité de l'eau et les coûts économiques.

La sélection des terres à préserver dans un contexte budgétaire contraint

Plusieurs stratégies d'analyse économique existent pour opérer cette hiérarchisation. Dans cette partie, nous revenons plus en détail sur chacune d'entre elles avant de comparer les apports des unes par rapport aux autres.

1. Trois méthodes de sélection envisageables

Une première approche, dénommée « efficacité environnementale », consiste à classer les parcelles par bénéfice biologique décroissant jusqu'à épuisement du budget. Par exemple, les études de biologistes comme Church *et al.* (1996) ou Ōnal et Briers (2006) s'intéressent aux gains environnementaux des terres en termes de biodiversité. En raison de l'hétérogénéité physique des terres, ils préconisent un classement qui dépend des bénéfices biologiques des terres.

Une deuxième approche, dite « coûts-efficacité » (ACE), consiste à mettre en relation l'impact physique d'une mesure de politique publique avec son coût monétaire à l'aide d'un ratio. Le but est d'identifier la manière la plus efficace économiquement de réaliser l'objectif environnemental préétabli. D'autres études de biologistes, comme celles menées par Dobson *et al.* (1997) et Araújo *et al.* (2002) dans le cas de la biodiversité, se sont efforcées de prendre en considération les coûts de préservation des terres. Cependant, ces études se sont basées sur l'hypothèse implicite que toutes

les surfaces ont le même coût de préservation. Or cette hypothèse a été remise en cause par les économistes : l'hétérogénéité ne porte pas que sur le gain biologique des terres, mais aussi sur leur coût. Ando *et al.* (1998) étudient l'effet de l'hétérogénéité du prix des terres aux États-Unis sur l'efficacité de la sélection des sites à protéger. Ils démontrent qu'avec cette approche, l'objectif environnemental peut être atteint à 25-50 % du coût des plans qui considèrent uniquement l'hétérogénéité des bénéfices biologiques. D'autres études plus récentes comme celles de Newburn (2006) arrivent aux mêmes conclusions.

Enfin, une troisième approche plus complexe permet de quantifier à la fois les bénéfices et les coûts d'un programme en les mettant dans la même unité, il s'agit de l'analyse « coûts-bénéfices » (ACB). Cette technique permet d'évaluer le bénéfice monétaire net d'un programme. Sa mise en œuvre est plus complexe et coûteuse (en temps et en argent), car il s'agit d'évaluer un investissement ou un changement de politique en prenant en compte l'ensemble des coûts et des avantages induits, exprimés en termes monétaires. Pour les projets de préservation des zones humides, par exemple, il s'agit de monétariser les services environnementaux rendus par celles-ci. La littérature portant sur l'évaluation monétaire des zones humides est conséquente et résumée par Brander *et al.* (2006). Une analyse française a été proposée par Aoubid et Gaubert (2010).

2. Quelle méthode privilégier ?

Comme indiqué par Ferraro (2003), l'approche « efficacité environnementale » correspond à sauver les « joyaux de la couronne », car il s'agit d'atteindre l'objectif le plus important tout en ignorant à quel prix ces joyaux seront acquis. La prise en compte des coûts dans le classement des terres à préserver nous paraît donc indispensable pour la mise en œuvre

d'interventions foncières visant la préservation de l'environnement.

La plupart des travaux relatifs à la hiérarchisation des terres à préserver en priorité ont été développés avec un objectif de protection de la biodiversité. Appliqué au cas de l'eutrophisation de la mer Baltique, Byström (2000) démontre que la construction et la préservation des zones humides est l'alternative la plus efficace en termes de coûts, par rapport à la mise en place d'une taxe sur les intrants agricoles ou d'une modification des cultures. Gachango *et al.* (2015) s'intéressent à l'efficacité-coût des zones humides artificielles pour réduire les flux polluants issus de champs agricoles. Ces travaux ne permettent toutefois pas de hiérarchiser directement les terres à préserver pour améliorer la qualité de l'eau. Il semble donc y avoir un besoin de références dans ce domaine.

ACE et ACB renvoient à des logiques d'action publique différentes. L'ACE s'applique généralement pour les situations où les normes sont partagées et peu controversées. Elle permet d'identifier, parmi différentes solutions techniques disponibles, l'option la plus performante en termes de coûts pour atteindre l'objectif fixé en termes de qualité de l'eau. Le but de l'ACB est plutôt de fournir des arguments pour motiver la mise en œuvre d'une solution dont on cherche à traduire les performances en termes monétaires, en s'appuyant sur les préoccupations environnementales des différents usagers, habitants et citoyens qui en sont les principaux bénéficiaires. Selon les objectifs et les modalités de sa politique, le décideur peut donc privilégier l'une ou l'autre de ces analyses. L'ACB nous semble toutefois délicate à mettre en œuvre car la monétarisation des bénéfices environnementaux est très controversée (voir Kelman, 1981 ou Spash et Alasksen, 2015).

Quelle que soit la stratégie adoptée, la question de l'identification et de la mesure

des coûts à considérer est importante. La section suivante met en avant qu'en dehors des coûts standards liés à l'intervention publique, l'intervention sur le marché foncier a des effets indirects qui peuvent modifier grandement les coûts totaux de l'intervention foncière. Il est donc primordial de les prendre en considération dans la réflexion sur les modalités de l'intervention publique.

Les coûts de l'intervention foncière

Nous avons détaillé les différentes possibilités d'intervention foncière qui s'offrent au régulateur pour gérer les problèmes de qualité de l'eau. Nous avons par ailleurs mis en évidence que l'analyse économique peut être particulièrement utile pour sélectionner les terres à préserver en priorité. Nous avons toutefois négligé les coûts de l'intervention. Des coûts directs sont liés aux coûts d'administration des politiques foncières. Nous les distinguerons des coûts plus indirects liés à l'effet des zonages environnementaux sur les biens fonciers.

1. Coûts directs

Naidoo *et al.* (2006) dénombrent cinq types de coûts associés à la conservation des terres. Les coûts d'acquisition peuvent être totaux si la terre est rachetée directement aux propriétaires fonciers, ou partiels sous la forme de contrats de location. Les coûts de gestion sont associés *ex ante* à la mise en place et au maintien d'un réseau d'aires protégées (embauche de personnel, location de locaux) et *ex post* à la gestion et à l'entretien des terres préservées. Les coûts de transaction sont associés à la négociation de l'échange économique : ils sont par exemple une mesure du temps passé par le personnel de l'agence publique à prendre part aux négociations sur le rachat des terres. Les coûts de dommages sont associés aux dommages des activités économiques créées par la conservation de

terres : par exemple le maintien d'une zone humide peut générer des problèmes sanitaires pour les animaux ou pour l'homme. Enfin, les coûts d'opportunité sont une mesure de ce qui aurait pu être gagné avec un autre usage des terres qui n'est pas l'usage de conservation. Bien que les coûts d'acquisition soient les plus directs et souvent les plus importants, Naidoo *et al.* (2006) préconisent de considérer tous les autres types de coûts lors de la réalisation d'ACE.

Ferraro (2003) met en avant le fait que l'acquisition d'information sur ces coûts peut être très coûteuse. Il propose alors d'étudier sous quelles conditions ne pas intégrer la totalité des coûts affecte l'efficacité des politiques de conservation. En réalisant une analyse empirique dans la région de New York, il démontre qu'ignorer les coûts de conservation a un effet mineur sur l'efficacité économique de politiques de conservation sous trois conditions : un budget important alloué à la préservation, des coûts et bénéfices fortement corrélés⁶, négativement et une hétérogénéité spatiale des bénéfices plus importante que l'hétérogénéité spatiale des coûts. Alors, 90 % des bénéfices potentiels peuvent être atteints. En revanche, ignorer les coûts a un effet significatif, et négatif, sur l'efficacité des politiques de conservation, quand ces conditions ne sont pas réunies, puisque moins de 50 % des bénéfices potentiels sont alors atteignables.

Ay (2015) étudie également l'impact du degré d'information du régulateur dans la conception des politiques foncières pour contribuer à la gestion de l'eau. Différents degrés d'information sont distingués, selon que le régulateur a accès à une information individuelle ou agrégée sur le rendement des terres (et donc le coût de la politique de conservation), leur valeur hydrologique (le

6. C'est-à-dire lorsque les terres les moins coûteuses à préserver sont celles qui apportent le bénéfice le plus grand.

bénéfice de la politique de conservation) ou les deux. Ay (2015) met en avant l'importance de l'hétérogénéité des coûts et des bénéfices puisque la corrélation⁷ entre ces hétérogénéités va déterminer la valeur de l'information et le type d'analyse à utiliser pour le classement des terres à préserver. En effet, plus l'information est hétérogène, plus elle a de la valeur pour le régulateur, et plus elle est coûteuse à acquérir. Par conséquent, moins les hétérogénéités sont corrélées, et plus l'acquisition d'information supplémentaire a de l'intérêt. Dans ce cas, lorsque l'information est disponible uniquement sur les bénéfices environnementaux, la non-prise en compte des coûts peut avoir des conséquences importantes sur l'efficacité des politiques publiques.

Ainsi, outre l'administration de la politique publique *ex post*, il est nécessaire de considérer les coûts d'information lors de la formulation de la politique publique *ex ante*. Il n'existe pas en la matière de prescription unique, puisque le type et le niveau d'information nécessaires dépendent d'un certain nombre de facteurs qui sont à étudier au cas par cas.

2. Coûts indirects

En France, les politiques de zonages environnementaux sont un instrument privilégié dans la régulation de la qualité de l'eau. Elles correspondent à une stratégie de changement réglementaire d'usage ou d'occupation du sol moins coûteuse en première approche que le rachat de terre. Cependant, comme le font remarquer Géniaux et Napoléone (2011), la promulgation de nouvelles zones de protection de l'environnement se heurte parfois à des réticences. Ces zonages sont considérés comme des dispositifs figeant ou perturbant l'évolution des territoires : on leur reproche de réduire l'offre foncière, et par

là même d'avoir un impact sur le prix des terres alentours, ainsi que sur l'activité urbaine et agricole. Il apparaît important de comprendre quels pourraient être les effets indirects des politiques de zonages, afin d'en évaluer l'impact potentiel sur l'efficacité de ces politiques.

Jaeger et Plantinga (2007) distinguent trois types d'effets potentiels que les politiques de régulation de l'usage du sol peuvent avoir sur le prix et le volume des biens fonciers. Le premier est un effet de restriction : quand le zonage réduit l'utilisation d'une parcelle de sorte que l'usage le plus rentable y est interdit, il est possible que le prix de cette parcelle diminue. Un effet opposé est l'effet d'aménité : cette fois le prix du foncier augmente, car en séparant spatialement les usages du sol les politiques de zonage permettent de créer des externalités positives de voisinage, ce qui a pour effet de rendre les terres plus attractives et d'en augmenter leur prix. Le dernier effet identifié est celui de rareté : la régulation de l'usage du sol va avoir un impact direct sur l'offre foncière, entraînant un effet sur les prix. Si le zonage autorise un usage de type « A » (par exemple de préservation), mais interdit celui de type « B » (par exemple un usage agricole), alors l'offre de terres réservées à l'usage A augmente, alors que celle des terres de l'usage B diminue. Le prix des terres en usage A diminue, celui des terres en usage B augmente. L'effet de rareté ne joue pas seulement directement sur le prix du sol dans la zone régulée, mais plus largement sur les autres terres appartenant au même marché foncier. La théorie économique suggère donc que les politiques de régulation foncière ont des effets sur les prix évoluant dans des directions différentes, et il est difficile de dire lequel de ces effets sera le plus important. Il faut donc étudier de façon détaillée une zone et une politique spécifique, afin de déterminer si l'effet net du zonage est positif, négatif ou neutre.

7. La corrélation porte ici sur les moments de la distribution des coûts et bénéfices des terres.

De nombreuses études américaines, comme celles de Beaton (1991), Beaton et Pollock (1992), Spolaro et Provencher (2001), ou encore Phillips et Goodstein (2000), ont examiné les effets des politiques de zonages visant à la préservation des espaces naturels et de l'environnement et ont démontré que ces zonages environnementaux affectaient le prix des biens fonciers. Ces études américaines ont toutes démontré que le prix du sol augmentait à la suite de la mise en place de régulation foncière. Cependant, ces analyses économiques souffrent potentiellement d'un biais de sélection, car le nombre de communes où l'usage du sol n'est pas zoné est très faible (Evans, 1999). Géniaux *et al.* (2015) ont alors tenté de contourner cette difficulté, pour un cas français, en s'intéressant à des actions zonales nouvelles qui s'ajoutent à la réglementation existante. Ils démontrent que ce sont les communes avec les offres foncières les plus importantes, ou ayant le plus crû, qui voient leur prix foncier augmenter. Dans ce cas, la mise en place de zonages environnementaux restrictifs n'aurait pas forcément pour effet une montée du prix des terres alentour. Géniaux et Napoléone (2011), dans la lignée méthodologique des travaux de Zhou, McMillen et McDonald (2008) ou Netusil (2005), étudient les effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité alentour. Ils montrent que la croissance du nombre de logements a été plus soutenue dans les communes comportant un zonage environnemental que dans les communes similaires n'ayant pas de telles politiques, sans pour autant observer une baisse de l'activité agricole. Ils démontrent également qu'à l'échelle infra-communale, la construction a été freinée au voisinage immédiat des zones protégées comparativement aux autres zones naturelles de la commune, argument en faveur de l'efficacité des zonages environnementaux.

Les résultats de la littérature économique concernant l'impact indirect des

zonages environnementaux sur les prix des biens fonciers et sur l'activité urbaine et agricole alentour semblent donc contrastés. Si d'autres études confirment les résultats de Géniaux et Napoléone (2011), il sera important de prendre en considération les bénéfices indirects du zonage lors de la conception *ex ante* des politiques de régulation du sol, ces bénéfices étant dus à l'augmentation de l'activité économique. Cependant, si le zonage a un effet positif sur les prix et négatif sur l'activité économique, il faudra dans ce cas prendre en considération des coûts supplémentaires associés à ces effets indirects. Très peu d'études ont été réalisées en France, et les résultats américains ne sont pas forcément transposables du fait de l'existence de politiques de régulation de l'usage du sol différentes. De plus, à notre connaissance, il n'existe pas d'étude évaluant les effets indirects des politiques de zonages visant la préservation de la qualité de l'eau. Ces constats illustrent le besoin d'études s'attachant à démontrer le lien entre la régulation de l'usage du sol et le prix des biens fonciers afin de vérifier l'efficacité des politiques de zonage, en France en particulier. En particulier, des applications aux politiques visant l'amélioration de la qualité de l'eau permettraient de combler les manques identifiés.

*

* *

Les décideurs publics européens sont de plus en plus contraints de proposer des stratégies de gestion de la qualité de l'eau au regard des niveaux de concentration importants en différents polluants encore mesurés dans les eaux de surface ou souterraines. Dans cet article, nous avons proposé de discuter des options s'offrant à eux sur la base de la reconnaissance d'un lien direct entre occupation et usage du sol, et qualité des eaux. Ainsi, hormis les stratégies directes basées sur les intrants agricoles, cette reconnaissance permet d'ouvrir l'analyse aux stratégies de changement

(volontaire) d'usage du sol et à celles visant à modifier de manière obligatoire l'occupation du sol. Un premier résultat de notre travail est de mettre en évidence le besoin en références relatives aux modes d'interventions foncières à envisager pour améliorer la qualité de l'eau.

Cette stratégie de reconquête de la qualité des eaux au travers de l'intervention foncière pose alors la question de l'identification des terres à préserver en priorité. D'approches basées uniquement sur la prise en compte des caractéristiques environnementales des terres, la littérature a peu à peu intégré des caractéristiques économiques pour la hiérarchisation des terres à préserver, en particulier les coûts de l'intervention. Se pose alors la question de la définition de ces coûts. Notre analyse met en avant qu'au-delà des coûts standards liés à toute intervention publique (de gestion, de transaction, d'opportunité,

etc.), l'intervention sur le marché foncier peut générer des effets indirects qui peuvent fortement modifier le calcul économique sous-tendant la décision d'intervenir ou pas. Ainsi, les impacts indirects des zonages environnements, tels que les effets de restriction ou d'aménités, peuvent selon les cas d'étude augmenter les coûts de l'intervention ou au contraire induire des bénéfices supplémentaires. Nous identifions ici une seconde voie de recherche à ne pas négliger pour aider à la formulation de politiques d'intervention foncière efficaces pour assurer une meilleure gestion de la qualité des eaux. ⁸

Cette recherche a été réalisée dans le cadre du programme de recherche GESSOL 3. Nous remercions le ministère de l'Environnement pour son financement. Nous remercions également le comité de rédaction d'Économie rurale pour l'ensemble de ses remarques et suggestions qui nous ont considérablement aidées à améliorer ce travail. Les erreurs restent les nôtres.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGRESTE (2011). *L'utilisation du territoire en 2010*. Agreste Primeur, n° 260.
- Ando A., Camm J., Polasky S., Solow A. (1998). Species Distributions, Land Values, and Efficient Conservation. *Science*, vol. 279, n° 5359, pp. 2126-2128.
- Aoubid S., Gaubert H. (2010). *Évaluation économique des services rendus par les zones humides*. Rapport technique, Commissariat général au développement durable.
- Appleton A. F. (2002) *How New York City used an ecosystem services strategy carried out through an urban-rural partnership to preserve the pristine quality of its drinking water and save billions of dollars*. Katoomba Conference, Tokyo, November 5.
- Araújo M. B., Williams P. H., Fuller R. J. (2002). Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Proceedings. Biological sciences/The Royal Society* vol. 269, n° 1504, pp. 1971-1980.
- Atasoy M., Palmquist R. B., Phaneuf D. J. (2006). Estimating the effects of urban residential development on water quality using microdata. *Journal of Environmental Management*, vol. 79, n° 4, pp. 399-408.
- Ay J. S. (2015). Information sur l'hétérogénéité de la terre et délégation de la régulation foncière. À paraître dans *Revue d'économie politique*.
- Barnaud G., Fustec E. (2007). *Conserver les zones humides : pourquoi ? Comment ?* Dijon, Educagri Éditions.
- Beaton W. P. (1991). The impact of regional Land-use controls on property values: the case of the New-Jersey Pinelands. *Land Economics*, vol. 67, n° 2, pp. 172-194.
- Beaton W. P., Pollock M. (1992). Economic impact of growth management policies surrounding the Chesapeake Bay. *Land Economics*, vol. 68, n° 4, pp. 434-453

- Boinon J.-P. (2011) Les politiques foncières agricoles en France depuis 1945. *Économie et statistiques*, n° 444-445, pp. 19-37.
- Brander L. M., Florax R.J.G.M., Vermaat J. E. (2006). The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature. *Environmental & Resource Economics*, vol.°33, n° 2, pp. 223-250.
- Byström O. (2000). The Replacement Value of Wetlands in Sweden. *Environmental & Resource Economics*, n° 16, pp. 347-362.
- CGDD-SOeS (2010). *Références, l'environnement en France*. Édition 2010, Chapitre « L'eau », pp. 19-26.
- CGDD (2012). Résultats de l'enquête nationale à dire d'experts sur les zones humides : état en 2010 et évolution entre 2000 et 2010. *Études et Documents*, n° 70, octobre.
- CGDD (2013). Contamination des cours d'eau par les pesticides en 2011. *Chiffres et Statistiques*, n° 436, juillet.
- Church R., Stoms D., Davis F. (1996). Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological conservation*, n° 76, pp. 105-112.
- Coase R. H. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, n° 3, pp. 1-44.
- Conseil de l'Europe (1997). Conservation de la nature et problèmes fonciers. *Naturopa*, n° 85, Europe.
- Collentine D. (2000). *Economic modelling of best management practices (BMPs) at the farm level. Agricultural Effects on Ground and Surface Waters: Research at the Edge of Science and Society*. Proceedings at a symposium held in Wageningen, October 2000, Publ. n° 273.
- Courleux F. (2011). Augmentation de la part des terres agricoles en location : échec ou réussite de la politique foncière ? *Économie et statistique*, vol. 444, n° 1, pp. 39-53.
- Dale V. H., Polasky S. (2007). Measures of the effect of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics*, n° 64, pp. 286-296.
- Dobson A., Rodriguez W., Wilcovs D. (1997). Geographic Distribution of Endangered Species in the United States. *Science*, n° 275, pp. 550-555.
- Engel S., Pagiola S., Wunder S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, n° 65, pp. 663-674.
- Eurostats (2001). *Manuel des concepts relatifs aux systèmes d'information sur l'occupation et l'utilisation des sols*. Rapport technique, Communautés européennes.
- Evans A. W. (1999) The land market and government intervention. In E. S. Mills, P. C. Chesire (dir.), *Handbook of regional and urban economics*, Amsterdam, Elsevier.
- Ferraro P. J. (2003). Assigning priority to environmental policy interventions in a heterogeneous world. *Journal of Policy Analysis and Management*, vol. 22, n° 1, pp. 27-43.
- Fischer J., Abson D. J., Butsic V., Chappell M. J., Ekroos J., Hanspach J., Kuemmerle T., Smith H. G., von Wehrden H. (2014) Land sparing versus land sharing: moving forward. *Conservation Letters*, vol.°7, n° 3, pp. 149-157.
- Gachango F. G., Pedersen S. M., Kjaergaard C. (2015). Cost-Effectiveness Analysis of Surface Flow Constructed Wetlands (SFCW) for Nutrient Reduction in Drainage Discharge from Agricultural Fields in Denmark. Environmental management First online, 4 August.
- Géniaux G., Napoléone C. (2011). Évaluation des effets des zonages environnementaux sur la croissance urbaine et l'activité agricole. *Économie et Statistique*, n° 444, pp. 181-200.
- Géniaux G., Napoléone C., Leroux B. (2015). Les effets prix de l'offre foncière. *Revue d'économie régionale et urbaine*, vol. 1-2, n° 1, pp. 273-320.
- Harrison M., Stanwyck E., Beckingham B., Starry O., Hanlon B., Newcomer J. (2012). Smart growth and the septic tank: wastewater treatment and growth management in the Baltimore region. *Land Use Policy*, n° 29, pp. 483-492.
- Hascic I., Wu J. (2006). Land use and watershed health in the United States. *Land Economics*, vol. 82, n° 2, pp. 214-239.

- Jaeger K. W., Plantinga A. J. (2007). *How have land-use regulations affected property value in Oregon ?* Special Report University of Oregon, n° 1077.
- Kneese A. V. (1964). *The economics of regional water quality management*. Baltimore, The Johns Hopkins Press, 215 p.
- Kelman S. (1981). Cost-benefit Analysis, an ethical critique. *AEI Journal on Government and Society*, pp. 33-40.
- Lacroix A., Bel F., Mollard A., Sauboua E. (2006). *La territorialisation des politiques environnementales. Le cas de la pollution nitrique de l'eau par l'agriculture*. Développement durable et territoire, Dossier 6 mis en ligne le 10 février 2006, <http://developpementdurable.revues.org/1838> ; doi: 10.4000/developpementdurable.1838
- Latacz-Lohman U., Van der Hamsvoort C. (1997). Auctioning conservation contracts, a Theoretical Analysis and an Application. *American Journal of Agricultural Economics*, n° 79, pp. 407-418.
- Mitsch W. J., Gosselink J.G. (2000). *Wetlands*. New York, Wiley, 920 p.
- Moore J., Schindler D., Scheuerell M., Smith D., Frodge J. (2003). Lake eutrophication at the urban fringe. USA, *Ambio*, vol. 32, n° 1, pp. 13-18.
- 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*, vol. 21, n° 12, pp. 681-687.
- Netusil N. R. (2005). The effect of environmental zoning and amenities on property values: Portland, Oregon. *Land Economics*, vol. 81, n° 2, pp. 227-246.
- Newburn D. (2006). Habitat and open space at risk of land-use conversion: targeting strategies for land conservation. *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 88, n° 1, pp. 28-42.
- Önal H., Briers R. A. (2006). Optimal Selection of a Connected Reserve Network. *Operations Research*, vol. 54, n° 2, pp. 379-388.
- Peterjohn W. T., Correll D. L. (1984). Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observation on the role of a riparian forest, *Ecology*, vol. 65, pp. 1466-1475.
- Phillips, J., Goodstein, E. (2000). Growth management and hoising prices: the case of Portland. *Contemporary Economics Policy*, vol. 18, pp. 334-344.
- Pigou A. (1920). *The Economics of Welfare*. London, Mac Millan.
- Ribaudo M. (1989). *Water Quality Benefits from de Conservation Reserve Program*. Rapport technique, Agricultural Economic Report n° 606, US Dept. of Agriculture, Economic Research Service, Washington, D.C., USA.
- Spash C. L., Aslaksen J. (2015). Re-establishing an ecological discourse in the policy debate over how to value ecosystems and biodiversity. *Journal of Environmental Management*, n° 159, pp. 245-253.
- Spolaro F., Provencher B. (2001). An analysis of minimum frontage zoning to preserve lakefront amenities. *Land Economics*, vol. 77, n° 4, pp. 469-481.
- Stoneham G., Chaudri V., Ha A., Strappazon L. (2003). Auctions for conservation contracts: an empirical examination of victoria's bush tender trial. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 47, n° 4, pp. 477-500.
- Thoyer S., Saïd S. (2010). *Mesures agro-environnementales : quels mécanismes d'allocation ?* Études et Synthèses, LAMETA.
- Van Vuuren W., Roy P. (1993). Private and social returns from wetland preservation versus those from wetland conversion to agriculture. *Ecological Economics*, vol. 8, n° 3, pp. 289-305.
- Wu J., Babcock B. A. (1996). Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, n°78, pp. 935-945.
- Zhou J., McMillen D. P., McDonald J. F. (2008). Land values and the 1957 Comprehensive amendment to the Chicago zoning ordinance, *Urban Studies*, vol. 45, n° 8, pp. 1647-1661.