



HAL
open science

Chapitre 14 : Approches économiques pour la gestion intégrée des ressources en eau

François Destandau, Serge S. Garcia, Alban Thomas, Sophie S. Thoyer

► **To cite this version:**

François Destandau, Serge S. Garcia, Alban Thomas, Sophie S. Thoyer. Chapitre 14: Approches économiques pour la gestion intégrée des ressources en eau. Delphine Leenhardt; Marc Voltz; Olivier Barreteau. L'eau en milieu agricole: Outils et méthodes pour une gestion intégrée et territoriale, Quae, pp.203-218, 2020, Synthèses, 9782759231232. hal-03373594

HAL Id: hal-03373594

<https://hal.science/hal-03373594v1>

Submitted on 11 Oct 2021

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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Chapitre 11 : Approches économiques pour la gestion intégrée de l'eau

François Destandau (GESTE, Strasbourg), Serge Garcia (BETA, Nancy)

Alban Thomas (TSE-R, Toulouse), Sophie Thoyer (CEE-M, Montpellier)

La gestion intégrée de la ressource en eau oblige les politiques publiques à se réinventer en proposant des outils de régulation tenant davantage compte du fonctionnement des milieux naturels et des services qu'ils rendent, en privilégiant des solutions plus concertées, construites à l'échelle des bassins versants, et en cherchant à concilier les intérêts parfois divergents de l'ensemble des acteurs du territoire. L'économie fournit ainsi des méthodes pour aider les décideurs publics à arbitrer entre des options ou à concevoir des outils innovants tenant compte de cette nouvelle approche ainsi que de la spécificité de l'agriculture, notamment le caractère diffus des émissions polluantes.

Dans ce Chapitre, nous présentons quatre méthodes économiques. Dans une première section intitulée « Etudes d'impacts », nous présentons l'analyse coût-bénéfice et la méthode de la fonction de production, et dans une seconde section intitulée « Etudes comportementales », la méthode des expériences de choix discrets et l'économie expérimentale.

Pour mieux illustrer l'apport de ces méthodes, chacune est appliquée à une problématique de gestion intégrée de l'eau dans un contexte agricole. L'analyse coût-bénéfice permet de mieux comprendre l'opportunité de construire un ouvrage destiné à accroître une offre d'eau multi-usages : irrigation, hydroélectricité, régulation des inondations. La méthode de la fonction de production permet ici de mesurer la faculté des milieux à atténuer la pollution en estimant l'impact du type d'occupation du sol sur le coût de production d'eau potable. Cette information peut être précieuse pour la mise en place d'instruments visant à protéger les aires de captage. La méthode des choix discrets est utilisée pour mieux comprendre les comportements d'adoption de contrats visant à encourager les bonnes pratiques agricoles, notamment dans leur dimension collective. Enfin, l'économie expérimentale nous permet de tester en laboratoire le comportement d'agriculteurs confrontés à des politiques innovantes visant à réduire la pollution diffuse par une création collective de zones tampon et une politique incitative de sanction collective.

SECTION 1 : ETUDES D'IMPACTS

Mieux connaître les externalités positives et négatives générées par un ouvrage hydraulique ou selon l'occupation du sol offre une information précieuse aux décideurs publics pour orienter leurs politiques. C'est l'objet des deux méthodes présentées dans cette section. La méthode de fonction de production présentée en section 1.2 permet d'estimer des bénéfices non-marchands qui alimenteront les analyses coût-bénéfice présentées en section 1.1.

1.1- Analyse ex-ante d'une offre d'eau multifonctionnelle par l'analyse coût-bénéfice

La diminution des ressources disponibles en eau douce dans de nombreuses parties du monde implique une mobilisation accrue des décideurs publics autour d'une véritable gestion quantitative (mais également qualitative) de l'eau. Cette dernière peut reposer sur une gestion

de la demande en eau dans ses différents usages, privilégier une « politique de l'offre » visant à augmenter les ressources en eau mobilisables, ou enfin jouer sur les deux tableaux. Jusqu'à un passé récent, les décideurs publics demandaient aux économistes et aux sociologues d'identifier les leviers d'action en termes de diminution de la consommation en eau, et confiaient aux ingénieurs le soin de mobiliser par des ouvrages dédiés une ressource plus abondante (ou d'un accès plus stable). Il est cependant apparu, au début dans les pays anglo-saxons, que les méthodes des économistes étaient nécessaires pour arbitrer entre des projets d'ouvrages concurrents, selon un critère d'utilisation optimale de ressources financières limitées. Ainsi, les politiques de l'offre en matière d'eau impliquent des investissements importants pour des ouvrages dont la durée de vie est souvent très longue (barrages, autres retenues, systèmes d'adduction ou de distribution collectifs, etc.), avec des bénéfices associés qui doivent être évalués sur le long terme. Il est par conséquent essentiel de disposer d'un outil d'aide à la décision permettant de classer les différents projets proposés pour financement, en fonction des flux de bénéfices attendus mais également de leurs coûts.

L'analyse coût-bénéfices (ACB) est utilisée depuis plusieurs décennies, aux Etats-Unis (depuis 30 ans) et dans certains pays européens, et elle est recommandée par la plupart des grands organismes internationaux (Organisation Mondiale de la Santé, Programme des Nations Unies pour l'Environnement, etc.). L'ACB est un instrument d'appui à la mise en place de politiques ou projets publics (ou de stratégies privées), dont la durée, les populations ou les secteurs concernés peuvent être différents. L'approche consiste d'abord à combiner des informations scientifiques et techniques sur un ensemble d'options concurrentes, ainsi que des informations sur les préférences sociales associées aux différentes options, afin d'en caractériser les bénéfices et les coûts (Boardman et al., 2001). La comparaison des coûts et bénéfices des différentes options possibles fournit alors un critère de décision relativement simple : on choisit parmi les options celle qui a le rapport bénéfice-coût le plus avantageux (Hanley et Spash, 1995).

On considère comme illustration une politique visant à accroître les ressources en eau mobilisables pour l'irrigation par une retenue artificielle. Les informations nécessaires pour une ACB comprennent le coût initial du projet (noté M , supporté à la date $t=0$), la durée de vie du projet (T), les bénéfices annuels pour la société (notés B_t), les coûts annuels (C_t), et le taux d'actualisation (noté δ). Ces informations permettent de calculer la valeur actualisée nette (VAN) qui est un indicateur du bénéfice net du projet qui pondère les bénéfices et les coûts selon le moment de leur apparition dans le temps.

$$VAN = -M + \sum_{t=0}^T \left[\frac{B_t - C_t}{(1 + \delta)^t} \right].$$

Les coûts et bénéfices sont définis ici de façon très générale, pouvant inclure des éléments marchands ou non marchands, tels des bénéfices environnementaux pour lesquels une évaluation particulière devra être effectuée (voir la Section 1.2). Par contre, ils doivent pouvoir tous être convertis en valeur monétaire afin, notamment, d'agréger les bénéfices de différente nature. Si les coûts et bénéfices sont connus, il est possible de calculer le taux de rentabilité interne comme la valeur de δ qui annule la VAN. Contrairement à ce qu'on pourrait penser, l'ACB doit intégrer l'ensemble des impacts d'une politique, directs et indirects, ce qui rend important de bien caractériser la *population pertinente* (c'est-à-dire, potentiellement impactée, directement ou non par la politique ou le projet évalués). Ainsi, les bénéfices d'un projet public pouvant être différents selon les catégories de la population, une ACB doit détailler ses impacts pour toutes ces catégories si des effets hétérogènes sont anticipés. Enfin, la situation de *statu quo* doit toujours faire partie de l'éventail des options possibles, de façon à déterminer si une modification de la situation actuelle (ou de la politique

en cours) est nécessaire ou non. Un certain nombre de difficultés conceptuelles et méthodologiques sont abordées dans la littérature (voir par exemple Makowsky et Wagner, 2009) relatives à la conversion des bénéfices en valeur monétaire, l'agrégation de ces valeurs sur des populations concernées différentes avec des effets hétérogènes, etc. La dimension politique des choix à effectuer pour résoudre ces difficultés ne doit pas être négligée, ce qui diffère du rôle positif (non prescriptif) des approches économiques, mais implique la nécessité de bien expliciter les différentes étapes de l'ACB.

Dans le cas d'un projet d'amélioration de la disponibilité en eau d'irrigation, les étapes principales de l'ACB seront (voir Boardman et al. 2001 ; Thomas et Gozlan 2006 pour plus de détails et des applications de ces différentes étapes) :

- Quelle population pertinente inclure dans l'analyse (au-delà des irrigants : population rurale non agricole locale, employés du secteur agro-alimentaire, consommateurs d'eau résidentielle ; etc.) et quels projets considérer (filières techniques ou type d'ouvrage, etc.)
- Quelle évaluation (marchande) des impacts économiques de chaque projet (sur la productivité et la diversité des cultures, sur la consommation en eau d'autres secteurs, la baisse des dépenses de santé et du risque d'inondation, etc.)
- Quelle évaluation (marchande ou non) des impacts écologiques et environnementaux associés à chaque projet (sur la salinité, les dommages aux milieux aquatiques, etc.)
- Choix d'un critère d'agrégation des bénéfices et d'un facteur d'actualisation
- Analyse de sensibilité des valeurs calculées des coûts et bénéfices ci-dessus
- Recommandation de la mesure de politique avec le rapport bénéfices / coûts, mesuré en valeur actualisée, le plus élevé

Blackmore et Whittington (2008) ont mobilisé l'ACB afin d'évaluer le potentiel d'un projet de mobilisation de la ressource en eau en Ethiopie, plus précisément un barrage « multi-usages » avec un intérêt partagé entre plusieurs pays riverains du Nil Bleu (Ethiopie, Soudan, Egypte). Le projet prévoyait une production d'énergie (hydro-électricité) en Ethiopie, l'accroissement de la disponibilité de la ressource en eau à destination des agriculteurs en Ethiopie et dans les pays en aval, ainsi qu'un meilleur contrôle des risques d'inondation. De plus, un effet environnemental positif du projet concernait la réduction des émissions de dioxyde de carbone, obtenue en raison de la substitution des sources d'énergie traditionnelles par l'hydro-électricité.

Concernant les coûts, l'analyse de Blackmore et Whittington (2008) intégrait les investissements en capital et les coûts opérationnels, mais également le coût d'opportunité¹ des terres inondées, le coût du relogement des populations situées sur le site du barrage, et enfin la prise en compte du risque catastrophique (rupture du barrage). Avec un taux d'actualisation² de 3% par an, le rapport bénéfices sur coûts est de 3,7, et il passe à 1,8 avec un taux d'actualisation de 6%. Les coûts pèsent le plus souvent sur les premières années du projet, notamment du fait des coûts d'investissement, alors que les bénéfices sont délivrés à des périodes plus lointaines, avec un poids relatif qui décroît avec le taux d'actualisation. De plus, l'étude a considéré un risque catastrophique de 0,01% et une réduction du risque d'inondation de 50 %. On peut en conclure que des valeurs moins optimistes auraient conduit à des rapports bénéfices sur coût obtenus moins favorables au projet.

¹ La valeur de l'usage de ces terres dans le cas où le projet n'est pas mis en œuvre, autrement dit, la valeur de la meilleure option alternative (non retenue).

² Taux qui convertit les gains monétaires futurs en valeur monétaire de la période actuelle.

1.2- Évaluation de l'effet des usages du sol sur la qualité de l'eau par la méthode de la fonction de production

Les usages des sols impactent la qualité des eaux brutes (eaux souterraines et de surface). Une étude sur le bassin versant des sources de Vittel montre une concentration en nitrates sous les cultures de blé 20 fois plus élevée que dans les zones forestières, et 60 fois pour le maïs fourrage (Tableau 1). On trouve des résultats similaires pour d'autres polluants tels que les pesticides (Giri et Qiu, 2016).

Couverts végétaux	Moyenne (mg NO ₃ /l)
Forêts	2
Prés de fauche	19
Pâtures	31
Prairies temporaires	28
Céréales de printemps	32
Blé d'hiver	46
Orge d'hiver	62
Colza	120
Maïs fourrage	126

Source: Benoît and Papy, 1997.

Notes : mesures relevées par bougies poreuses enterrées à 1,1 mètre de profondeur.

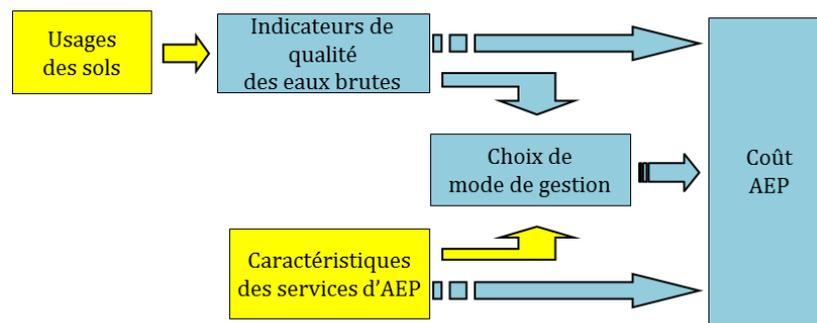
Tableau 1 : Concentrations moyennes en nitrates sous différents couverts végétaux mesurées sur le bassin versant des sources de Vittel entre 1989 et 1992

Les économistes de l'environnement utilisent des méthodes d'évaluation économique en mesurant la perte ou le gain de bénéfices pour la société résultant de la dégradation ou de l'amélioration de la qualité de l'environnement. Lorsque les usages du sol ont un impact positif ou négatif sur la production d'un bien marchand comme l'alimentation en eau potable (AEP), les variations de bénéfices peuvent être évaluées par la fonction de production du bien marchand. Ces valeurs peuvent être utilisées pour comparer les bénéfices d'une bonne qualité des eaux brutes et les coûts du changement des pratiques les plus polluantes afin d'orienter les choix des agriculteurs et des gestionnaires des écosystèmes.

Afin de calibrer les instruments tels que les paiements pour services environnementaux, on a besoin d'avoir une idée précise de l'impact des différents usages du sol sur la qualité des eaux brutes, des processus écologiques en jeu et à quelle échelle spatiale ils interviennent. C'est ce qui *in fine* permet de donner une valeur aux externalités produites par les différents usages.

Notre approche est donc construite sur l'hypothèse que les eaux brutes provenant d'un bassin de captage ont des qualités différentes selon la part des différents usages du sol sur le territoire. Le traitement nécessaire pour la potabilisation de l'eau peut être plus ou moins lourd et sophistiqué, et se répercuter sur les coûts d'AEP. L'effet des usages du sol sur la qualité de l'eau peut donc être quantifié via les coûts supportés par les services d'AEP. Notre méthode d'évaluation est basée sur une modélisation bioéconomique de la technologie d'AEP dans lesquels les relations avec les usages des sols sont explicitement prises en compte ainsi qu'un certain nombre de facteurs de contrôle caractérisant les services d'AEP (volumes d'eau produits, densité et longueur du réseau, etc.). Les variations de coûts (ou bien des prix de l'eau utilisés dans nos études comme indicateurs des coûts) nous donnent la valeur des impacts des différents usages du sol. Le modèle complet est schématisé par la Figure 1.

Figure 1. Le modèle bioéconomique de qualité des eaux et d'alimentation en eau potable



Notes : code couleur. Jaune : facteurs exogènes, bleu : variables endogènes. Source : Fiquepron et al. (2010).

À partir de mesures de paramètres de qualité qui ont été identifiés comme les plus problématiques (pesticides et nitrates), Fiquepron et al. (2013) estiment la relation de causalité de différentes utilisations des terres (forêt, prairies permanentes, grandes cultures céréalières, viticulture et arboriculture) mais aussi du nombre de bovins et de porcins par ha, sur la qualité de l'eau, elle-même impactant les coûts d'AEP ainsi que le mode de gestion publique ou déléguée (souvent choisi au regard de la complexité de l'exploitation du service). Cet exercice d'évaluation monétaire des externalités produites par les usages du sol, réalisé à l'échelle de la France, montre que la forêt a un effet positif sur la qualité de l'eau brute par rapport aux autres usages du sol, avec comme effet indirect la baisse des coûts de l'eau. Cet effet sur les coûts est faible, mais représenterait une économie potentielle de presque 12 millions d'euros par an pour les consommateurs français.

En outre, les questions liées aux interactions spatiales sont cruciales à la fois au niveau du processus écologique de diffusion, de protection ou de filtration des polluants, mais également sur le marché local de l'AEP. Les coûts d'AEP peuvent être affectés par la difficulté pour les gestionnaires des services d'avoir des eaux brutes en volume et qualité suffisants. Ils sont alors contraints d'utiliser des ressources plus lointaines, ce qui augmente la pression sur les coûts d'approvisionnement en eau. Enfin, la zone de service d'AEP et celle des usages du sol ne correspondent généralement pas. L'impact de l'utilisation des terres sur les coûts des services devrait donc être mesuré en tenant compte de la répartition des terres sur le service d'AEP et sur ses voisins.

Ainsi, Abildtrup et al. (2013, 2015) ont pris en compte l'échelle spatiale du processus écologique et les interactions spatiales entre les services d'eau pour l'estimation de la valeur des externalités des différents usages de sol. L'application économétrique est réalisée sur un échantillon de services d'eau du département des Vosges en France. Les résultats montrent que l'agriculture est la principale cause de coûts plus élevés d'AEP. Dans le même temps, l'effet positif de la forêt par rapport aux terres agricoles est confirmé, mais sans différence notable par rapport à d'autres usages du sol jugés peu ou pas polluants (prairies, marécages, et.) sur la zone du service d'AEP. Ces résultats justifient l'usage de zone tampon pour améliorer la capacité épuratrice des milieux naturels. Par ailleurs, les forêts voisines entraînent une diminution des coûts de l'eau pour le service observé, ce qui montre que les forêts protègent les eaux brutes à une plus grande échelle. Enfin, lorsqu'un hectare de terre agricole est remplacé par un hectare de forêt, le service écologique (ou externalité positive) fourni par la forêt atteint des valeurs allant jusqu'à 140€/ha/an.

Cette méthode d'évaluation permet d'identifier l'impact des différents usages du sol sur la qualité des eaux brutes, ainsi que des estimations des valeurs des externalités positives de certains usages (en particulier, les milieux forestiers) et des externalités négatives produites

par d'autres comme l'agriculture. Ces valeurs peuvent servir de base pour calibrer les paiements à offrir aux propriétaires fonciers pour les inciter à avoir des pratiques moins polluantes ou à changer de système de production. Plus généralement, les approches d'évaluation des externalités sont un élément indispensable dans les analyses coût-bénéfice de projets publics et des outils d'aide à la décision pour le design des politiques publiques.

SECTION 2 : ETUDES COMPORTEMENTALES

Dans cette section, nous présentons deux méthodes pour aider le décideur public à anticiper le comportement individuel et collectif d'acteurs soumis à des politiques telles que des taxes ou des subventions les incitant à adopter des comportements plus respectueux de l'environnement.

2.1- Analyse du comportement d'adoption des MAE par la méthode des choix discrets

Dans le cadre des lois issues du Grenelle de l'Environnement, en 2008 et 2009, la France s'est dotée d'un plan ambitieux de reconquête de la qualité de l'eau dans les captages dits « prioritaires », c'est-à-dire dans les bassins versants où l'alimentation en eau potable est menacée par la pollution. Les mesures agro-environnementales et climatiques (MAE), cofinancées par les Agences de l'eau et l'Union européenne dans le cadre du deuxième pilier de la PAC sont l'un des principaux instruments économiques mobilisés par ces programmes pour inciter les exploitants agricoles à adopter des pratiques plus respectueuses de la qualité de l'eau. Il s'agit de contrats proposés aux agriculteurs volontaires pour une période de 5 ans, spécifiant les pratiques agricoles à suivre sur les parcelles engagées en contrepartie d'un paiement annuel.

Les évaluations des MAE sur la période 2000-2006 en France (Cour des Comptes européenne, 2011) ont souligné cependant leur trop faible taux d'adoption et ont mis en évidence que ce sont les mesures les moins exigeantes qui sont généralement souscrites, avec pour conséquence un impact très décevant sur l'amélioration de la qualité des eaux (Chabe-Ferret et Subervie, 2013). L'un des enjeux pour l'Union européenne et pour les Etats membres ou les Régions chargées désormais de la mise en œuvre de ces mesures est de reformuler le dispositif de contractualisation proposé, de façon à le rendre plus attractif et efficient. Ainsi, si l'on souhaite obtenir une plus grande participation des agriculteurs, une solution possible est de faire évoluer les termes des contrats proposés pour mieux tenir compte de leurs contraintes et de leurs préférences. La solution la plus simple serait bien sûr d'augmenter les paiements mais ceux-ci sont limités par les contraintes budgétaires d'une part, et par les engagements pris dans les accords agricoles de l'Organisation Mondiale du Commerce d'autre part, qui stipulent que ces paiements doivent être calculés de façon à couvrir seulement les coûts additionnels et les éventuels manques-à-gagner liés à la mise en œuvre du changement de pratique imposé par la MAE. Au-delà du paiement, la durée de contractualisation, aujourd'hui fixée à 5 ans, ou certaines exigences du cahier des charges ou du contrôle peuvent aussi influencer fortement les décisions des agriculteurs de participer ou pas aux programmes agro-environnementaux ouverts sur leurs territoires. Comment donc proposer un design de contrats plus adapté ? Cette question qui s'inscrit clairement dans une logique d'appui à la décision publique exige de pouvoir conduire une évaluation ex-ante de contrats innovants.

La méthode des expériences de choix discrets, classiquement utilisée par le marketing pour mesurer le consentement à payer des consommateurs pour différentes caractéristiques d'un bien nouveau qu'on souhaite mettre sur le marché, est mobilisée de manière croissante pour ces évaluations. Elle repose sur la théorie développée par Lancaster en 1966 qui stipule que la consommation d'un bien procure une utilité qui dépend des caractéristiques (ou « attributs ») de ce bien. Les consommateurs font leurs arbitrages en comparant les attributs des biens, plutôt que les biens eux-mêmes. Transposée à l'évaluation de scénarios de politiques publiques, cette méthode consiste donc à construire des enquêtes dans lesquelles on place les répondants dans un contexte de choix entre plusieurs scénarios hypothétiques mais réalistes, chacun décrit par un certain nombre d'attributs dont un attribut de coût ou de paiement. Par rapport aux enquêtes classiques, les expériences de choix discrets permettent de mieux contrôler à la fois le contexte du choix et la description du scénario évalué, et de mesurer quantitativement les arbitrages réalisés par les répondants entre les attributs (Hanley et al. 1998). Cela reste cependant des méthodes reposant sur des préférences déclarées (dans le cadre d'enquêtes) et non pas des préférences révélées par des choix observés.

Plusieurs études récentes ont mobilisé la méthode des choix discrets pour mieux comprendre les éléments intervenant dans les choix de contrats agro-environnementaux : elles démontrent que le consentement à recevoir des agriculteurs (c'est-à-dire le paiement exigé pour accepter de signer un contrat) augmente lorsque la durée du contrat est plus longue, lorsque les conditions de rupture du contrat sont durcies, ou quand les agriculteurs bénéficient de moins de flexibilité dans le choix des parcelles engagées ou dans le respect du cahier des charges (voir par exemple Espinosa-Goded et al. 2010). Elles permettent aussi d'anticiper les paiements qui seraient suffisamment incitatifs pour déclencher les taux de participation visés par la puissance publique. En ce sens, les expériences de choix discrets sont un outil appréciable d'évaluation ex-ante d'un dispositif qu'on voudrait mettre en place.

Pour illustrer cette méthode, prenons l'exemple d'une enquête de ce type menée auprès de viticulteurs en Languedoc-Roussillon en 2012 afin de tester un contrat agro-environnemental innovant de réduction des herbicides alliant un paiement individuel classique et un bonus versé conditionnellement à l'atteinte d'un seuil de contractualisation à l'échelle du territoire (Kuhfuss et al., 2016). Un tel contrat n'existe pas dans la réalité mais pourrait être envisagé pour inciter les agriculteurs à s'engager plus massivement dans la dynamique des MAE. La logique sous-jacente est qu'offrir un bonus à chaque agriculteur ayant signé la MAE si une part suffisante de la surface totale du bassin versant est engagée permet de les rassurer sur le fait que leur engagement n'est pas isolé et que la puissance publique cherche à obtenir des résultats effectifs en termes de qualité de l'eau. Cela aide aussi à signaler l'évolution souhaitable de la norme sociale, du désherbage chimique longtemps considéré comme la référence du « bon travail » chez les viticulteurs, vers des pratiques alternatives telles le désherbage mécanique ou l'enherbement maîtrisé.

Un premier choix des attributs et de leurs niveaux a d'abord été réalisé en concertation avec des experts et conseillers des chambres d'agriculture, validé ensuite par des *focus groups* réunissant des viticulteurs. Trois des attributs choisis étaient assez classiques. Il s'agissait d'attributs caractérisant le cahier des charges de la mesure (le pourcentage de réduction des herbicides imposé par la MAE, variant de 30% à 100% ; la possibilité ou non d'utiliser de manière ponctuelle les solutions chimiques pour un désherbage localisé ; et la fourniture ou non d'un accompagnement administratif et technique). A ces attributs a été ajouté un attribut « bonus final conditionnel » proposant un paiement supplémentaire forfaitaire aux viticulteurs engagés à l'issue des 5 années de contractualisation, à condition que plus de 50% de la surface viticole du bassin versant soit couverte par cette MAE de réduction des herbicides. Enfin, l'attribut de paiement de la mesure variait de 90€ à 500 € par hectare engagé. La combinaison

de tous les niveaux de tous les attributs a permis de générer l'ensemble des mesures alternatives regroupées au sein de 'cartes de choix' (voir un exemple sur la **Figure 2**) présentées aux viticulteurs enquêtés. Pour limiter la charge cognitive des répondants, chaque carte de choix ne combine que 2 alternatives ainsi que la possibilité de choisir le statu quo.

Figure 2. Exemple de carte de choix

	Mesure A	Mesure B	
Réduction des herbicides par rapport à vos pratiques actuelles	Réduction de 30 % 	Réduction de 60% 	Je préfère conserver mes pratiques actuelles
Désherbage par taches supplémentaire (au max 10% de la surface engagée)	Autorisé 	Autorisé 	
Bonus collectif final versé à chaque viticulteur engagé si 50% de la surface du vignoble est engagée	Bonus 	Bonus final 150€/ha 	
Accompagnement administratif et technique personnalisé	Non inclus 	Inclus 	
Montant par hectare engagé et par an	170 €/ha/an	330 €/ha/an	
Cochez votre option préférée →	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

La diffusion du questionnaire s'est faite par internet. L'analyse des 272 réponses exploitables a permis de mesurer les consentements à recevoir moyens des viticulteurs pour chaque niveau d'attributs. Les résultats confirment entre autres que la proposition d'un bonus et d'un accompagnement administratif et technique jouent positivement dans la décision des viticulteurs de s'engager dans une MAE. Plus intéressant encore, ils révèlent que les viticulteurs ont une préférence tellement forte pour des contrats proposant un bonus conditionnel qu'ils sont prêts à s'engager pour des montants /ha bien

plus faibles (même en incluant le paiement supplémentaire lié au bonus) que ceux qu'ils acceptent pour les contrats classiques. Autrement dit, avec des contrats incluant un bonus, il est donc possible d'engager plus de viticulteurs du même territoire dans une MAE, et d'obtenir des surfaces sous contrat plus grandes, pour un budget global plus faible. Ce résultat peut ainsi guider le décideur public vers la construction de contrats plus performants s'appuyant sur la valorisation d'un engagement collectif. Il existe déjà quelques expériences de ce type, notamment lorsqu'il est essentiel de pouvoir engager dans des contrats des surfaces contiguës (par exemple pour protéger des bords de rivière dans l'Oregon, ou en Europe pour gérer des zones de débroussaillage pour limiter les risques incendies). La PAC 2014-2020 a aussi autorisé la mise en place de contrats collectifs et de bonus spécifiques dans le cas de contrats coordonnés spatialement. Ce sont surtout les Pays-Bas qui ont développé ces approches.

2.2 – Analyse de l'efficacité de politiques de régulation de la pollution diffuse par l'économie expérimentale

Auparavant réservée aux sciences « dures », l'expérimentation en laboratoire est désormais pratiquée par de nombreux économistes, avec pour point d'orgue les prix Nobel de D. Kahneman et V. Smith en 2002. C'est une approche complémentaire à la modélisation théorique et à l'analyse empirique. En effet, la modélisation théorique permet d'étudier l'impact de variables d'une politique sur une fonction objectif en posant des hypothèses sur le comportement des agents, tandis que les analyses empiriques observent des comportements réels dans un environnement où la multitude des facteurs pouvant influencer le résultat rend difficile l'analyse de l'impact d'une variable en particulier.

L'économie expérimentale propose une méthode intermédiaire en observant des comportements réels d'individus régulés dans un environnement contrôlé pour mieux

observer l'impact de chaque variable. Cela permet, par exemple, de vérifier des hypothèses théoriques sur les comportements des agents. Cette approche est notamment utilisée pour observer le comportement d'individus devant se coordonner pour gérer une ressource commune. Des comportements coopératifs ou de *passagers clandestins*³ pouvant ainsi apparaître. Peuvent être distinguées deux approches, l'expérimentation en laboratoire avec une population de joueurs homogènes (des étudiants) afin de tester des mécanismes sans considération subjective extérieure, et le *field experiment* avec des acteurs de terrain pour observer des différences de comportements par rapport à une population d'étudiants. Dans tous les cas, l'objectif est d'étudier la résultante collective de décisions individuelles dans un groupe. Dans les expériences, les joueurs sont isolés⁴ pour prendre leur décision sans savoir qui compose leur groupe. Une particularité de ce type d'expériences sociales est également qu'elles donnent lieu à rémunération à la fin pour s'assurer que chacun joue le jeu (pour plus d'information sur le déroulement des expériences ainsi que sur l'étendue de la littérature voir Eber et Willinger, 2012).

Afin d'illustrer cette méthode, nous allons l'appliquer à une problématique de régulation de pollution diffuse agricole pour parvenir à une norme de qualité ambiante : le bon état des milieux aquatiques. Pour atteindre une norme de qualité, l'économiste doit trouver des instruments pour inciter les agriculteurs à utiliser des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Cependant le caractère diffus de cette pollution complique l'identification de ses sources, ce qui rend inapplicable des instruments économiques traditionnels tels que la taxe sur les effluents. D'autres outils doivent donc être envisagés. Segerson (1988) propose la taxe ambiante qui vise à sanctionner l'ensemble des sources de pollution potentielles lorsqu'une norme de qualité n'est pas respectée. Cet instrument qui fonctionne en théorie est peu acceptable puisqu'il mène à sanctionner de la même façon les bons et mauvais élèves. Une autre solution consiste à accroître la capacité épuratrice du milieu en encourageant les agriculteurs à produire des zones tampon comme des bandes enherbées ou zones humides. Un effort collectif est ici nécessaire pour que la politique porte ses fruits.

Dans notre illustration (issue de Destandau *et al.*, 2018), nous souhaitons combiner ces deux instruments car nous pensons qu'ils peuvent être complémentaires. La possibilité de réduire la pollution par une zone tampon offre davantage de possibilités aux agriculteurs pour éviter la taxe ambiante la rendant ainsi plus acceptable, et la menace de la taxe ambiante peut faciliter la coordination nécessaire à la construction de zones tampon. Plus précisément, pour atteindre la norme ambiante, et donc éviter de payer la taxe ambiante, les pollueurs devront se coordonner, soit pour réduire suffisamment la quantité d'intrants polluants globale, soit pour apporter une contribution collective suffisante à des zones tampons. Si une combinaison des instruments est souvent préconisée dans la littérature (Goulder et Parry, 2008), une politique trop peu lisible pourrait la rendre difficilement applicable. L'objectif de l'expérience est de tester cette applicabilité de ce double instrument. Les pollueurs vont-ils réussir à se coordonner pour permettre au milieu aquatique d'atteindre le bon état ?

L'expérience est décontextualisée. Elle a eu lieu au Laboratoire d'économie expérimentale de Strasbourg (LEES) avec des étudiants, et dans les instructions, aucune référence n'est faite à la pollution, aux zones tampons, ou à la taxe ambiante. A chaque période, il est demandé aux joueurs d'affecter un maximum de 8 jetons à des comptes A (qui correspond à la quantité d'intrant polluant pour l'expérimentateur) et B (qui correspond à la contribution à la zone tampon pour l'expérimentateur). Une lecture collective des instructions, ainsi qu'une phase de

³ Comportement non-coopératif qui consiste à profiter de l'effort des autres pour maximiser un gain individuel.

⁴ Par exemple dans des box individuels dans une salle informatique où plusieurs groupes jouent sans que quiconque ne sache qui compose son groupe. Les expériences peuvent aussi se dérouler de façon plus sommaire sur du papier.

tests permet de s'assurer que chaque joueur a bien compris les règles du jeu, notamment ce que rapportent les jetons mis dans le compte A, ce que coûtent les jetons mis dans le compte B, et le risque de devoir s'acquitter d'un coût supplémentaire (la taxe ambiante pour l'expérimentateur) si la contribution collective au compte A est excessive et la contribution collective au compte B insuffisante. La taxe ambiante est calculée de telle façon que les joueurs ont intérêt à l'éviter, et ainsi contribuer au respect de la norme de qualité ambiante.

Concrètement 96 étudiants tirés au sort parmi 1000 ont participé à cette expérience, répartis en 16 groupes de 6 joueurs. Chaque groupe représente pour l'expérimentateur un sous-bassin versant. Les groupes sont indépendants les uns des autres. Avec la régulation, les joueurs doivent se coordonner soit pour réduire suffisamment leurs intrants, soit pour contribuer suffisamment à la zone tampon. Chacun de ces deux équilibres génère le même gain aux joueurs, ce qui complique la coordination. En effet, des stratégies mêlées dans un même groupe, feront échouer la politique. De plus certains joueurs peuvent profiter de l'anonymat pour avoir une stratégie de *passager clandestin* pour maximiser leur gain en comptant sur l'effort des autres joueurs du groupe.

Le jeu se déroule en 20 périodes. A chaque période, les joueurs décident du nombre de jetons qu'ils mettent dans les comptes A et B, et voient s'afficher sur l'écran leurs gains et le nombre de jetons mis par l'ensemble du groupe dans les deux comptes. Toutes les quatre périodes une session de tchat anonyme (conversation virtuelle par écran interposé) de 2 mn permet aux joueurs d'un même groupe de communiquer, pour simuler ainsi la communication entre des agriculteurs d'un même sous-bassin versant. A la fin des 20 périodes, deux périodes sont tirées au sort pour calculer le gain monétaire réel de chaque joueur. Cette rémunération est nécessaire pour inciter les participants à jouer le plus sérieusement possible. Le gain varie ici entre 9 et 20 euros.

Le Tableau 2 illustre un des résultats de cette expérience. Il indique le taux d'atteinte de l'objectif environnemental, à savoir un taux de 0% si la qualité ambiante est la même que sans régulation (quantité d'intrants maximale et contribution insuffisante à la zone tampon), et un taux de 100% si la norme ambiante est respectée (réduction des intrants et/ou contribution à la zone tampon suffisante). En ligne apparaissent les 16 groupes et en colonne les 20 périodes. Les barres verticales représentent les tchats de 2 mn. Nous observons ainsi que globalement 15 groupes sur 16 parviennent à se coordonner. Un seul groupe pose problème : le groupe 2. Dans ce groupe, la coordination a été très rapide vers un équilibre, pourtant à la 13^{ème} période un joueur s'est écarté de cet équilibre. Cela peut-être dû à une faute de frappe mais contrairement aux autres groupes, cet écart a eu pour conséquence une perte de confiance dans le groupe qui n'a pu être rétablie avec le dernier tchat.

Groupe	Période																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	33%	50%	8%	67%	33%	100%	100%	50%	100%	100%	8%	0%	100%	100%	100%	100%	0%	100%	100%	100%
2	33%	58%	42%	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%	8%	8%	33%	17%	33%	42%	42%
3	67%	100%	100%	33%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	83%	100%
4	83%	42%	25%	50%	100%	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
5	58%	100%	67%	58%	100%	100%	100%	92%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
6	75%	75%	67%	50%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
7	33%	100%	50%	100%	100%	100%	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
8	100%	67%	100%	92%	67%	100%	100%	83%	100%	67%	67%	83%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
9	25%	50%	50%	75%	42%	58%	67%	42%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
10	0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
11	50%	50%	83%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
12	83%	92%	67%	83%	100%	83%	92%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
13	42%	100%	8%	100%	100%	100%	-8%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
14	100%	0%	100%	8%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
15	100%	100%	25%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
16	100%	42%	67%	33%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

Tableau 2. Taux d'atteinte du bon état

A travers cette méthode expérimentale, l'économiste montre que cette politique peut permettre d'atteindre des objectifs environnementaux mais que le régulateur doit porter son attention sur la communication et la confiance entre les acteurs.

Conclusion

Les approches économiques sont devenues un outil indispensable pour évaluer les propositions d'investissement publics et pour guider les choix d'intervention de politique publique pour la gestion des ressources naturelles. Dans le cadre de la politique de l'eau, la Directive cadre européenne sur l'eau a même rendu l'étape de l'évaluation économique incontournable, en obligeant les Etats-membres à justifier ainsi leurs programmes de mesures pour la reconquête de la qualité de l'eau. La boîte à outil de l'évaluation économique comporte de façon assez classique des approches de calcul économique (notamment l'ACB) et des modèles qui permettent de représenter conjointement les processus écologiques, hydrologiques et les décisions des acteurs économiques ce qui permet de simuler l'impact de différents scénarios de politique. Elle s'est aussi enrichie plus récemment des approches expérimentales, qui s'appuient sur des protocoles contrôlés et reproductibles, et aident à anticiper les comportements des agents économiques. Dans le cas de la gestion intégrée de l'eau, c'est en effet crucial de pouvoir comprendre pourquoi et comment les usagers de l'eau et des milieux se coordonnent pour prendre des décisions et quelles sont leurs motivations. Bien sûr, ces différentes approches se révèlent souvent très complémentaires : aujourd'hui, il n'est pas rare d'introduire dans une analyse coût-bénéfice des résultats de simulations issus d'un modèle intégrant des hypothèses comportementales validées par des expériences de laboratoire et de terrain. C'est l'intégration de ces différents outils qui rend ainsi les conclusions de l'analyse économique plus robustes et pertinentes.

Références

- Abildtrup J., Garcia S., Kéré E., 2015. Land use and drinking water supply: A sample selection model with spatial dependence, *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, 1/2015 (mai), 321-342.
- Abildtrup, J., Garcia S., Stenger A., 2013. The effect of forest land use on the cost of drinking water supply: A spatial econometric analysis, *Ecological Economics*, 92, 126-136.
- Blackmore D., Whittington D., 2008. Opportunities for Cooperative Water Resources Development on the Eastern Nile: Risks and Rewards. Rapport au Eastern Nile Council of Ministers, Nile Basin Initiative, Entebbe, Ouganda.
- Boardman A.E., D.H. Greenberg, A.R. Vining, D.J. Weimer, 2001. Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Chabé-Ferret S. et Subervie J., 2013. How much green for the buck ? Estimating additional and windfall effects of French agri-environmental schemes by DID matching. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65, 13-27.
- Cour des Comptes Européenne, 2011. L'aide agro-environnementale est-elle conçue et gérée de manière satisfaisante ?, Rapport Spécial N°7, 76p.
- Destandau F., Bchir M.-A., Rozan A., 2018. Coordination face à un mixte d'instruments pour réguler la pollution diffuse : une étude expérimentale, *Economie Rurale* 366/Octobre-Décembre, 97-115.
- Eber N., Willinger M., 2012. L'économie expérimentale, La Découverte, Paris.

- Espinosa-Goded M., Barreiro-Hurlé J., Ruto E., 2010. What Do Farmers Want From Agri-Environmental Scheme Design? A Choice Experiment Approach. *Journal of Agricultural Economics* 61(2), 259-273.
- Fiquepron J., Garcia S., Stenger A., 2010. La forêt, un bien pour la qualité et le prix de l'eau. *Forêt entreprise*, n°193 – Juillet.
- Fiquepron J., Garcia S., Stenger A., 2013. Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector, *Journal of Environmental Management*, 126, 113-121.
- Giri S., Qiu Z., 2016. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. *Journal of Environmental Management*, 173, 41-48.
- Goulder L.H., Parry W.H., 2008. Instruments Choice in Environmental Policy, Discussion paper, Resources For the Future DP 08-07.
- Hanley N., C.L. Spash, 1995. Cost-Benefit Analysis and the Environment. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, U.K.
- Hanley N., Wright R.F., Adamowicz V., 1998. Using Choice Experiments to Value the Environment Design Issues, Current Experience and Future Prospects, *Environmental and Resource Economics*, 11(3-4), 413-428.
- Kuhfuss L., Preget R., Thoyer S., Hanley N., 2016. Nudging farmers to sign agri-environmental contracts: the effects of a collective bonus, *European Review of Agricultural Economics*, 43(3), 609-636.
- Makowsky M.D., R.E. Wagner, 2009. From scholarly idea to budgetary institution: The emergence of cost-benefit analysis. *Constitutional Political Economy* 20(1), 57-70.
- Segerson K., 1988. Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control, *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, 87-98.
- Thomas A., E. Gozlan, 2006. Les stratégies d'évaluation des politiques de lutte contre les espèces envahissantes : inconvénients et difficultés de l'analyse coûts / bénéfiques, méthodes alternatives de critères de décision. In : *Espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien – Un risque environnemental et économique majeur* (M.L. Beauvais, A. Coléno et H. Jourdan, eds.), Editions IRD, Paris.