

## L'économie néo-institutionnelle comme cadre de recherche pour questionner l'efficacité de la compensation écologique★

Pierre Scemama<sup>1,\*</sup>, Charlène Kermagoret<sup>2</sup>, Harold Levrel<sup>3</sup> et Anne-Charlotte Vaissière<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Économie, Ifremer, UMR6308 Amure, Université de Bretagne-Occidentale, CNRS, Plouzané, France

<sup>2</sup> Économie, Université du Québec en Outaouais, Institut des sciences de la forêt tempérée, Gatineau, Canada

<sup>3</sup> Économie, AgroParisTech, UMR8568 Cired, CNRS, Cirad, EHESS, École des Ponts ParisTech, Nogent-sur-Marne, France

<sup>4</sup> Économie, CNRS, UMR8079 Écologie Systématique Évolution, AgroParisTech, Université Paris-Sud, Orsay, France

Reçu le 2 mars 2018. Accepté le 28 juin 2018

**Résumé** – Analyser l'efficacité d'une politique publique implique d'adopter une démarche normative, c'est-à-dire de définir « ce qui doit être » pour ensuite discuter du meilleur chemin pour y arriver. Dans le cadre de la compensation écologique, cet objectif est défini par l'atteinte de l'équivalence entre les pertes liées à un projet et les gains liés aux mesures compensatoires. Cette équivalence repose sur une logique de substitution, qui est au cœur des préoccupations de l'économie de l'environnement. Nous commencerons par présenter les contributions de ce champ théorique à l'étude de l'efficacité de la compensation. Nous en soulignerons aussi les limites, qui nous ont conduits à préférer le cadre de l'économie néo-institutionnelle qui étudie l'efficacité de la compensation comme un problème d'organisation des acteurs en tenant compte de leur contexte institutionnel et environnemental.

**Mots-clés** : compensation écologique / économie de l'environnement / économie néo-institutionnelle

**Abstract** – **New institutional economics as a research framework to investigate the efficiency of ecological offsets.** Any analysis of the effectiveness of a public policy implies adopting a normative approach, i.e. defining “what should be” and then discussing the best way to achieve it. In the context of ecological compensation, this objective is defined as the achievement of equivalence between the losses related to a project and the gains linked to the compensatory measures. This equivalence is based on a substitution logic, which is the core concern of environmental economics. In this paper, we start by presenting the contributions of this theoretical field to the study of compensation effectiveness. We also highlight its limitations. This led us to give preference to the framework of the new institutional economics which studies the effectiveness of the compensation as a problem of organization of the actors, taking into account their institutional and environmental background. Moreover, we show that the hypotheses underlying the reasoning of environmental economics set the debate in the sphere of weak sustainability while its political reading is more closely related to the sphere of strong sustainability for which the new institutional economics offer original and relevant contributions.

**Keywords:** ecological offset / environmental economics / new institutional economics

Dans sa conception initiale issue de l'économie du bien-être et reprise par l'économie de l'environnement, le principe de compensation est associé au critère d'efficacité de Kaldor-Hicks qui consiste à dire qu'un

projet n'est acceptable que s'il dégage suffisamment de bénéfices pour compenser la perte de bien-être des agents impactés négativement par le projet (Scitovsky, 1941). La question de l'efficacité de la compensation est alors celle de l'évaluation de la substituabilité entre ce qui est perdu (la perte de bien-être associé à la biodiversité dégradée) et ce qui est gagné (le gain de bien-être associé à la mesure compensatoire). Pour l'économie de l'environnement, cette substituabilité n'est ainsi

★ Voir dans ce numéro les autres contributions au dossier « La fabrique de la compensation écologique : controverses et pratiques ».

\*Auteur correspondant : [pierre.scemama@ifremer.fr](mailto:pierre.scemama@ifremer.fr)

considérée qu'à travers le maintien d'un niveau de bien-être humain, généralement évalué en termes monétaires.

Portée par un nombre croissant de cadres réglementaires (par exemple la directive Habitats<sup>1</sup>, la loi sur la responsabilité environnementale [LRE<sup>2</sup>], la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages<sup>3</sup>), la compensation « en nature », dernière étape de la séquence « Éviter, réduire, compenser » (ERC), fixe un objectif d'absence de perte nette de biodiversité pour elle-même et non pas pour les bénéfices qu'elle fournit à la société. Cela reflète une transition d'une équivalence définie en termes de bien-être à une équivalence définie en termes écologiques, transition que l'on peut lire comme un basculement du principe de soutenabilité faible assumé par l'économie standard de l'environnement (selon lequel capital naturel, et capital manufacturier, créé par les hommes, sont substituables) au principe de soutenabilité forte, revendiqué par l'économie écologique, qui vise le maintien du stock de capital naturel (Vaissière *et al.*, 2017a). Dans ce nouveau paradigme se pose la question de l'efficacité de la compensation qui nous invite à étudier les conditions écologiques, sociales, économiques et politiques dans lesquelles l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité peut être atteint. Quels sont les acteurs impliqués ? Comment sont-ils coordonnés ? Comment l'environnement naturel et institutionnel peut-il influencer les mesures compensatoires ? Ces questions sont abordées par l'économie néo-institutionnelle, notre objectif étant ici de discuter les apports de ce courant économique pour analyser la compensation écologique.

Pour traiter ces thèmes, la première partie de l'article sera consacrée à étudier les apports et les limites de l'économie de l'environnement pour évaluer l'efficacité de la compensation. Le cadre de l'économie néo-institutionnelle, qui porte sur l'étude des modes d'organisations encadrés dans des institutions et propose d'en déterminer les coûts, fera l'objet de la seconde partie. De manière plus concrète, nous y présenterons un projet de recherche construit autour du principe de soutenabilité forte et les résultats déjà obtenus sur cette voie.

<sup>1</sup> Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages, *Journal officiel de l'Union européenne*, L 206, 22 juillet 1992, 7-50.

<sup>2</sup> Loi n° 2008-757 du 1<sup>er</sup> août 2008 relative à la responsabilité environnementale et à diverses dispositions d'adaptation au droit communautaire dans le domaine de l'environnement, *Journal officiel de la République française*, 0179, 2 août 2008, 12361.

<sup>3</sup> Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, *Journal officiel de la République française*, 0184, 9 août 2016.

## L'efficacité de la compensation écologique du point de vue de l'économie de l'environnement

Basée sur la théorie économique du bien-être (Baujard, 2011) et la philosophie utilitariste (Bentham, 1781), l'économie de l'environnement *stricto sensu* s'intéresse à la question de l'allocation optimale des ressources entre des agents rationnels qui cherchent à maximiser leur bien-être en échangeant des biens sur des marchés coordonnés par le système de prix (Bontems et Rotillon, 2007). Le problème spécifique qui se pose à l'économie de l'environnement est que les biens et services environnementaux sont généralement sous-évalués faute de cadre méthodologique prenant en compte l'ensemble de leurs valeurs (Pearce, 2007). Ainsi, le signal-prix auquel se réfèrent les agents pour prendre des décisions éclairées est dérégulé et ne permet pas d'atteindre des situations optimales, au sens de Pareto. On parle alors d'externalités environnementales dans le sens où les décisions d'un agent (mettre en place un projet de développement) peuvent avoir des effets sur le bien-être d'autres agents (perte de bien-être associée à la dégradation de la biodiversité) sans que les mécanismes de marché n'interviennent. Dans ce cadre, la compensation écologique se pose comme un mécanisme d'internalisation des externalités négatives puisqu'à travers le coût des mesures compensatoires, elle doit permettre de réintégrer le coût lié à la dégradation de la biodiversité dans l'analyse coût-bénéfice des projets d'aménagement<sup>4</sup>. L'efficacité de la politique de compensation, puisque c'est ce que nous proposons d'étudier, se pose alors comme sa capacité à internaliser ces externalités environnementales. L'économiste de l'environnement parlera plus spécifiquement d'efficacité de la politique et l'étudiera au sens de Kaldor-Hicks (Scitovsky, 1941), en analysant la substituabilité entre la biodiversité perdue et les mesures de compensation mises en œuvre.

La substituabilité peut s'étudier sous l'angle de la demande à travers la relation de préférence d'un agent économique entre deux biens ou paniers de biens. Lorsqu'il s'agit de substituer un bien environnemental A par un bien de consommation standard B, on cherche à déterminer quelle est la quantité de B qui permet d'atteindre un même niveau d'utilité pour la perte d'une unité de A. La relation de préférence entre A et B est

<sup>4</sup> Il est théoriquement envisageable qu'un projet d'aménagement soit source d'externalités positives. Dans ce cas, le projet ayant des effets positifs sur le bien-être d'autres agents, l'enjeu serait alors d'intégrer ces bénéfices dans le calcul. Cette formalisation théorique du problème ne serait qu'une source de confusion pour le lecteur, c'est pourquoi nous ne la poursuivons pas ici.

représentée par une courbe d'indifférence. Plus la courbe est convexe, moins les biens sont substituables entre eux et donc non compensables l'un par l'autre. Si la substitution entre le bien environnemental et le bien de consommation standard est nulle, alors on a une courbe de préférence que l'on nomme «lexicographique» et aucune substitution (ni compensation) n'est admise par le consommateur (Lockwood, 1996 ; Rulleau et Dachary-Bernard, 2013). Les préférences pour certaines formes de compensation sont très utiles à analyser pour comprendre la manière dont les agents bénéficient des actions de compensation et apprécient ou non certaines caractéristiques de ces actions (Kermagoret *et al.*, 2014 ; 2016 ; Bull *et al.*, 2017). Un travail qui reste à mener, comme le soulignent certains auteurs (Cowell, 2003), est celui de l'analyse des consentements à substituer des composantes de la nature par d'autres composantes de la nature.

On peut aussi étudier la substituabilité du côté de l'offre à partir des fonctions de production qui expriment la quantité de biens que l'on peut obtenir en combinant différents facteurs de production. Elles prennent la forme de courbes de substitutions techniques entre du capital naturel et du capital manufacturier, sous contrainte du maintien d'un niveau de production donné. Plus la courbe est convexe, moins la substituabilité est forte et plus les capitaux sont dits «complémentaires», c'est-à-dire qu'on ne peut compenser la destruction d'un de ces capitaux par un autre, sans prendre le risque de voir la production s'effondrer. Dans le cadre de la compensation écologique, le problème peut se poser de deux manières.

Premièrement, on peut s'intéresser aux biens et services associés à un projet d'aménagement. La compensation écologique vise à intégrer le capital naturel dans la fonction de production, il ne s'agit plus uniquement d'utiliser du capital manufacturier (le projet) mais aussi d'inclure l'utilisation de capital naturel (à travers la mesure compensatoire). À ce titre, les mesures d'évitement et de réduction – qui permettent d'ajuster le projet pour diminuer son impact environnemental – sont des moyens de combiner différemment des facteurs de production pour diminuer l'utilisation de capital naturel par rapport à l'utilisation de capital manufacturier.

Deuxièmement, on peut s'intéresser à la combinaison des facteurs de production nécessaires aux mesures compensatoires. Il s'agit alors d'analyser l'adéquation entre, d'une part, les caractéristiques des mesures compensatoires que certains acteurs sont prêts à réaliser et, d'autre part, les caractéristiques attendues des mesures compensatoires écologiques.

D'une manière générale, l'agenda de l'économie de l'environnement consiste à calculer l'ensemble des bénéfices et des coûts générés par un investissement ainsi qu'à analyser si une partie de ces bénéfices peut être

dédiée à la compensation des coûts associés à la perte de bien-être via la dégradation de l'environnement. Les mécanismes du marché devront ensuite permettre l'ajustement des offres et demandes des acteurs à travers le signal-prix :

- les agents qui subissent une perte de bien-être du fait de la dégradation de l'environnement recevront une compensation monétaire pour retrouver un niveau de bien-être équivalent ;
- les producteurs intègrent le coût de cette compensation dans leurs analyses coûts-bénéfices et ajustent leurs demandes de facteurs de production de manière à trouver la configuration qui intègre la compensation des impacts dans la conception du projet.

La force de l'économie de l'environnement pour l'analyse de la compensation écologique est son positionnement normatif qui questionne l'efficacité d'une politique à travers les arbitrages entre les gains et les pertes pour les agents. La recherche d'une situation optimale au sens de Pareto est adaptée à un questionnement autour de la compensation entre des pertes et des gains, fussent-ils écologiques. Pourtant, plusieurs points nous amènent à questionner l'intérêt de cette approche pour atteindre l'objectif réglementaire d'absence de perte nette de biodiversité.

Premièrement, l'économie de l'environnement repose sur un référentiel normatif construit sur le bien-être humain. En ce sens, la recherche d'un optimum économique consiste à investir dans la séquence ERC jusqu'à ce que cela devienne trop coûteux au regard des bénéfices humains générés par ces actions, et non jusqu'à ce que le *no-net-loss* soit effectivement atteint (Levrel *et al.*, 2012). Pourtant la compensation monétaire des impacts environnementaux n'apparaît plus vraiment comme une option acceptable dans les pays de l'OCDE depuis le début des années 2000 et oblige, dans un nombre croissant de pays, à mettre en place des compensations en nature pour prendre en compte les effets sur l'environnement lui-même (Wende *et al.*, 2018). Aussi, on observe une préférence pour les actions de compensation écologique, le rejet de toute forme de compensation monétaire et l'importance de la prise en compte des dimensions patrimoniales de ces mesures (Kermagoret *et al.*, 2015 ; 2016). Cet élément questionne la pertinence du référentiel normatif de l'optimum économique pour l'analyse de l'efficacité de la compensation écologique et souligne la différence profonde qui existe entre l'idée d'une compensation économique et celle d'une compensation écologique. Au regard de la soutenabilité, cette dichotomie peut s'exprimer à travers l'opposition entre soutenabilité faible (substituabilité des différents types de capitaux) et la soutenabilité forte (non-substituabilité du capital naturel). C'est pourquoi nous proposons d'inscrire la question de l'efficacité dans le cadre de la soutenabilité forte, qui est celui défendu par l'économie écologique. La substituabilité

ne se mesure plus alors à l'aune du bien-être et donc du critère monétaire, mais à celle de critères biophysiques alimentés par les sciences de la nature.

Deuxièmement, pour l'économie de l'environnement, c'est le marché, vu comme un mécanisme abstrait d'organisation des échanges, qui doit permettre la coordination des agents. Cependant, l'analyse de la coordination des acteurs dans les politiques de compensation écologique montre que de tels marchés n'existent pas à l'heure actuelle (Vaissière et Levrel, 2015; Scemama et Levrel, 2013). Les mesures compensatoires s'inscrivent dans des contextes institutionnels et organisationnels complexes dont il est difficile de faire l'impasse tant ces procédures engagent un grand nombre d'acteurs, soulèvent des enjeux fonciers majeurs et mobilisent une diversité d'outils juridiques (Boisvert, 2015). Les systèmes associés à la compensation écologique sont régis par des politiques plus ou moins fortement régulées selon les pays qui vont jouer sur les conditions de mise en œuvre des mesures compensatoires (méthode d'évaluation de l'équivalence, des impacts, etc.), sur leur contrôle et leur suivi (sévérité, fiabilité) ou encore sur le respect de leur position en tant que dernière étape de la séquence ERC.

Troisièmement, pour l'économie de l'environnement, ce sont les comportements individuels des agents rationnels qui, grâce à un ensemble de règles relatives aux échanges, sont censés permettre d'atteindre une situation optimale. Utile pour résoudre des problèmes d'arbitrages sur des marchés en concurrence parfaite, le postulat de rationalité ne fonctionne plus quand la complexité augmente. Par exemple, la rationalité instrumentale ne permet pas d'expliquer le comportement des agriculteurs qui, malgré les incitations économiques, sont souvent réfractaires à la mise en place de mesures de compensation sur les terres qu'ils cultivent (Roussel *et al.*, 2018; Vaissière *et al.*, 2018a). Aussi, sous le postulat de rationalité, la complexité des dynamiques naturelles, l'incertitude et la variabilité des effets des actions générant des impacts et des mesures de restauration associées seront très insuffisamment prises en compte par le calcul d'optimisation. Face à ce constat, il semble raisonnable d'adopter des hypothèses moins restrictives sur la rationalité.

## L'efficacité de la compensation écologique du point de vue de l'économie néo-institutionnelle

L'économie néo-institutionnelle étudie les institutions et les organisations, leurs interactions et leur rôle dans la coordination des échanges économiques (Ménard et Shirley, 2005). Souvent considérée comme un prolongement de l'économie néo-classique, l'éco-

nomie néo-institutionnelle s'en éloigne sur plusieurs points qui nous semblent pouvoir alimenter l'analyse de l'efficacité des politiques de compensation.

D'abord, l'unité d'analyse de l'économie néo-institutionnelle n'est plus l'individu mais la transaction<sup>5</sup>. L'obligation de l'atteinte de l'équivalence « en nature » n'est donc plus questionnée puisqu'on ne s'intéresse pas aux arbitrages individuels entre les pertes liées aux impacts d'un projet et les gains associés aux mesures compensatoires. Ce sont les mécanismes de coordination des acteurs et les moyens mis en œuvre pour atteindre un niveau d'équivalence exigé par la réglementation qui sont explorés. Cet angle d'analyse est donc plus pertinent pour proposer des éléments d'aide à la décision cohérents avec la norme qui sous-tend la compensation écologique.

Ensuite, l'économie néo-institutionnelle considère des agents à la rationalité limitée (incapables d'anticiper *ex ante* tous les changements des états de la nature liés à leurs actions) et au comportement opportuniste (mettant en place une stratégie pour la défense de leurs intérêts). Cette hypothèse comportementale est plus compatible avec les questions d'environnement et l'ancrage opérationnel du principe de compensation puisqu'elle permet notamment d'intégrer l'incertitude dans l'analyse.

Si l'économie néo-institutionnelle partage avec l'économie standard un positionnement normatif construit sur un critère d'optimisation – puisqu'on recherche le mode d'organisation qui minimise les coûts de transaction<sup>6</sup> –, elle s'en éloigne tout de même assez fortement. Cette divergence s'explique par le raisonnement qui supporte l'analyse et l'origine des coûts de transaction. La rationalité limitée des agents les empêche d'anticiper toutes les situations lors de la rédaction des contrats, ce qui expose la transaction à l'incertitude (environnementale ou institutionnelle). Du fait de leur comportement opportuniste, ils peuvent exploiter cette incomplétude au détriment de leur partenaire, aussi est-il nécessaire de compléter les contrats avec des mécanismes de coordination. Cet ensemble constitue le mode de gouvernance et son coût de fonctionnement correspond aux coûts de transaction. Cependant, les coûts de transaction sont difficiles à observer et à mesurer dans une organisation existante. De plus, ils ne peuvent pas être étudiés pour des modes alternatifs qui n'existent pas encore (Masten *et al.*, 1991). Aussi, la théorie ne raisonne pas directement sur les coûts

<sup>5</sup> « Une transaction a lieu lorsqu'un bien ou un service est transféré à travers une interface technologiquement séparable. Une étape d'activité se termine et une autre commence. » (Williamson, 1985, p. 1).

<sup>6</sup> Ils désignent « ce qu'il en coûte d'organiser une transaction, ou plus formellement, les coûts comparatifs de planification, d'adaptation et de suivi des transferts de droits associés à des tâches, dans le cadre d'arrangements organisationnels alternatifs » (Williamson, 1985, p. 2).

de transaction, mais sur les caractéristiques des transactions qui sont à l'origine de ces derniers : l'incertitude qui entoure la transaction, la fréquence à laquelle elle est réalisée et le degré de spécificité des actifs qui y sont impliqués<sup>7</sup>. Ces coûts augmentent quand augmentent l'incertitude et le degré de spécificité des actifs et quand diminue la fréquence des échanges. Ainsi le mode de gouvernance le plus efficace est celui qui supporte les coûts de transaction les plus faibles au regard des caractéristiques de la transaction, particulièrement la spécificité des actifs. Avec cette approche, l'investissement se trouve au cœur de l'analyse puisque ses caractéristiques sont endogènes au choix organisationnel, c'est-à-dire que les décisions par rapport au mode d'organisation et à l'investissement sont simultanées (Saussier et Yvrande-Billon, 2007). Dans le cadre de la compensation, les caractéristiques de l'investissement correspondent au critère d'équivalence qui peut être défini à partir d'indicateurs biophysiques. Dans cette optique, s'intéresser à l'efficacité de la compensation écologique revient à questionner l'efficacité du mode d'organisation par rapport à un niveau d'équivalence donné (celui qui supporte le moins de coûts de transaction – efficacité économique), mais aussi par rapport à sa capacité à encadrer des mesures compensatoires (celui qui est le plus adapté au maintien du capital naturel – efficacité écologique). Pour l'étude de la compensation écologique, le fait de mettre les caractéristiques des mesures compensatoires au cœur de la discussion permet aussi de construire une analyse interdisciplinaire dans laquelle la question économique (l'efficacité) est discutée au regard d'un diagnostic écologique (l'équivalence entre un écosystème impacté et une mesure compensatoire) qui peut donc parfaitement s'inscrire dans le cadre de la soutenabilité forte (Scemama, 2014).

Enfin, l'économie néo-institutionnelle ne limite pas la question environnementale à un problème d'externalité, mais s'intéresse aussi aux coûts de transaction, comme discuté ci-avant, aux droits de propriété et aux institutions (Ménard, 2011). L'étude des externalités à l'échelle de l'organisation des transactions consiste à s'intéresser plus largement aux conditions dans lesquelles les mesures compensatoires sont réalisées : qui les met en place ? Qui les contrôle et comment ? L'étude des coûts de transaction est bien évidemment au centre de l'analyse. Que l'on retienne l'accord bilatéral (Coase, 1960) ou l'intervention de l'État (Pigou, 1920) pour l'internalisation des externalités, les coûts de transaction sont un obstacle à l'émergence d'une solution optimale : « Si les externalités existent c'est parce qu'il est plus

coûteux en termes de transaction de les faire disparaître que de les supporter. » (Bontems et Rotillon, 2007, p. 19). L'étude des organisations s'intéresse aux droits de propriété ainsi qu'à tous les types de droits qui sont transférés lors d'une transaction. Dans le cadre de la compensation, il s'agit de savoir à qui appartient la mesure compensatoire et quels sont les droits et les responsabilités qui accompagnent cette propriété. Enfin, pour l'économie néo-institutionnelle, les institutions jouent un rôle majeur dans l'organisation du système économique. Elles sont définies par North (1991, p. 97) comme « les contraintes créées par l'homme pour structurer les interactions politiques, économiques et sociales » et peuvent être étudiées à travers quatre dimensions sociétales : l'administratif, le politique, le judiciaire et l'idéologique. Au final, l'économie néo-institutionnelle semble fournir un cadre pertinent pour étudier l'efficacité des systèmes de compensation. De manière plus opérationnelle, nous allons voir comment certains travaux empiriques ouvrent effectivement des perspectives prometteuses pour pousser cette analyse.

Posée comme un problème de coût de transaction, l'analyse nous conduit à nous intéresser à l'étude des formes organisationnelles les mieux adaptées aux enjeux écologiques et économiques des mesures compensatoires (Coggan *et al.*, 2013 ; Scemama et Levrel, 2013 ; Vaissière *et al.*, 2017b). Est-ce qu'il vaut mieux avoir recours à un marché, à une forme de gouvernance plus centralisée ou à une forme hybride pour mettre en œuvre les mesures compensatoires ? Comme nous l'avons dit, cet arbitrage repose sur les caractéristiques des transactions qui sont sources de coûts de transaction. La coordination par le marché est la plus efficace pour des actifs faiblement spécifiques et un niveau d'incertitude faible. À mesure que la spécificité et l'incertitude augmentent, les marchés sont supplantés par des formes de gouvernance plus hiérarchiques qui correspondent à l'intégration de la coordination dans l'entreprise – l'État étant considéré, de ce point de vue, comme une « super-firme ». Entre ces deux extrémités, il existe une grande diversité de formes hybrides qui combinent les dispositifs de coordination des marchés et des entreprises pour s'adapter à différents degrés de spécificité et d'incertitude. Dans le cas de la biodiversité, on fait souvent le constat que l'incertitude est élevée, la fréquence des transactions faible et la spécificité de l'actif très élevée (Scemama et Levrel, 2013). Les écosystèmes sont par essence fortement spécifiques du fait de leur complexité, de leur diversité et de leur adaptation à un contexte biogéoclimatique qui fait de chaque projet de restauration un projet quasiment unique. L'incertitude porte sur les résultats des actions d'ingénierie écologique et sur le risque d'opportunisme des acteurs qui n'ont pas forcément intérêt à connaître avec précision la qualité environnementale des mesures tant

<sup>7</sup> Un investissement dans un actif spécifique est défini comme un investissement durable et spécialisé qui ne peut pas être redéployé vers un usage alternatif sans entraîner de perte de sa valeur productive.

que les permis sont délivrés. La fréquence des transactions entre partenaires est relative, elle dépend du suivi et de la gestion des projets sur le long terme : sans suivi, elle sera faible ; au contraire, si le projet implique un suivi et éventuellement une gestion adaptative, elle sera plus forte. Du fait de ces caractéristiques, il apparaît plus pertinent d'avoir recours à une forme d'organisation hiérarchique, c'est-à-dire à une régulation directe par l'État visant à atteindre un objectif d'absence de perte nette de biodiversité. Cependant, une analyse récente basée sur l'étude de la compensation des infrastructures linéaires en France a souligné le « coût organisationnel » que représente l'instruction d'une multitude de dossiers de compensation (Couvét, 2017). Pour l'État, ces coûts de transaction peuvent nuire à l'instruction des dossiers de compensation, mais ils peuvent aussi faire apparaître de nouveaux arbitrages au détriment d'autres formes d'action publique relatives à l'érosion de la biodiversité (Guillet et Semal, 2018).

Aux États-Unis, où un système hybride existe depuis environ 30 ans, les choses apparaissent finalement plus complexes (Levrel *et al.*, 2015 ; Vaissière et Levrel, 2015). Une suite d'innovations institutionnelles a conduit à introduire progressivement des mécanismes comportant des caractéristiques marchandes dans le système de la compensation, faisant apparaître un mode d'organisation original : la *mitigation banking*. Dans ce système, les mesures compensatoires ne sont plus mises en place au cas par cas mais sont anticipées et regroupées au sein de banques de compensation<sup>8</sup>. Ce qui est stocké, sur cette parcelle de terrain qu'on appelle « banque de compensation », c'est la plus-value écologique apportée par un ensemble d'actions positives en faveur de la biodiversité qui ont été préalablement réalisées. Ce gain écologique est traduit en un certain nombre et type(s) de « crédits de compensation » qui pourront servir à compenser les impacts de plusieurs projets d'aménagement, à condition de respecter un ensemble de règles spatiales et temporelles. Ces innovations institutionnelles ont eu pour résultats : (i) de centraliser les responsabilités des actions ; (ii) de mutualiser les actions de restauration écologique sur des espaces plus grands et donc, finalement, (iii) d'augmenter la fréquence des transactions entre les administrations et les opérateurs de banques de compensation ; (iv) de réduire les incertitudes (notamment du fait que la restauration écologique de surfaces plus grandes a plus de chances de réussir et de se maintenir dans le temps). Tout cela a par ailleurs conduit à transférer une partie des coûts de transaction vers ce

nouvel acteur qu'est l'opérateur de banque de compensation et à rendre plus effectives les politiques publiques nécessitant la mise en œuvre des mesures compensatoires, notamment pour les zones humides (Levrel *et al.*, 2017 ; Vaissière et Levrel, 2015 ; Vaissière *et al.*, 2017b). Notons cependant que cet accroissement de l'efficacité n'est possible qu'à partir du moment où l'on renonce à la forte spécificité de certaines composantes de la biodiversité (Scemama et Levrel, 2013).

Cet accent mis sur les caractéristiques de mesures compensatoires (spécificité et incertitude) place la question de l'évaluation de l'équivalence écologique au cœur des compensations écologiques (Levrel *et al.*, 2012 ; Quéfier et Lavorel, 2011). Elle doit notamment faire face 1) à l'incertitude de nos capacités à recréer des écosystèmes fonctionnels grâce à l'ingénierie écologique ; 2) au choix d'une équivalence basée sur les espèces ou sur les fonctions écologiques ; 3) ou encore à celui d'une délocalisation acceptable et pertinente des zones de biodiversité. Ainsi, ce qu'il est possible de réaliser pour un habitat relativement « ordinaire » ne l'est certainement pas pour une espèce très menacée ou pour une composante de la biodiversité dont la spécificité est liée à un cycle de vie très long. L'évaluation de la « performance écologique » d'une action de restauration nécessite de définir des états de référence et des indicateurs qui sont fonction de l'objectif à atteindre et qui influencent fortement l'évaluation du résultat d'une action (Scemama et Levrel, 2016). Comment l'équivalence entre ce qui est détruit, d'une part, et ce qui est restauré, d'autre part, peut-elle être mesurée ? S'agit-il d'individus, de populations, d'habitats, de fonctions écologiques ou encore de services écosystémiques ? Évidemment, choisir une forme d'équivalence plutôt qu'une autre n'a pas les mêmes conséquences sur les formes de coordination (investissements à réaliser, suivi de l'efficacité, etc.) et n'exprime pas les mêmes finalités (plus ou moins anthropocentriques, par exemple) (Bas *et al.*, 2013 ; Calvet *et al.*, 2015 ; Jacob *et al.*, 2016 ; Levrel *et al.*, 2012). Le contrôle de l'équivalence écologique est aussi complété par d'autres mécanismes de coordination. Dans le cadre des banques de compensation, on a pu mettre en évidence que certains dispositifs contribuaient à diminuer l'incertitude autour des transactions. C'est le cas, par exemple, d'outils assurantiels pour garantir le maintien des mesures de restauration, y compris en cas de faillite des opérateurs, d'outils financiers visant à fournir des moyens de suivi sur le long terme, d'outils juridiques permettant d'avoir des garanties foncières définitives quant à la finalité environnementale de la parcelle foncière concernée, etc. (Levrel *et al.*, 2017). Il ne s'agit donc pas de chercher une solution optimale de compensation en tout temps et en tout lieu, mais de comprendre, selon la spécificité de l'entité naturelle à compenser, quelles sont les formes

<sup>8</sup> Il ne s'agit pas d'une « banque » au sens d'établissement financier mais plutôt d'une « réserve » ou d'un « stock » comme dans le mot « banque de données » ou « banque d'images ».

organisationnelles les mieux adaptées, ce qui laisse envisager la coexistence de plusieurs formes sur un territoire donné.

L'économie néo-institutionnelle place au cœur de son analyse la prise en compte du contexte institutionnel pour comprendre l'efficacité de telle ou telle forme organisationnelle. Si elle reconnaît des boucles de rétroaction entre une forme organisationnelle et son contexte institutionnel, elle souligne également qu'une certaine stabilité institutionnelle permet de diminuer l'incertitude autour des transactions.

Dans le cadre des projets d'aménagement, les mesures compensatoires, rarement construites sur des critères uniquement écologiques, sont souvent intégrées au sein d'un ensemble plus large de mesures qui visent à prendre en compte de manière simultanée les impacts écologiques et sociaux d'un projet avec pour objectif global le respect des contraintes réglementaires et l'acceptabilité sociale (Kermagoret *et al.*, 2014). Par exemple, dans le cas de Port 2000, le projet d'extension du port du Havre, c'est un débat public<sup>9</sup> qui a fixé les objectifs des mesures compensatoires (et d'autres mesures environnementales d'accompagnement). Au final, les résultats des mesures environnementales y sont très contestés (Vaissière *et al.*, 2018b).

Parmi les éléments du contexte institutionnel qu'il faut considérer, la question des droits de propriété, et plus largement de l'ensemble des transferts de droits, est essentielle. Aux États-Unis, la création d'une banque de compensation doit être accompagnée par la mise en place d'une servitude environnementale perpétuelle (*conservation easement*). Cet outil juridique, une fois établi sur un terrain, entraîne un renoncement définitif à tout usage extractif ou pouvant porter atteinte à la biodiversité qui y est présente. Liée à la terre, cette servitude s'applique au propriétaire l'ayant contractée, à tout éventuel preneur à bail et elle est transmise aux acheteurs suivants. Toujours aux États-Unis, une des innovations institutionnelles qui explique le succès du système du *mitigation banking* est le transfert de la responsabilité de la compensation de l'aménageur vers la banque de compensation. Grâce à ce mécanisme, une fois les crédits de compensation acquis, l'aménageur n'a plus qu'à s'occuper de son cœur de métier.

La prise en compte du contexte institutionnel nous permet d'observer que les règles du jeu sont variables selon les pays. Ces différences peuvent être d'ordre juridique. Ainsi, le système des banques de compensation existe depuis une trentaine d'années aux États-Unis alors qu'il n'est entré que récemment dans la législation

française avec la loi biodiversité d'août 2016 avec quelques différences importantes. Par exemple, la France n'impose l'utilisation d'aucun outil juridique foncier pour protéger la destination des terrains supports des sites naturels de compensation. L'« obligation réelle environnementale », nouvelle forme de servitude introduite dans la loi biodiversité, peut être utilisée sur des terrains de mesures compensatoires mais a une portée limitée par rapport aux *conservation easements* des États-Unis car elle est facultative, révisable, révocable et à durée déterminée. De même, en France, la responsabilité de la réussite des mesures compensatoires est conservée par l'aménageur, alors qu'aux États-Unis elle est transférée à la banque de compensation. En cas d'échec des mesures compensatoires (faute de parvenir à la restauration écologique ou par négligence), les services instructeurs français ne pourront pas exercer de pression directe sur la personne en charge de la réalisation des mesures compensatoires. On peut d'ores et déjà anticiper que les acheteurs de crédits vont demander d'importantes garanties, probablement via de complexes contrats, aux opérateurs de banques de compensation. Enfin, il peut aussi s'agir de différences sociétales. Par exemple, si une grande partie des terres supports des banques de compensation écologique en Floride sont des terres agricoles que leurs propriétaires ont décidé de convertir en acceptant de totalement changer de métier (Vaissière et Levrel, 2015), les agriculteurs français, qui sont majoritairement locataires des terres qu'ils cultivent, ont beaucoup plus de réticences et de freins pour les transformer en sites de compensation (Vaissière *et al.*, 2018a).

## Conclusion

La question posée de l'efficacité du système de la compensation écologique nécessite une approche normative qui consiste à définir une cible et à déterminer le meilleur chemin pour l'atteindre. La philosophie de la compensation écologique, que l'on peut résumer à son objectif d'absence de perte nette de biodiversité, nous conduit à inscrire cette analyse dans le cadre de la soutenabilité forte qui vise le maintien dans le temps d'un stock de capital naturel constant et donc l'arrêt de l'érosion de la biodiversité. Ce raisonnement nous a menés à nous éloigner du cadre de l'économie standard pour préférer une approche néo-institutionnelle compatible avec le principe de soutenabilité forte. Les analyses que nous proposons cherchent à améliorer l'organisation des acteurs de la compensation en intégrant : 1) l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité évalué à partir de diagnostics écologiques ; 2) les contraintes économiques liées au coût du système de compensation pour les différents acteurs impliqués ; 3) l'environnement

<sup>9</sup> Premier du genre, il a consisté en 42 réunions entre fin 1997 et début 1998, ce qui fournit un indicateur du niveau des coûts de transaction.

institutionnel plus large dans lequel les mesures compensatoires sont mises en place.

En ancrant notre étude des mesures compensatoires dans le cadre de la soutenabilité forte, nous entendons aussi contribuer au courant de l'économie écologique (Jacob *et al.*, 2016 ; Vaissière *et al.*, 2017a). Ce courant ne propose pas une théorie unifiée, mais réunit une communauté de chercheurs qui partage la vision d'un système économique comme sous-ensemble du système écologique imposant sur le premier des limites d'ordre écologique. Nous sommes conscients que la question que nous posons de l'efficacité du système de compensation nous conduit à éluder une partie des questionnements plus hétérodoxes de l'économie écologique qui pourraient, entre autres choses, s'interroger sur le bien-fondé du système de compensation écologique comme outil pour lutter contre l'érosion de la biodiversité. Le principe de la compensation écologique et l'inscription de l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité dans la loi peuvent être considérés comme le reflet et le produit négocié de conventions sociales qui expriment l'état des préférences collectives (Levrel, 2012 ; Bas, 2017). À ce titre, une analyse d'économie en appui aux politiques publiques est nécessaire et légitime pour étudier l'efficacité du système et suggérer, si possible, des façons de l'améliorer : c'est cette philosophie qui anime l'agenda de travail que nous proposons ici.

## Références

- Bas A., Gastineau P., Hay J., Levrel H., 2013. Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental, *Revue d'économie politique*, 123, 1, 127-157.
- Bas A., 2017. *Analyse de la compensation écologique comme instrument d'internalisation et de lutte contre l'érosion de la biodiversité marine. Illustration par l'éolien en mer.* Thèse de doctorat en économie, Brest, Université de Bretagne-Occidentale.
- Baujard A., 2011. L'économie du bien-être est morte. Vive l'économie du bien-être!, *Economics Working Paper*, Université de Rennes 1/Université de Caen, Centre de recherche en économie et management (CREM), <https://crem-doc.univ-rennes1.fr/wp/2011/201102.pdf>.
- Bentham J., 1781. *The principles of morals and legislation*, Oxford, The Clarendon Press.
- Boisvert V., 2015. Conservation banking mechanisms and the economization of nature: an institutional analysis, *Ecosystem Services*, 15, 134-142.
- Bontems P., Rotillon G., 2007. *L'économie de l'environnement*, Paris, La Découverte.
- Bull J.W., Abatayo A.L., Strange N., 2017. Counterintuitive proposals for trans-boundary ecological compensation under 'no net loss' biodiversity policy, *Ecological Economics*, 142, 185-193.
- Calvet C., Napoléone C., Salles J.-M., 2015. The biodiversity offsetting dilemma: between economic rationales and ecological dynamics, *Sustainability*, 7, 6, 7357-7378.
- Coase R.H., 1960. The problem of social cost, *The Journal of Law & Economics*, 3, 1-44.
- Coggan A., Buitelaar E., Whitten S., Bennett J., 2013. Factors that influence transaction costs in development offsets: who bears what and why?, *Ecological Economics*, 88, 222-231.
- Couvet D. (Ed.), 2017. *Compensation et infrastructures linéaires. Stratégies et scénarios pour l'action (Compilsa) : la compensation face à ses limites écologiques et organisationnelles.* Rapport final d'activité, Programme infrastructures de transports terrestres, écosystèmes et paysages (ITTECOP), Paris, Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie/Ademe, [http://www.ittecop.fr/images/docman-files/docman-files/rapport-final/2014/RF\\_2014\\_COMPILSA\\_VF.pdf](http://www.ittecop.fr/images/docman-files/docman-files/rapport-final/2014/RF_2014_COMPILSA_VF.pdf).
- Cowell R., 2003. Substitution and scalar politics: negotiating environmental compensation in Cardiff Bay, *Geoforum*, 34, 3, 343-358.
- Guillet F., Semal L., 2018. Policy flaws of biodiversity offsetting as a conservation strategy, *Biological Conservation*, 221, 86-90.
- Jacob C., Vaissière A.-C., Bas A., Calvet C., 2016. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting, *Ecosystem Services*, 21, Part A, 92-102.
- Kermagoret C., Levrel H., Carlier A., 2014. The impact and compensation of offshore wind farm development: analysing the institutional discourse from a French case study, *Scottish Geographical Journal*, 130, 3, 188-206.
- Kermagoret C., Levrel H., Carlier A., 2015. La compensation au service de l'acceptabilité sociale : un état de l'art des apports empiriques et du débat scientifique : réflexions au service du développement de l'énergie éolienne en mer, *Vertigo*, 15, 3.
- Kermagoret C., Levrel H., Carlier A., Dachary-Bernard J., 2016. Individual preferences regarding environmental offset and welfare compensation: a choice experiment application to an offshore wind farm project, *Ecological Economics*, 129, 230-240.
- Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S. (Eds), 2015. *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*, Versailles, Quæ.
- Levrel H., 2012. *La conservation de la biodiversité à partir du principe de compensation. Promesses et limites d'un nouvel avatar du développement durable.* Rapport d'habilitation à diriger des recherches en économie, Brest, Université de Bretagne-Occidentale.
- Levrel H., Pioch S., Spieler R., 2012. Compensatory mitigation in marine ecosystems: which indicators for assessing the "no net loss" goal of ecosystem services and ecological functions?, *Marine Policy*, 36, 6, 1202-1210.
- Levrel H., Scemama P., Vaissière A.-C., 2017. Should we be wary of mitigation banking? Evidence regarding the risks



- associated with this wetland offset arrangement in Florida, *Ecological Economics*, 135, 136-149.
- Lockwood M., 1996. Non-compensatory preference structures in non-market valuation of natural area policy, *Australian Journal of Agricultural Economics*, 40, 2, 85-101.
- Masten S.E., Meehan J.W., Snyder E.A., 1991. The costs of organization, *The Journal of Law, Economics, & Organization*, 7, 1, 1-25.
- Ménard C., 2011. A new institutional economics perspective on environmental issues, *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1, 1, 115-120.
- Ménard C., Shirley M.M. (Eds), 2005. *Handbook of new institutional economics*, Dordrecht, Springer.
- North D.C., 1991. Institutions, *Journal of Economic Perspectives*, 5, 1, 97-112.
- Pearce D., 2007. Do we really care about biodiversity?, *Environmental and Resource Economics*, 37, 1, 313-333.
- Pigou A.C., 1920. *Economics of welfare*, London, McMillan & Co.
- Quétier F., Lavorel S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions, *Biological Conservation*, 144, 12, 2991-2999.
- Roussel S., Tardieu L., Vaissière A.-C., 2018. Compensation écologique et agriculture : est-ce compatible?, *Revue Économique*, prépublication (0), 183-198, <https://www.cairn.info/revue-economique-2018-0.htm>.
- Rulleau B., Dachary-Bernard J., 2013. Identification et analyse des préférences lexicographiques en évaluation économique, *Économie et Statistique*, 460-461, 129-144.
- Saussier S., Yvrande-Billon A., 2007. *Économie des coûts de transaction*, Paris, La Découverte.
- Scemama P., 2014. *Analyse néo-institutionnelle de l'investissement dans la biodiversité : choix organisationnels et leurs conséquences sur la restauration des écosystèmes aquatiques*. Thèse de doctorat en économie, Brest, Université de Bretagne-Occidentale.
- Scemama P., Levrel H., 2013. L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis : impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions, *Revue d'économie politique*, 123, 6, 893-924.
- Scemama P., Levrel H., 2016. Using habitat equivalency analysis to assess the cost effectiveness of restoration outcomes in four institutional contexts, *Environmental Management*, 57, 1, 109-122.
- Scitovsky T., 1941. A note on welfare propositions in economics, *The Review of Economic Studies*, 9, 77-88.
- Vaissière A.-C., Levrel H., 2015. Biodiversity offset markets: what are they really? An empirical approach to wetland mitigation banking, *Ecological Economics*, 110, 81-88.
- Vaissière A.-C., Levrel H., Scemama P., 2017a. Biodiversity offsetting: clearing up misunderstandings between conservation and economics to take further action, *Biological Conservation*, 206, 258-262.
- Vaissière A.-C., Levrel H., Pioch S., 2017b. Wetland mitigation banking: negotiations with stakeholders in a zone of ecological-economic viability, *Land Use Policy*, 69, 512-518.
- Vaissière A.-C., Tardieu L., Quétier F., Roussel S., 2018a. Preferences for biodiversity offset contracts on arable land: a choice experiment study with farmers, *European Review of Agricultural Economics*, <https://doi.org/10.1093/erae/jby006>.
- Vaissière A.-C., Quétier F., Bas A., Calvet C., Gaucherand S., Hay J., Jacob C., Kermagoret C., Levrel H., Malapert A., Pioch S., Scemama P., 2018b. France, in Wende W., Tucker G.M., Quétier F., Rayment M., Darbi M. (Eds), *Biodiversity offsets. European perspectives on no net loss of biodiversity and ecosystem services*, Cham, Springer International Publishing.
- Wende W., Tucker G.-M., Quétier F., Rayment M., Darbi M. (Eds), 2018. *Biodiversity offsets. European perspectives on no net loss of biodiversity and ecosystem services*, Cham, Springer International Publishing.
- Williamson O.E., 1985. *The economic institutions of capitalism: firms, markets, relational contracting*, New York/London, Free Press/Collier Macmillan.

**Citation de l'article** : Scemama P., Kermagoret C., Levrel H., Vaissière A.-C., 2018. L'économie néo-institutionnelle comme cadre de recherche pour questionner l'efficacité de la compensation écologique. *Nat. Sci. Soc.* 26, 2, 150-158.