

Sciences Eaux & Territoires

La revue d'Irstea

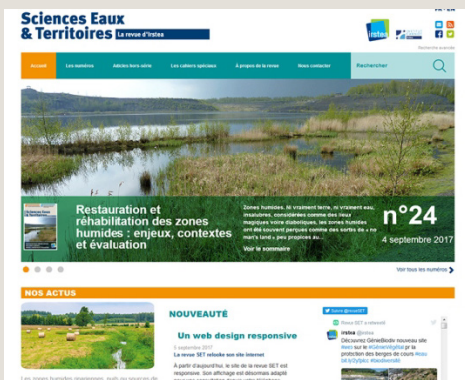
Article hors-série numéro 49

Un cadre méthodologique pour évaluer l'équivalence entre pertes et gains de biodiversité induits par les projets d'aménagement et leurs mesures compensatoires

Lucie Bezombes, Christian Kerbirou, Thomas Spiegelberger, Véronique Gouraud et Stéphanie Gaucherand

© C. Malon (Irstea)

www.set-revue.fr



Sciences Eaux & Territoires, la revue d'Irstea

Article hors-série numéro 49 – 2018

Directeur de la publication : Marc Michel

Directrice éditoriale : Emmanuelle Jannès-Ober

Comité éditorial : Denis Cassard, Nicolas de Menthère, Véronique Gouy, Céline Granjou, Alain Hénaut, Ghislain Huyghe, Cédric Laize, Alette Maillard, Isabelle Méhault, Thierry Mougey et Michel Vallance.

Rédactrice en chef : Sabine Arbeille

Secrétariat de rédaction et mise en page : Valérie Pagneux

Infographie : Françoise Peyriguer

Conception de la maquette : CBat

Contact édition et administration : Irstea-DRISE-IE

1 rue Pierre-Gilles de Gennes – CS 10030

92761 Antony Cedex

Tél. : 01 40 96 61 21 – Fax : 01 40 96 61 64

E-mail : set-revue@irstea.fr

Numéro paritaire : 0511 B 07860 – Dépôt légal : à parution – N°ISSN : 2109-3016

Photo de couverture : © C. Malon (Irstea)



Un cadre méthodologique pour évaluer l'équivalence entre pertes et gains de biodiversité induits par les projets d'aménagement et leurs mesures compensatoires

La loi « Biodiversité » du 08 août 2016 instaure dans la réglementation l'obligation « d'absence de perte nette » de biodiversité à l'échelle des projets d'aménagement. Un des enjeux clés pour y arriver consiste à démontrer l'équivalence écologique entre les gains associés aux mesures compensatoires et les pertes occasionnées par les impacts. Malgré les avancées réglementaires, le cadre français n'inclut pas de méthode à suivre pour déterminer l'équivalence et aucune n'est unanimement reconnue. C'est dans ce contexte qu'un cadre méthodologique opérationnel, exhaustif et fondé sur des bases scientifiques, a été développé. Son utilisation favorise la concertation entre acteurs et permet un suivi des mesures compensatoires dans le temps.



En France, la séquence « Éviter Réduire Compenser » (ERC) est appliquée lors de la mise en place de projets d'aménagement (Commissariat général au développement durable, 2013). Elle doit être déclinée dans les études d'impact par les maîtres d'ouvrage porteurs de projets impactant la biodiversité¹. L'application de cette séquence consiste d'abord à éviter les impacts potentiels du projet en sélectionnant un site qui impactera le moins la biodiversité (type de projet, choix techniques) ou en renonçant au projet. Les impacts non évités doivent être réduits (durée, étendue, intensité) pendant et après la phase de travaux (choix d'intervention en dehors des périodes de nidification, par exemple). Enfin, les impacts résiduels jugés significatifs doivent être compensés « en nature » et à proximité, par des mesures compensatoires (MC) favorables à la biodiversité concernée (exemple : maintien, gestion, restauration ou création de milieux - photo ①).

La loi « Biodiversité » du 08 août 2016 instaure dans la réglementation l'obligation « d'absence de perte nette » (APN) de biodiversité. Afin d'atteindre cet objectif, la séquence ERC doit respecter plusieurs principes, en particulier l'équivalence écologique. Celui-ci implique de concevoir et mettre en place des MC capables de générer des gains de biodiversité au minimum égaux aux pertes. La manière d'évaluer l'équivalence soulève de nombreuses questions liées notamment à trois « dimensions » de l'équivalence (écologique, spatiale, temporelle) et aux incertitudes associées aux MC (encadré ①).

En France, l'équivalence écologique doit être démontrée lors de la conception des MC, mais aucune méthode standardisée pour l'évaluer n'est imposée pour l'instant. L'évaluation est donc réalisée au cas par cas avec des méthodes développées par les différents bureaux d'études. Cela présente certains avantages (adaptation aux enjeux locaux, flexibilité de l'évaluation...), mais se traduit par des pratiques hétérogènes obligeant les services instructeurs à s'approprier des approches variées pour en juger la pertinence au regard de la réglementation et sur le plan écologique.

Dans ce contexte, nous proposons un cadre standardisé d'évaluation de l'équivalence écologique, développé lors d'une thèse réalisée en partenariat avec la R&D d'EDF, Irstea Grenoble et le MNHN (2014-2017). Afin de garantir sa robustesse, son efficacité et son acceptabilité, le cadre méthodologique devait répondre aux trois défis suivants :

- être exhaustif en prenant en compte toutes les dimensions de l'équivalence écologique (encadré ①) ;
- être construit sur des bases scientifiques afin que l'évaluation de l'équivalence soit rigoureuse, transparente et reproductible ;
- être opérationnel afin de pouvoir être utilisé par les acteurs impliqués dans la compensation dans un temps et un coût raisonnables, en cohérence avec leurs compétences techniques.

1. Loi sur la protection de la nature de 1976 actualisée en 2016 avec la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages.



© S. Vanpeene (Irstea)

❶ Les passages à faune permettant aux animaux de traverser les infrastructures de transport sont souvent construits en tant que mesures compensatoires d'un aménagement routier ou ferroviaire.

Il devait, en outre, être adapté au contexte réglementaire et écologique français. Son développement a été basé sur l'analyse de plusieurs méthodes utilisées à l'étranger (Bezombes *et al.*, 2017).

Conditions d'utilisation du cadre méthodologique

Le cadre méthodologique peut être utilisé dans le cas où un projet d'aménagement entraîne des impacts résiduels significatifs sur la biodiversité qui nécessitent d'être compensés, et s'applique lors des études environnementales. Il s'adresse aux maîtres d'ouvrages afin de les guider dans le dimensionnement des MC, ainsi qu'aux services instructeurs en charge de vérifier les MC proposées ou encore aux gestionnaires des sites compensatoires afin d'en assurer le suivi.

Il permet à ces acteurs de vérifier que les MC envisagées sont bien équivalentes aux pertes engendrées par le projet. Notamment, le cadre méthodologique peut être utilisé pour trouver un compromis entre des gains importants mais difficiles à obtenir (restauration d'une zone humide très dégradée) et des gains moins importants mais plus facilement réalisables (gestion de milieux ouverts par fauche tardive)². L'utilisation du cadre méthodologique nécessite d'évaluer l'état initial à la fois du site impacté (où est prévu le projet d'aménagement) comme référence pour le calcul des pertes de biodiversité, et également du site compensatoire (où sont mises en place les MC), comme référence pour le calcul des gains de biodiversité.

2. La conservation de sites où la biodiversité est déjà très élevée n'est plus acceptée comme mesure compensatoire.

❶ LES DIMENSIONS DE L'ÉQUIVALENCE ÉCOLOGIQUE

Dimension écologique : elle reflète les composantes (espèces, écosystèmes, fonctions) que l'on souhaite préserver grâce à la compensation ainsi que la manière de mesurer cette biodiversité. On retrouve les problématiques liées à la dimension écologique dans toutes les dimensions (spatiale, temporelle et incertitudes, voir ci-après), mais malgré cette transversalité, il est important de distinguer la dimension écologique qui permet d'identifier la biodiversité à évaluer.

Dimension spatiale : dans le contexte de la compensation, les contraintes autour de l'acquisition ou la contractualisation du foncier ont pour conséquence une fréquente mise en place des mesures compensatoires (MC) sur des sites plus ou moins éloignés des sites impactés. Il est alors important de pouvoir évaluer le rôle du site impacté pour la biodiversité dans le contexte paysager environnant. Cela permet d'orienter au mieux la localisation du site compensatoire ainsi que le type de MC, pour que la perte de ce rôle (par exemple un corridor écologique, une zone de repos de grands migrants...) soit bien compensée.

Dimension temporelle : en principe, les MC devraient être mises en œuvre avant que les impacts n'aient lieu, ce qui est rarement le cas en pratique. Cela engendre des pertes intermédiaires compromettant l'atteinte de l'absence de perte nette (APN). Les MC mettront en effet un certain temps à retrouver un niveau de biodiversité équivalent à celui du site impacté. Cette durée dépend de plusieurs paramètres, dont le type d'action réalisée, les déterminants climatiques naturels (épisodes de stress hydrique, par exemple).

Incertitudes : le processus de compensation s'accompagne de nombreuses incertitudes concernant la mesure de la biodiversité, qui est forcément incomplète et qui peut être plus ou moins biaisée selon les protocoles choisis, le risque d'échec lors de la mise en place des MC, le devenir des sites compensatoires qui peut ne pas subsister sur l'ensemble de la durée des impacts... Ces incertitudes induisent des imprécisions lors du calcul des pertes et gains qui se traduisent souvent par une sous-estimation du besoin en compensation (impliquant une perte de biodiversité) ou au contraire une surestimation (impliquant des surcoûts pour le maître d'ouvrage).

Fonctionnement du cadre méthodologique

L'ensemble du fonctionnement du cadre méthodologique est présenté en figure 1, nous en détaillons les principales étapes ci-après.

Étape 1 – Évaluer la biodiversité des sites impactés et compensatoires

Habituellement, l'évaluation de la biodiversité des sites impactés et compensatoires se limite aux quelques composantes pour lesquelles une réglementation spécifique existe : réseau Natura 2000, zones humides, espèces protégées et milieu forestier. Nous avons fait le choix pour ce cadre méthodologique d'élargir l'évaluation à la biodiversité dite « ordinaire ». Ainsi, la biodiversité des sites impactés et compensatoires est évaluée à deux niveaux (figure 2) :

- un **niveau général (NG)** qui permet de réaliser un diagnostic de toute la biodiversité présente sur le site évalué, y compris la biodiversité ordinaire, puis d'identifier les habitats et/ou espèces « à enjeu », c'est-à-dire faisant l'objet d'une réglementation spécifique ;

- un **niveau spécifique (NH pour les habitats et NSp pour les espèces)** qui se focalise sur ces composantes de la biodiversité à enjeu.

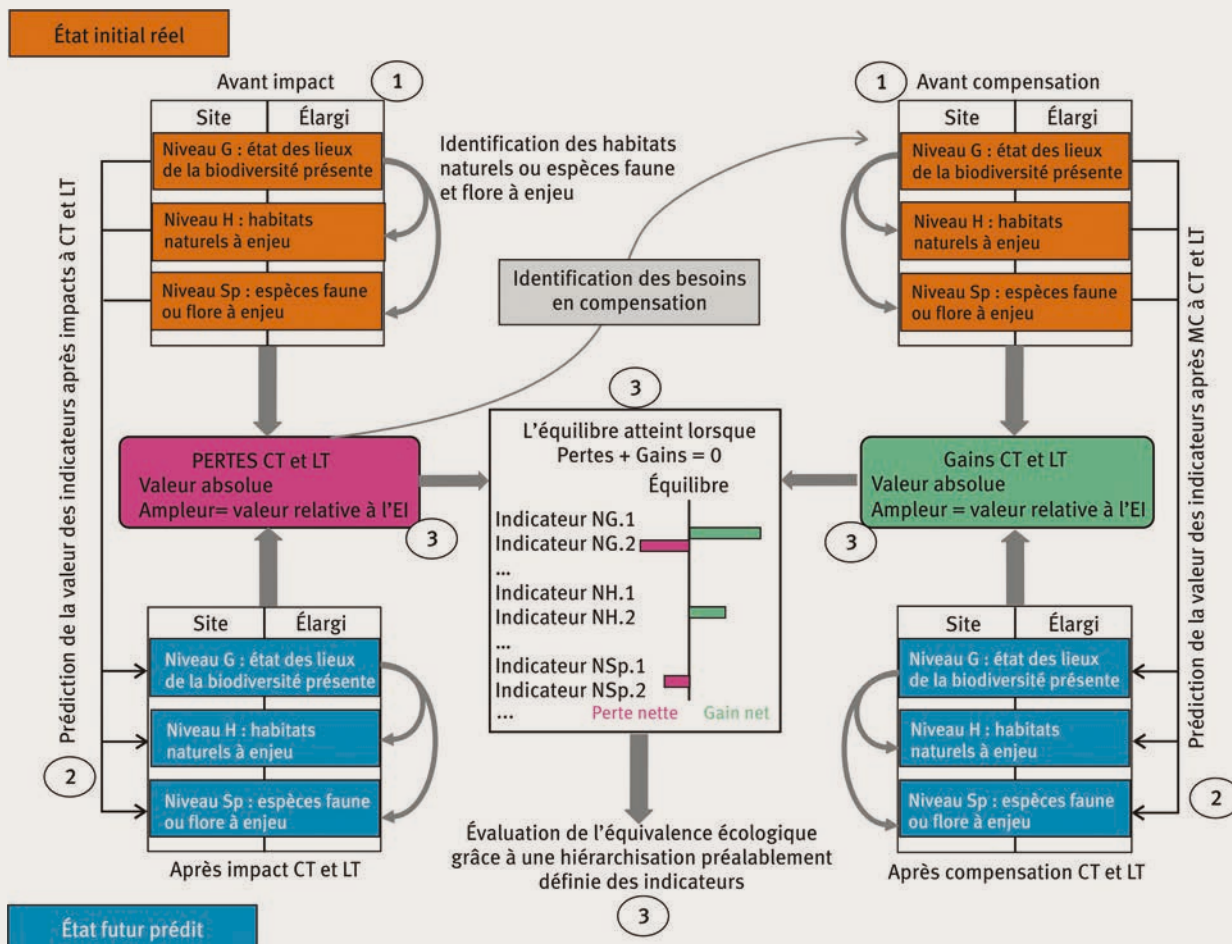
Par exemple, le NG peut permettre de détecter sur le site la présence d'une pelouse d'intérêt communautaire et d'un reptile protégé. Dans ce cas, on précisera au niveau NH l'état de conservation et les communautés floristiques associées à la pelouse en question. Au niveau NSp on détaillera la capacité du reptile à se maintenir sur le site (favorabilité de l'habitat, présence de micro-habitats...).

De plus, l'évaluation de chaque niveau (général et spécifique) est réalisée à deux échelles : **le site** (qui correspond soit au projet d'aménagement, soit aux MC) et **le périmètre élargi (PE)** (figure 2). Le PE permet d'évaluer la manière dont le site s'insère dans son contexte paysager. Il permet de prendre en compte des éléments d'écologie du paysage (continuités écologiques), la rareté des milieux présents ainsi que les pressions subies par le site. Son rayon est défini au cas par cas grâce à différents paramètres (bassin versant pour les zones humides ou capacité de dispersion d'une espèce à enjeu par exemple).

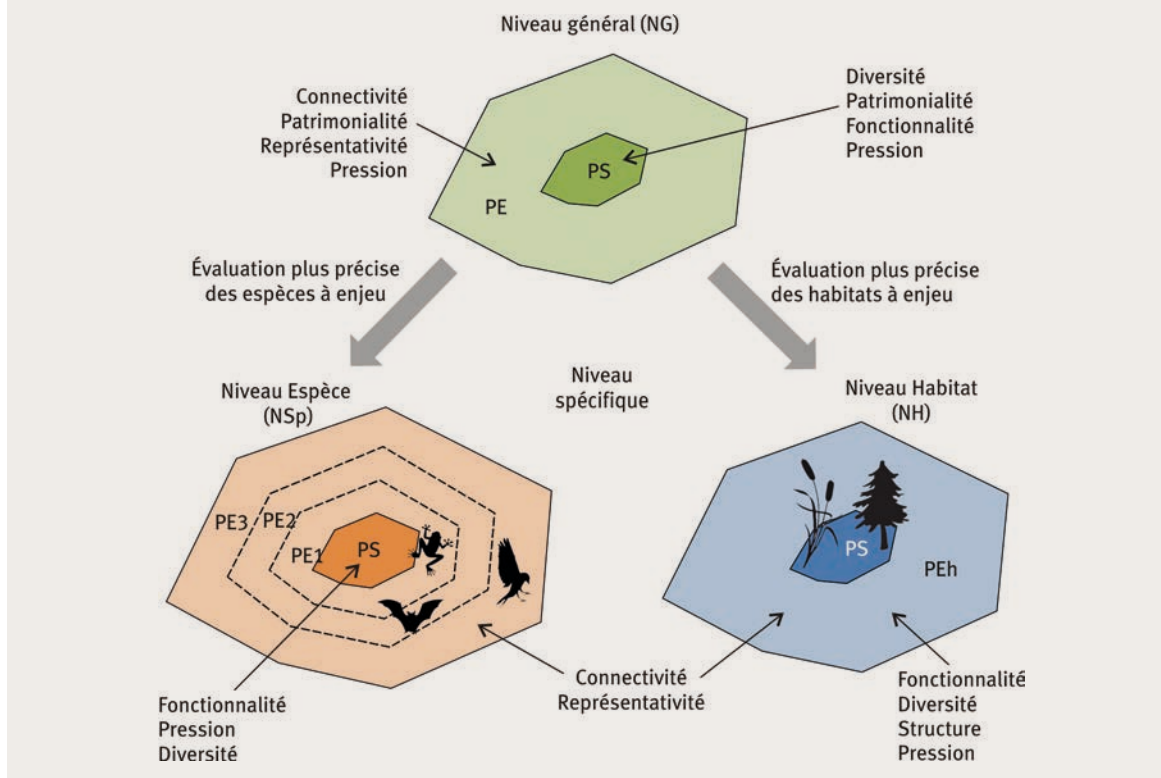
1 Fonctionnement du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence écologique.

Les numéros cerclés correspondent aux étapes détaillées dans le texte. Étape 1 : la biodiversité est mesurée à trois niveaux : niveau « G » (Général), niveau « H » (Habitat), niveau « Sp » (Espèce) ; et à deux échelles spatiales : périmètre site et élargi.

Étapes 2 et 3 : les gains et les pertes sont prédits et calculés à court terme (CT) et long terme (LT), puis l'équivalence est évaluée indicateur par indicateur. EI = état initial avant impact et compensation. MC = mesures compensatoires.



② Représentation schématique de l'évaluation de la biodiversité aux deux niveaux : général (NG) et spécifique décliné en habitat (NH) et espèce (NSp), et les deux périmètres : site (PS) et élargi (PE au NG, PEh au NH, PE1, PE2 et PE3 au NSp, adaptés respectivement à une espèce d'amphibien, de chiroptère et d'oiseau).



À chaque niveau et à chaque échelle, **une batterie d'indicateurs** à mesurer en combinant des données de terrain et SIG est fournie. Au maximum, 107 indicateurs sont proposés (tableau ①). Ils ont été sélectionnés pour leur robustesse sur le plan scientifique (sélection d'indicateurs non redondants à partir d'un jeu de données sur huit sites d'étude) et leur opérationnalité (indicateurs communément renseignés dans un temps et un coût raisonnables (Bezombes *et al.*, 2018)). Certains indicateurs sont généralistes, c'est-à-dire qu'ils peuvent être utilisés quel que soit l'espèce ou l'habitat concerné, d'autres sont spécifiques à un habitat ou un taxon (par exemple la quantité de bois mort pour les milieux forestiers).

Si le nombre d'indicateurs peut paraître important au premier abord, ceux-ci seront en réalité rarement tous à renseigner, tout dépend de la richesse et de la complexité du site évalué. Par exemple, si le site ne contient pas de zone humide, les odonates ne seront pas inventoriés et les indicateurs correspondants n'auront pas à être renseignés. Pour une plus grande lisibilité de l'information, les indicateurs sont regroupés selon sept critères : diversité, patrimonialité, représentativité, fonctionnalités, pressions, structure et connectivité (tableau ①).

Étape 2 – Estimer l'effet des impacts et des mesures compensatoires sur la valeur des indicateurs

Parce que la valeur des indicateurs après impact et compensation est estimée à dire d'expert avant même le démarrage des travaux (au stade étude d'impact), elle repose sur des prédictions (qui pourront éventuellement

faire l'objet d'une vérification sur le terrain lors de suivis). Lors de la phase de prédiction, deux questions se posent :

- à quel pas de temps estimer ces valeurs ?
- quels éléments prendre en compte pour l'estimation de ces valeurs ?

Nous proposons de réaliser la prédiction à deux pas de temps : à « **court terme** » (CT), c'est-à-dire juste après les impacts ou la mise en place des MC ; et à « **long terme** » (LT). Le « long terme » est à fixer au cas par cas, il dépend du temps de maturation de l'habitat visé. Par exemple, une mare restaurée peut être fonctionnelle au bout de quelques années (si la restauration est un succès) tandis que la maturation d'une forêt nécessite plusieurs décennies. Le même pas de temps doit être utilisé pour les prédictions à long terme sur le site impacté et compensatoire. Ainsi, selon les milieux visés, l'équivalence sera atteinte à plus ou moins long terme.

Deux éléments principaux ont été identifiés comme étant déterminants pour guider le dire d'expert dans l'estimation de la valeur des indicateurs après impacts et MC :

- le type de perturbation associé aux impacts ou MC, caractérisé selon sa durée (actions temporaires ou permanentes), sa sévérité (destruction de l'habitat ou simple perturbation sonore des individus) et sa portée spatiale (taille, forme linéaire...);
- la dynamique de l'écosystème sur lequel la perturbation a lieu, caractérisée par la dynamique des successions végétales, le type d'équilibre dans lequel se trouve l'écosystème, l'état de conservation, la résilience à une perturbation donnée...

De plus, toute prédiction est confrontée à de nombreuses **sources d'incertitudes**, Sur la base de la bibliographie et de retours d'expériences, nous en avons identifié trois qui peuvent s'appliquer à la prédiction de l'évolution de nos indicateurs :

- les facteurs qui échappent au contrôle du maître d'ouvrage. En particulier dans le PE, la valeur des indicateurs à long terme ne dépend souvent pas que des actions du maître d'ouvrage (implantation d'autres projets impactant la biodiversité) ;

- la méconnaissance des espèces animales ou végétales ciblées. Lorsque certains éléments clés de la biologie de l'espèce cible ne sont pas connus (capacité de dispersion, domaine vital, etc.), le degré d'incertitude associé est beaucoup plus fort ;

- le risque d'échec associé au type de MC (s'applique uniquement à la prédiction des indicateurs après MC). Si les techniques utilisées ont déjà fait leur preuve avec des taux de réussite élevés, l'incertitude associée à la valeur prédite de l'indicateur est faible.

2 Lot d'indicateurs retenus dans le cadre méthodologique, organisé par niveau, échelle et critères. Les indicateurs en italique sont spécifiques à un milieu/taxon.

Périmètre	Critère	Indicateurs		
		Niveau Général	Niveau Habitat	Niveau Espèce
Site	Diversité	Nombre et surface d'habitats naturels, nombre d'espèces de faune (par groupe taxonomique) et d'espèces de flore (par type d'habitat).	Nombre d'espèces inféodées à l'habitat (décliné par groupe taxonomique), nombre de micro-habitats (arbres, pierriers, andains...).	Communauté faune : nombre d'espèces et nombre de familles.
	Patrimonialité	Proportion surfacique des habitats patrimoniaux menacés localement et d'intérêt communautaire, proportion des espèces patrimoniales protégées et menacées.	Pas d'indicateur pour ce critère à ce niveau.	Pas d'indicateur pour ce critère à ce niveau.
	Fonctionnalité	Proportion de l'avifaune nicheuse et des espèces (non avifaune) se reproduisant sur le site, Indice de spécialisation de l'avifaune (Le Viol <i>et al.</i> , 2012), proportion d'espèce de chiroptères spécialistes.	Surface totale d'habitat et nombre de patches, qualité du sol, nombre d'espèces bio-indicatrices et d'avifaune nicheuse inféodées à l'habitat. Forêt : nombre de très gros bois vivant et de bois mort, ancienneté de la forêt, densité de lichen. Prairie : nombre d'espèces pollinisatrice, taux de recouvrement par les ligneux. Zone humide : fonctions hydrologiques, biogéochimiques et biologiques (Gayet <i>et al.</i> , 2016).	Surface totale d'habitat favorable et nombre de patches. Avifaune : surface d'habitat de nourrissage et de reproduction favorable, nombre de couples. Chiroptères : surface d'habitat de chasse favorable, nombre de gîtes favorables. Amphibiens : surface d'habitat de reproduction favorable, nombre de mâle chanteurs, nombre de pontes. Reptiles : nombre de micro-habitats favorables. Lépidoptères : proportion surfacique de plante(s) hôte(s). Flore : nombre de pieds et/ou de stations.
	Pressions	Proportion de milieux cultivés et de zones construites, nombre et proportion surfacique d'espèces exotiques envahissantes.	Proportion de sol dégradé, nombre d'espèces indicatrices de perturbation. Forêt : ancienneté. Zone humide : taux de couvert des algues dues à l'eutrophisation.	Surface de milieu ne générant pas de perturbation.
	Structure	Pas d'indicateur pour ce critère à ce niveau.	Proportion de flore dominante, nombre et hauteur des strates de végétation.	Pas d'indicateur pour ce critère à ce niveau.
	Élargi	Connectivité	Longueur de linéaire de transport, longueur de linéaire de haies, surface de corridor écologique traversant le site, nombre d'espèces de cohérence régionale pour la Trame verte et bleue.	Taux de fragmentation de l'habitat (surface/périmètre des patches).
Représentativité		Proportion d'habitats naturels sur site par rapport au PE.	Surface de l'habitat dans le PE.	Nombre d'observations de l'espèce dans le PE.
Patrimonialité		Nombre d'espaces d'intérêt écologique, nombre d'espèces déterminantes ZNIEFF (zone nationale d'intérêt écologique, faunistique et floristique).	Pas d'indicateur pour ce critère à ce niveau.	Pas d'indicateur pour ce critère à ce niveau.
Pressions		Proportion de milieux cultivés et de zones construites dans le PE, surface de plantes invasives, nombre de sources de pollution (sonore, chimique...).	Pas d'indicateur pour ce critère à ce niveau.	Pas d'indicateur pour ce critère à ce niveau.

Le degré d'incertitude associé à la valeur prédite de chaque indicateur est signalée qualitativement lors de la visualisation des résultats (figure 3). Cela permet de nuancer les pertes et les gains prédits.

Ce cadrage reste simple et fera l'objet de travaux pour une plus grande standardisation, mais permet une première approche de l'estimation de la valeur des indicateurs ainsi que des incertitudes associées.

Étape 3 – Calcul des pertes, des gains et de l'équivalence

Pertes et Gains

Pour calculer les pertes et les gains, chaque indicateur est renseigné trois fois :

- lors de l'état initial (valeur réelle),
- à court terme après impacts ou mesures compensatoires (valeur prédite),
- à long terme après impacts ou mesures compensatoires (valeur prédite).

Nous distinguons pour chaque indicateur :

1) la perte ou le gain « brut » à CT et LT :

$$Perte \setminus Gain \text{ Brut} = \text{valeur après impact ou MC} - \text{valeur état initial} ;$$

2) l'ampleur de la perte et du gain à CT et LT :

$$Ampleur \text{ Perte} \setminus \text{Gain} = \frac{\text{valeur après impact ou MC} - \text{valeur état initial}}{\text{valeur état initial}} \times 100$$

Le calcul de l'ampleur des pertes et des gains permet de relativiser leur importance par rapport à l'état initial : si la totalité d'un habitat de 5 ha est détruite sur le site, la perte brute sera de 5 ha et son ampleur sera de 100%. À l'inverse si la moitié d'un habitat de 30 ha est détruite, la perte brute sera de 15 ha mais son ampleur ne sera que de 50%. Les pertes ne peuvent jamais dépasser 100%. Par contre, la restauration d'un habitat permettant d'en doubler la surface se traduira par une ampleur de gains de 200% pour l'indicateur « surface d'habitat » correspondant.

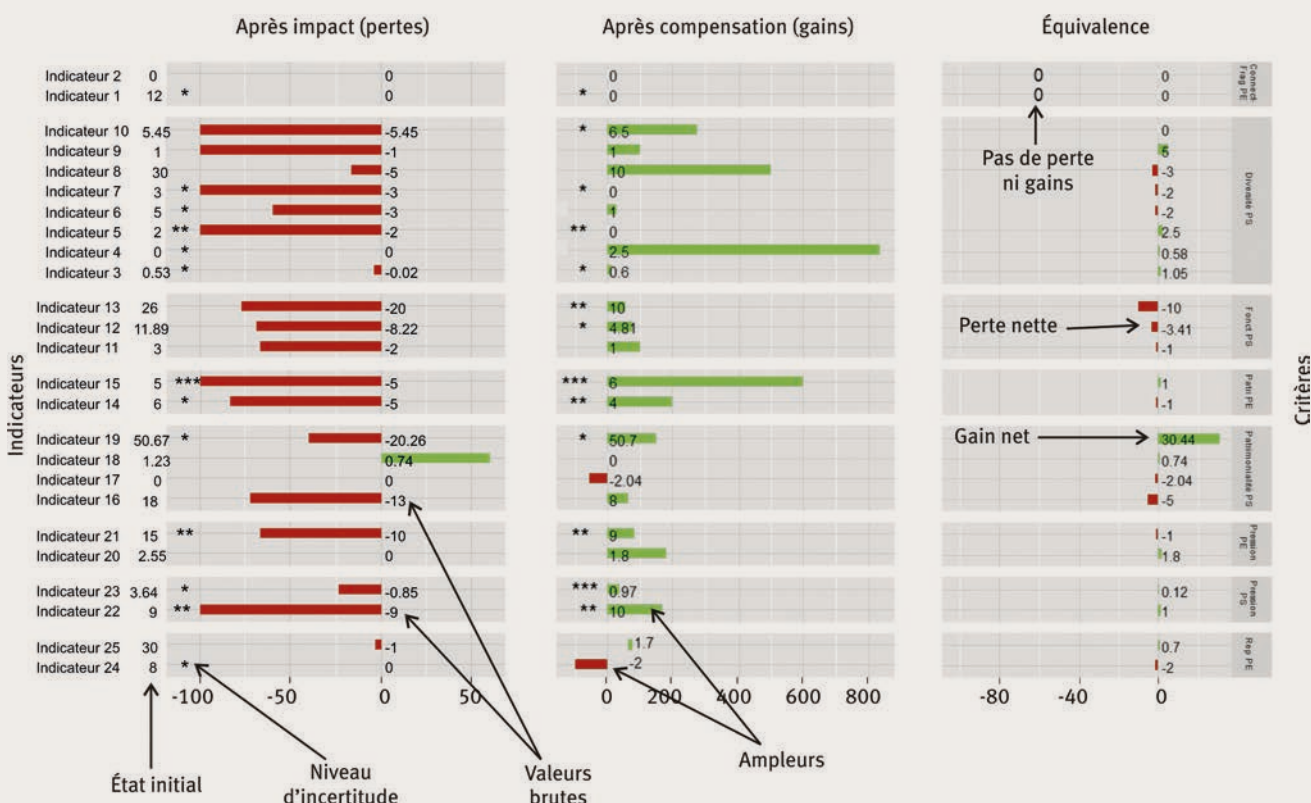
Les pertes et les gains sont visualisables grâce à une sortie graphique standard présentée en figure 3. Une analyse rapide du graphique permet de repérer en premier lieu les indicateurs pour lesquels l'ampleur de la perte ou du gain est importante, puis d'affiner l'analyse à l'aide des valeurs brutes.

Équivalence

Enfin, l'évaluation finale de l'équivalence écologique est réalisée en deux temps, d'abord indicateur par indicateur :

- si $Pertes + Gains = 0$, l'indicateur est à l'équilibre, c'est-à-dire que l'effet des MC permet tout juste de compenser l'effet des impacts pour cet indicateur ;
- si $Pertes + Gains < 0$, l'indicateur montre des pertes nettes, l'effet des MC ne permet pas de compenser l'effet des impacts pour cet indicateur ;

3 Sorties graphiques représentant la valeur des indicateurs après impacts (pertes), après compensation (gains) et pour l'équivalence. Le niveau d'incertitude associé à la prédiction est indiqué sous forme d'étoiles : une étoile correspond à une source d'incertitude, trois étoiles correspondent au plus fort degré d'incertitude.



► • si $Pertes + Gains > 0$, l'indicateur montre des gains nets, l'effet des MC permet de compenser largement l'effet des impacts pour cet indicateur.

Ce calcul est visualisable grâce à une sortie graphique (figure 9). Celle-ci permet de repérer rapidement les points forts et les points faibles de l'ensemble du projet d'aménagement et des MC associées (barres correspondant aux pertes et gains nets). C'est une sorte de tableau de bord général, à partir duquel il est possible de « zoomer » sur un critère ou un indicateur en particulier pour comprendre dans les détails la nature des pertes causées par les impacts ou des gains apportés par la compensation. Si cette présentation nécessite un temps d'appropriation par les utilisateurs, elle garantit une certaine transparence en fournissant une base objective pour l'évaluation.

En théorie, lorsque tous les indicateurs sont à l'équilibre, l'équivalence écologique est atteinte. Cet objectif est réaliste (et obligatoire !) pour les indicateurs du niveau spécifique (habitat et espèce) à l'échelle du site compte tenu du caractère très ciblé des MC. Au niveau général, il est beaucoup plus probable d'observer des pertes nettes sur une partie des indicateurs et des gains nets sur une autre partie. Par exemple la création de milieux ouverts favorables à une espèce protégée donnée se traduira automatiquement par une perte d'écosystèmes buissonnants ou forestiers. Il s'agira donc pour les utilisateurs de la méthode (maîtres d'ouvrage, bureaux d'étude et services instructeurs), de réaliser un arbitrage entre ces pertes et gains nets sur la base des enjeux identifiés localement. Par exemple, dans une région fortement urbanisée, des enjeux liés aux connectivités écologiques et aux pressions peuvent être identifiés comme étant prédominants. Les indicateurs correspondants devraient alors montrer seulement des gains nets ou être à l'équilibre, ce qui indiquera que les MC permettent bien de compenser les impacts sur les enjeux identifiés.

Discussion

Plus-value du cadre méthodologique

Le cadre méthodologique (CM), en structurant le déroulement de l'évaluation de l'équivalence, a l'avantage de mieux exploiter les efforts déjà mis en œuvre pour la compensation. En effet la majorité des données nécessaires au remplissage des indicateurs sont déjà collectées lors des études d'impacts (c'est le cas de 73 % des indicateurs du NG). Il permet aussi de garantir que les informations essentielles sont présentes, structurées et re-mobilisables dans le cadre des suivis et des contrôles. Enfin, les données ainsi organisées et conservées sont plus facilement bancarisables.

En rendant l'évaluation transparente, l'utilisation du CM facilite le transfert d'information des experts aux décideurs. D'une part, les résultats issus de l'utilisation constituent une base objective d'aide à la décision concernant l'atteinte ou non de l'équivalence. D'autre part, l'existence du NG évite de « faire l'impasse » sur la biodiversité ordinaire présente sur un site. D'éventuels pertes ou gains qui ne sont habituellement pas évalués peuvent ainsi être identifiés pour éviter un focus sur les seules composantes de biodiversité soumises à procédure particulière.

Le fait de prédire la valeur des indicateurs à deux pas de temps (court et long terme) permet non seulement l'estimation des pertes intermédiaires (dues au délai nécessaire pour que les MC soient pleinement effectives), mais aussi de prendre en compte la résilience des écosystèmes et l'éventuel retour spontané de la biodiversité sur les sites impactés. Cela va dans le sens de l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité.

Le CM a aussi l'avantage de rester flexible et adaptable car il est toujours possible d'ajouter des indicateurs au niveau spécifique (habitat et espèce) qui ne figurent pas actuellement dans le CM si des enjeux sont identifiés localement. Par ailleurs, le CM favorise, et même nécessite, la concertation entre les acteurs impliqués (maîtres d'ouvrage, bureaux d'études, services instructeurs, associations, gestionnaires d'espaces naturels...) qui n'ont pas les mêmes intérêts et sensibilités et qui doivent prendre des décisions autour d'un même projet.

Limites et perspectives

En l'état actuel du cadre méthodologique la prédiction des valeurs des indicateurs après impacts et MC se fait selon un dire d'expert. Une prédiction basée sur des retours d'expérience serait préférable. Des travaux sont menés en ce sens par différents organismes (recherche, associations naturalistes etc.). En outre, le cadre méthodologique n'est actuellement applicable qu'aux milieux et zones humides d'eau douce. Progressivement, d'autres milieux seront ajoutés, c'est le cas notamment des milieux aquatiques (en cours).

Des travaux sont en cours pour mettre en pratique le CM sur des projets concrets afin d'éprouver son opérationnalité dans toutes les situations et valider la pertinence de tous les indicateurs proposés (un seul test avait été réalisé sur un projet d'aménagement et les MC correspondantes pendant la thèse). Cette phase de test permettra aux maîtres d'ouvrage impliqués de s'approprier l'outil. Enfin, la création d'une interface utilisateur est prévue en 2019 pour finaliser l'outil et le rendre pleinement opérationnel. Grâce à elle, les calculs et les sorties graphiques seront automatisés pour une plus grande facilité et rapidité d'application. L'interprétation des résultats obtenus nécessitera tout de même que les acteurs soient formés à l'outil, afin que les dialogues se déroulent sur une compréhension commune de son fonctionnement et de ses limites.

Conclusion

Nous avons développé un cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence adapté au contexte réglementaire et écologique français, répondant à trois défis : opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité. Ce cadre méthodologique répond à un besoin des acteurs de disposer d'outils permettant de vérifier que les mesures compensatoires apportent des gains de biodiversité équivalents aux pertes causées par les projets d'aménagement. Une mise en application du cadre méthodologique sur des cas concrets est en cours (post-doctorant Irstea) et permettra de finaliser et opérationnaliser le cadre méthodologique. ■



Les auteurs

**Lucie BEZOMBES, Thomas SPIEGELBERGER
et Stéphanie GAUCHERAND**

Université Grenoble Alpes, Irstea,
UR LESSEM, Centre de Grenoble,
2 rue de la Papeterie-BP 76,
F-38402 St-Martin-d'Hères, France.

✉ lucie.bezombes@irstea.fr

✉ thomas.spiegelberger@irstea.fr

✉ stephanie.gaucherand@irstea.fr

Christian KERBIRIOU^{1,2}

1. Muséum national d'Histoire naturelle,
Centre d'écologie et de sciences de la
conservation, UMR7204 MNHN-UPMC-CNRS,
55 Rue Buffon, F-75005 Paris, France.

2. Station de biologie marine,
place de la croix, F-29900 Concarneau, France.

✉ christian.kerbiriou@mnhn.fr

Véronique GOURAUD

EDF R&D, Laboratoire national
d'hydraulique et environnement,
6 Quai Watier, F-78400 Chatou, France.

✉ veronique.gouraud@edf.fr

EN SAVOIR PLUS...

■ **COMMISSARIAT GÉNÉRAL DU DÉVELOPPEMENT DURABLE**, 2013, *Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels*, Collection « Références » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable.

■ **BEZOMBES, L., GAUCHERAND, S., KERBIRIOU, C., REINERT, M.-E., SPIEGELBERGER, T.**, 2017, Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness?, *Environmental Management*, p. 1-15.

■ **BEZOMBES, L., GAUCHERAND, S., SPIEGELBERGER, T., GOURAUD, V., KERBIRIOU, C.**, 2018, A set of organized indicators to conciliate scientific knowledge, offset policies requirements and operational constraints in the context of biodiversity offsets, *Ecological Indicators*, n° 93, p. 1244-1252.

■ **GAYET, G., BAPTIST, F., BARAILLE, L., CAESSTEKER, P., CLÉMENT, J.-C., GAILLARD, J., GAUCHERAND, S., ISSELIN-NONDEDEU, F., POINSOT, C., QUÉTIER, F.**, 2016, *Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. Fondements théoriques, scientifiques et techniques*, Onema, MNHN, 310 p.

VOIR AUSSI...

■ **BEZOMBES, L.**, 2017, *Développement d'un cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence écologique : application dans le contexte de la séquence « Éviter, Réduire, Compenser » en France*, thèse.

■ **BIGARD, C., PIOCH, S., THOMPSON, J.-D.**, 2017, The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion, *Journal of Environmental Management*, n° 200, p. 35-45.

■ **BULL, J.W., GORDON A., WATSON, J.E., MARON, M.**, 2016, Seeking convergence on the key concepts in 'no net loss' policy, *Journal of Applied Ecology*, n° 53, p. 1686-1693.

■ **QUÉTIER, F., LAVOREL, S.**, 2011, Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions, *Biological Conservation*, n° 144, p. 2991-2999.