



REVER 10 — 10^E COLLOQUE DU RÉSEAU D'ÉCHANGE
ET DE VALORISATION EN ÉCOLOGIE DE LA RESTAURATION
PARIS, 19-21 MARS 2019

Édité par Philippe GOURDAIN

Améliorer les estimations de gains de biodiversité apportés par les mesures compensatoires : un retour d'expérience des actions de restauration menées sur l'île de Kembs

Lucie BEZOMBES, Agnès BARILLIER,
Véronique GOURAUD & Thomas SPIEGELBERGER

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION / *PUBLICATION DIRECTOR*: Bruno David,
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / *EDITOR-IN-CHIEF*: Jean-Philippe Siblet

ASSISTANTE DE RÉDACTION / *ASSISTANT EDITOR*: Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

MISE EN PAGE / *PAGE LAYOUT*: Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / *SCIENTIFIC BOARD*:

Luc Abbadie (UPMC, Paris)
Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colembert)
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)
Vincent Boulet (Expert indépendant flore/végétation, Frugières-le-Pin)
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)
Patrick De Wever (MNHN, Paris)
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)
Romain Garrouste (MNHN, Paris)
Grégoire Gautier (DRAAF Occitanie, Toulouse)
Olivier Gilg (Réserves naturelles de France, Dijon)
Frédéric Gosselin (Irstea, Nogent-sur-Vernisson)
Patrick Haffner (PatriNat, Paris)
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)
Xavier Houard (OPIE, Guyancourt)
Isabelle Le Viol (MNHN, Concarneau)
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Hauts-de-France, Amiens)
Serge Muller (MNHN, Paris)
Francis Oliveau (DREAL Centre, Orléans)
Laurent Poncet (PatriNat, Paris)
Nicolas Poulet (OFB, Vincennes)
Jean-Philippe Siblet (PatriNat, Paris)
Laurent Tillon (ONF, Paris)
Julien Touroult (PatriNat, Paris)

COUVERTURE / *COVER*:

Île de Kembs. Crédit photo: L. Bezombes.



Naturae est une revue en flux continu publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris
Naturae is a fast track journal published by the Museum Science Press, Paris

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi / *The Museum Science Press also publish*:

Adansonia, *Zoosystema*, *Anthropozoologica*, *European Journal of Taxonomy*, *Geodiversitas*, *Cryptogamie* sous-sections *Algologie*, *Bryologie*, *Mycologie*, *Comptes Rendus Palevol*.

Diffusion – Publications scientifiques Muséum national d'Histoire naturelle
CP 41 – 57 rue Cuvier F-75231 Paris cedex 05 (France)
Tél.: 33 (0)1 40 79 48 05 / Fax: 33 (0)1 40 79 38 40
diff.pub@mnhn.fr / <https://sciencepress.mnhn.fr>

© Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 2022
ISSN (électronique / *electronic*): 1638-9387

Améliorer les estimations de gains de biodiversité apportés par les mesures compensatoires : un retour d'expérience des actions de restauration menées sur l'île de Kembs

Lucie BEZOMBES

Université Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM,
2 rue de la Papeterie, boîte postale 76, F-38402 St-Martin-d'Hères (France)
lucie.bezombes@gmail.com

Agnès BARILLIER

EDF Centre d'Ingénierie hydraulique,
Savoie Technolac, F-73370 Bourget du Lac (France)
agnes.barillier@edf.fr

Véronique GOURAUD

EDF R&D, Laboratoire national d'Hydraulique et Environnement,
6 Quai Watier, F-78400 Chatou (France)
veronique.gouraud@edf.fr

Thomas SPIEGELBERGER

Université Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM,
2 rue de la Papeterie, boîte postale 76, F-38402 St-Martin-d'Hères (France)
thomas.spiegelberger@inrae.fr

Soumis le 18 juillet 2019 | Accepté le 30 juin 2020 | Publié le 27 avril 2022

Bezombes L., Barillier A., Gouraud V. & Spiegelberger T. 2022. — Améliorer les estimations de gains de biodiversité apportés par les mesures compensatoires : un retour d'expérience des actions de restauration menées sur l'île de Kembs, *in* Gourdain P. (éd.), REVER 10 – 10^e Colloque du Réseau d'Échange et de Valorisation en Écologie de la Restauration, Paris, 19-21 mars 2019. *Naturae* 2022 (7) : 121-132. <https://doi.org/10.5852/naturae2022a7>

RÉSUMÉ

Afin d'atteindre son objectif d'absence de perte nette de biodiversité, la séquence « Éviter, Réduire, Compenser » (ERC) doit permettre d'apporter des gains au moins équivalents aux pertes liées aux projets d'aménagement. Cela peut être réalisé grâce à des actions de restauration écologique qui visent à accélérer le rétablissement des écosystèmes. Le dimensionnement de la compensation passe par une estimation des gains en amont de la réalisation des projets, étape cruciale mais qui reste très incertaine, en raison notamment du manque de retour d'expérience du succès des actions de restauration écologique. Dans cet article, nous proposons des pistes d'amélioration de cette estimation. Pour cela, nous comparons des estimations de gains apportés par des mesures de restauration sur l'île de Kembs (Alsace), en utilisant une méthode d'évaluation de l'équivalence (ECOVAl) et des données de suivis récoltées juste après la mise en place de ces mesures. Plusieurs analyses sont réalisées et concernent (i) la justesse des estimations et le lien avec le degré d'incertitude attribué à l'estimation des gains (faible, moyen ou fort) et (ii) les sources des écarts observés entre les valeurs estimées et issues des suivis. Globalement, la moitié des estimations sont justes à court terme, mais une majorité est soumise à un délai trop court pour observer une évolution des indicateurs. Les bonnes estimations se retrouvent pour tous les degrés d'incertitude et quasi tous les taxons et milieux évalués. Les erreurs d'estimations proviennent principalement d'aléas pendant les travaux

MOTS CLÉS

Indicateurs,
suivis,
séquence ERC,
restauration écologique,
incertitudes.

et d'une évolution naturelle des milieux non prévue. De plus, plus l'incertitude est importante et plus les écarts entre valeur estimée et issue des suivis est grande. Nos résultats soulignent l'importance de la mise en place de suivis réguliers sur plusieurs années (et notamment à long terme) pour vérifier que la biodiversité évolue bien comme estimé et pour rectifier les mesures compensatoires au besoin avec de la gestion adaptative. Le principal levier d'amélioration des estimations réside dans la capitalisation de retours d'expérience en portant une attention particulière à l'homogénéisation entre les données de suivis et celles de l'état initial.

ABSTRACT

Improving the estimation of gains provided by biodiversity offsets: feedback from restoration actions carried out on Kembs Island.

In order to achieve no net loss of biodiversity, the mitigation hierarchy (avoid, reduce and offset) must bring gains at least equivalent to the losses associated with development projects. This can be achieved through ecological restoration actions that aim to accelerate the recovery of ecosystems. In order to size offsetting measures, an estimation of the gains must be done prior to the realization of the projects. This is a crucial step which remains very uncertain, in particular due to the lack of feedback on the success of ecological restoration actions. In this article, we suggest ways to improve this estimation. For this, we compare estimations of gains provided by restoration measures on the island of Kembs (Alsace, France), using an equivalence evaluation method (ECOVAL), and monitoring data collected just after restoration actions. Several analyses are carried out and concern (i) the accuracy of the estimations and the link with the degree of uncertainty attributed to the estimations of the gains (low, medium or high) and (ii) the sources of the differences observed between the estimated values and the observed values. Overall, half of the estimations were correct in the short term, but a majority is due to the short time frame to observe a change in the indicators. Good estimations are found for all degrees of uncertainty and almost all taxa and natural habitats assessed. Errors in the estimations are mainly due to contingencies during the works and unforeseen natural changes in the environment. In addition, the greater the uncertainty, the greater the differences between the estimated value and the outcome of the monitoring. Our results underline the importance of setting up regular monitoring over several years (and especially in the long term) to verify that biodiversity is changing as estimated and to rectify offsets measures if necessary with adaptive management. The main lever for improving the estimation resides in the capitalization of feedback, paying particular attention to the homogenization between the monitoring data and those of the initial state.

KEY WORDS

Indicators,
monitoring,
mitigation hierarchy,
ecological restoration,
uncertainties.

INTRODUCTION

Dans un contexte d'érosion globalisée et accélérée de la biodiversité, la restauration d'écosystèmes dégradés par les activités humaines devient une nécessité (Harris *et al.* 2006). La restauration écologique a pour but « d'assister l'auto-régénération des écosystèmes qui ont été dégradés, endommagés ou détruits » (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004). Il s'agit donc d'une action intentionnelle qui initie ou accélère le rétablissement de la composition spécifique, la structure communautaire ou le fonctionnement écologique d'un écosystème impacté par des activités humaines anciennes ou récentes. Elle est souvent mise en place dans le cadre de programmes dédiés (i.e mesures de protection des espaces naturels et des espèces), et aussi de plus en plus dans le cadre de la séquence « Éviter, Réduire, Compenser » (ERC).

La séquence ERC est un dispositif réglementaire qui vise à neutraliser les impacts des aménagements sur la biodiversité, avec un objectif ambitieux affiché dans la loi sur la reconquête de la biodiversité et des paysages de 2016 : l'absence de pertes nettes de biodiversité. Afin d'atteindre cet objectif,

les mesures compensatoires (MC) doivent apporter des gains de biodiversité au moins équivalents aux pertes causées par les impacts résiduels évalués après mesures d'évitement et de réduction. La restauration écologique constitue l'une des actions possibles pour apporter ces gains lors de la mise en place des MC. Dans le cadre de la séquence ERC, il est particulièrement important de pouvoir réaliser une estimation la plus réaliste et fiable possible du bénéfice sur la biodiversité de la mise en place de la restauration écologique, de telle sorte que l'équivalence avec les pertes engendrées par un projet soit démontrée.

Cette estimation des gains est très souvent basée sur des dires d'experts alimentés de connaissances bibliographiques ou de retours d'expérience d'actions passées pour lesquelles des suivis écologiques ont eu lieu. Bien que centrale dans la démarche, cette phase d'estimation demeure très incertaine car les retours d'expériences sont encore peu connus par les maîtres d'ouvrage ou les parties prenantes. Une mauvaise estimation du résultat des actions de restauration écologique entraînerait un mauvais dimensionnement des MC et une perte nette de biodiversité, avec en conséquence un surcoût

en temps et financier pour le maître d'ouvrage. La pratique pourrait donc être améliorée par la capitalisation de retours d'expériences d'actions de restauration écologique. Ainsi, il serait possible :

- d'identifier les mesures bien maîtrisées (aux résultats certains) directement utilisables que ce soit pour les espèces très menacées ou non ;
- d'identifier les mesures aux résultats encore très incertains à tester dans le cadre d'expérimentations ;
- de compléter les connaissances sur la dynamique de recolonisation des espèces, etc.

Dans cet article, nous présentons une analyse des premiers résultats d'un vaste programme de restauration écologique sur l'île de Kembs (Alsace), qui a été mis en place comme mesures compensatoires dans le cadre du renouvellement de concession d'un aménagement hydroélectrique. L'objectif était de restaurer un ancien chenal du Rhin ainsi qu'une mosaïque d'habitats secs et humides à proximité, afin de favoriser la biodiversité locale. Notre analyse consiste à comparer des estimations et des observations de gains de biodiversité apportés peu de temps après la mise en place des mesures de restauration sur le site. Nous souhaitons ainsi mettre en lumière les différences entre ce qui peut être prévu sur la base d'un dire d'expert et de connaissances bibliographiques et ce qui est observé sur le terrain, afin de mieux cadrer les estimations dans des situations comparables en termes d'actions réalisées et d'espèces ou d'habitats concernés. Le cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence écologique ECOVAL (Bezombes 2017 ; Bezombes *et al.* 2018b) a été utilisé afin de réaliser les estimations des gains apportés par les mesures de restauration sur un lot d'indicateurs adaptés au contexte de la compensation.

Cet article s'inscrit dans le cadre de la publication des Actes issus du 10^e Colloque du Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration (REVER) organisé à Paris en 2019 (Dutoit *et al.* 2021).

MATÉRIEL ET MÉTHODE

LE CADRE D'ÉVALUATION

DE L'ÉQUIVALENCE ÉCOLOGIQUE ECOVAL

ECOVAL est un cadre méthodologique qui permet d'évaluer l'équivalence écologique entre les pertes de biodiversité engendrées par les projets d'aménagements et les gains de biodiversité apportés par les mesures compensatoires (MC) associées (Bezombes *et al.* 2018b). Pour une bonne compréhension, l'ensemble du fonctionnement d'ECOVAL est décrit, mais nous utilisons ici uniquement la partie relative aux gains pour notre analyse. L'outil 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 (utilisation que nous en faisons ici). ECOVAL est utilisable pour tous types de milieux terrestres (dont zones humides) et adapté au contexte réglementaire et écologique métropolitain français.

La Figure 1 présente le fonctionnement global d'ECOVAL. La première étape consiste à évaluer l'état de la biodiversité des sites à l'état initial avant mise en place des mesures. Ces états initiaux réels sont évalués grâce à un lot d'indicateurs (Bezombes *et al.* 2018a) organisés en trois niveaux (général, habitat et espèce) et deux échelles spatiales (périmètre du site compensatoire et périmètre élargi caractérisant le contexte). Au niveau général, un diagnostic de la biodiversité présente sur les sites est réalisé, puis des indicateurs plus précis et spécifiques permettent d'évaluer les habitats et espèces à enjeu (Annexe 1).

Une deuxième étape consiste à estimer la valeur des indicateurs renseignés pour l'état initial, après impacts ou MC (ici les actions de restauration sur l'île de Kembs), à court et long terme, avec un degré d'incertitude associé à chaque prédiction. C'est cette étape (côté site compensatoire ; Fig. 1) que l'on cherche à améliorer grâce au retour d'expérience de l'île de Kembs.

La troisième étape consiste à calculer les pertes et gains en valeurs « brutes » (ex : gain de trois hectares de prairie ancienne et fonctionnelle) et « relatives » (ex : perte de 70 % de la surface en prairie) et à les représenter sous la forme d'un graphique synthétique. Notre retour d'expérience ne concerne que la partie « gains ». Enfin, l'évaluation finale de l'équivalence écologique est réalisée en deux temps : indicateur par indicateur (équilibre atteint lorsque l'effet des MC permet de compenser l'effet des impacts) et de manière transversale à tous les indicateurs (vérification que l'équilibre est atteint pour les enjeux de biodiversité prioritaire déterminés en concertation avec tous les acteurs lors de la phase de construction du projet).

LE SITE DE L'ÎLE DE KEMBS

L'île de Kembs se situe en plaine d'Alsace entre le Grand Canal d'Alsace (GCA), alimenté par les eaux du Rhin en grande partie dérivées au barrage de Kembs et le Vieux Rhin, lit résiduel du Rhin, endigué au XIX^e siècle. Une partie de cette île est incluse dans le périmètre de la Réserve naturelle de la Petite Camargue Alsacienne (PCA). Pendant plusieurs décennies et jusqu'en 2008, 100 ha de cette île étaient exploités par l'agriculture intensive (maïs).

Dans le cadre de la nouvelle concession hydroélectrique de Kembs accordée en 2010, EDF a proposé un large projet environnemental de restauration de la biodiversité rhénane impactée par les conséquences de la chenalisation du Rhin au XIX^e siècle ; ce projet comprenait des actions de restauration de la continuité écologique, de redynamisation du lit du Vieux Rhin et incluait l'île de Kembs (Garnier & Barillier 2015). Cette dernière est alors classée comme site compensatoire des impacts temporaires causés sur la biodiversité terrestre par les travaux de restauration de la dynamique alluviale du Rhin. Cela pourrait plus classiquement s'apparenter à des mesures d'accompagnement. L'objectif était de rendre à l'île de Kembs sa fonctionnalité écologique en créant de nombreux écosystèmes humides et secs : zone de repos, nourrissage et reproduction pour l'avifaune (par exemple la Grande Aigrette, *Ardea alba* Linnaeus, 1758) ou pour l'herpétofaune (comme le Sonneur

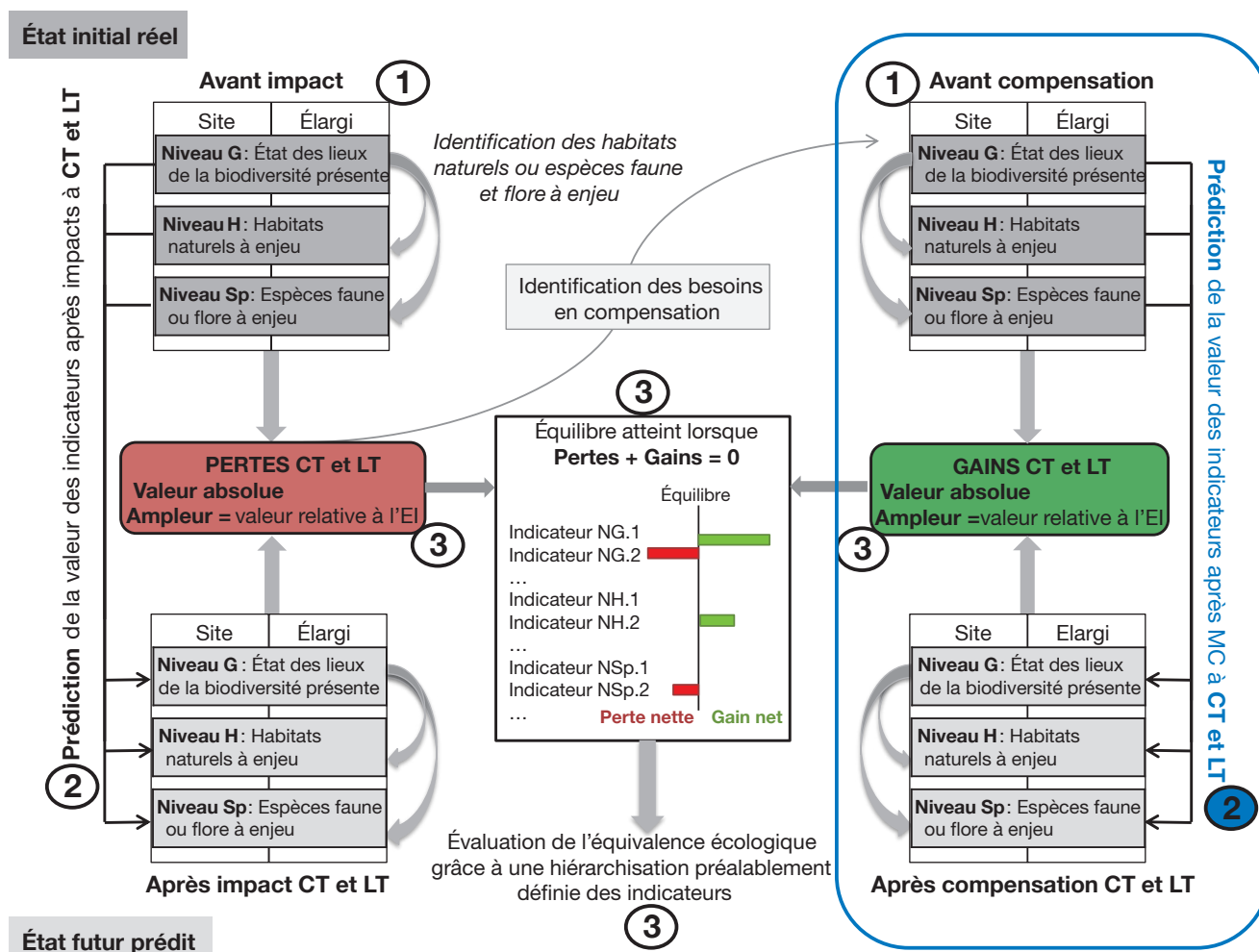


FIG. 1. — Fonctionnement global d'ECOVAL. Abréviations: **CT**, court terme; **EI**, état initial; **LT**, long terme; **MC**, mesures compensatoires; **Niveau G**, général; **Niveau H**, habitat; **Niveau Sp**, espèce. L'étape en bleu est celle que l'on cherche à améliorer (Bezombes 2017).

à ventre jaune, *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758)), zone de chasse pour les Chiroptères, etc.

L'ancien champ agricole, après être resté en friche de 2009 à 2012 (la durée de conception du projet et de son instruction administrative), a fait l'objet du chantier de restauration écologique de 2013 à 2015: recréation d'un cours d'eau méandrant en plusieurs bras et de la ripisylve (débit de l'ordre de 7 m³/s, 5 km de long), de milieux humides (mares, mégaphorbiaies, roselières, milieux arborés), de milieux secs herbacés ou embuissonnés sur talus ou plats, de plantations forestières (70 000 arbres par exemple) (Fig. 2). Depuis 2015, le site est géré et entretenu notamment pour lutter contre les espèces invasives (arrachage manuel, pâturage, etc.). Des suivis naturalistes (habitat, flore, avifaune, herpétofaune, Odonates, Lépidoptères, etc.) ont été engagés en 2011, 2013, puis tous les ans depuis 2015, pour suivre la colonisation du site par les espèces ciblées par la restauration. L'Indicateur de Qualité Écologique (IQE; Delzons et al. 2013) a été appliqué à partir de 2013; en 2011, les inventaires ont été réalisés sur des stations ou le long de transects selon les taxons, à partir d'approches classiques.

APPLICATION D'ECOVAL SUR KEMBS

Tout d'abord, les indicateurs (Annexe 1) ont été renseignés à l'état initial (EI) *a posteriori* en utilisant les données collectées à Kembs en 2011 (étude d'impact) et 2013 (IQE): cet état initial correspond donc en réalité à un état en cours de renaturation spontanée suite à l'arrêt de l'exploitation agricole. Le NG a ainsi été renseigné et les habitats et espèces à enjeu identifiés au périmètre du site de compensation et du périmètre élargi dans lequel ils s'insèrent. Les états de deux habitats et dix espèces à enjeu ont été évalués plus précisément grâce aux indicateurs du NH et NSp.

Habitats à enjeu

– Forêts mixtes de *Quercus-Ulmus-Fraxinus* des grands fleuves (habitat EUNIS G1.22), habitat d'intérêt communautaire bien représenté sur la partie forêt du site (77 ha) et devenu rare à l'échelle de la France;

– Pelouses semi sèches calcaires subatlantiques (habitat EUNIS E1.26), habitat d'intérêt communautaire présent en plus faible surface au sein de la forêt (3,5 ha) mais favorable sur le site au développement de plusieurs espèces patrimoniales.

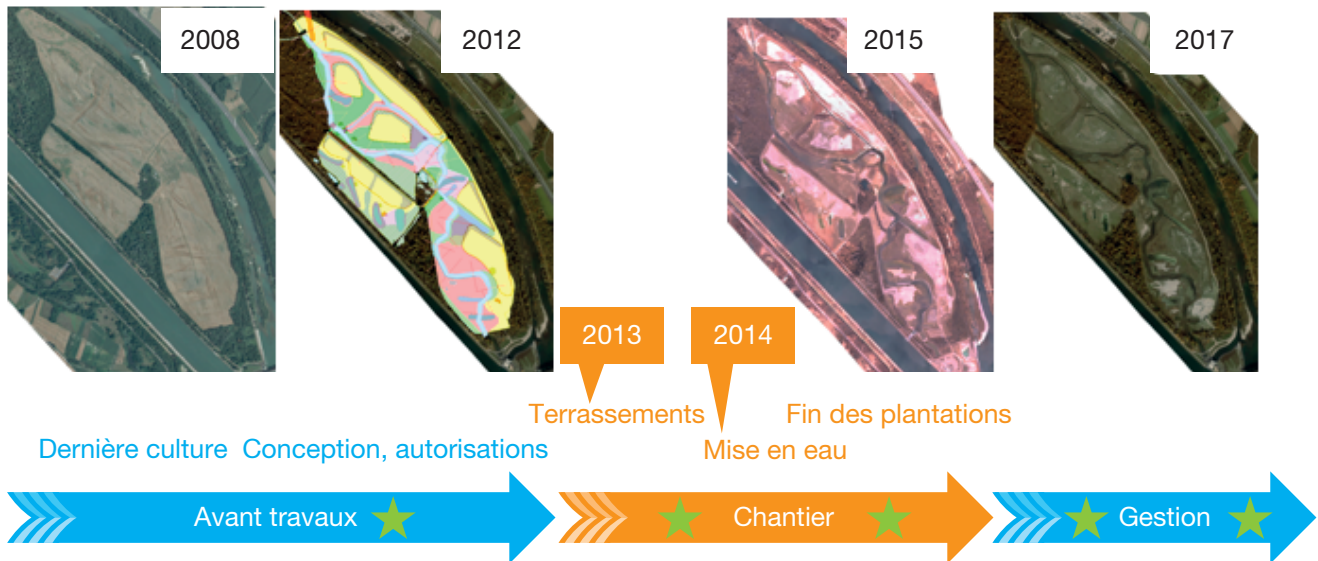


Fig. 2. — Déroulé des opérations liées à la restauration écologique de l'île de Kembs. Les étoiles vertes (★) situent les années d'inventaires naturalistes (2011, 2013, 2015, 2016, 2017).

Espèces à enjeu

L'enjeu est défini par le statut de rareté de l'espèce et l'intérêt des mesures de restauration pour la dynamique de population.

AIL CARÉNÉ (*Allium carinatum* L.). Espèce considérée vulnérable (VU) sur la Liste rouge régionale et jugée remarquable en Alsace (Cotation ZNIEFF : 20). Présent à l'EI et à préserver lors de la restauration du site.

PIGAMON À FEUILLES D'ANCOLIE (*Thalictrum aquilegifolium* L.). Espèce en danger (EN) sur la Liste rouge régionale. Elle est rare et jugée remarquable en Alsace (Cotation ZNIEFF : 20). Présent à l'EI et à préserver lors de la restauration du site.

PIC CENDRÉ (*Picus canus* Gmelin, 1788). Espèce déterminante de ZNIEFF en Alsace et inscrite en annexe 1 de la Directive européenne Oiseaux, et inscrite comme vulnérable (VU) sur la liste rouge nationale et régionale. Présent à l'EI, le vieillissement du milieu forestier améliore la qualité de l'habitat de l'espèce.

MARTIN-PÊCHEUR D'EUROPE (*Alcedo atthis* (Linnaeus, 1758)). Espèce inscrite en Annexe I de la Directive européenne Oiseaux. Présente à l'EI, la renaturation du cours d'eau constitue des zones de nourrissage supplémentaires.

GRANDE AIGRETTE (*Ardea alba* Gmelin, 1789). Espèce inscrite sur l'Annexe I de la Directive Oiseaux (en phase de colonisation). Absente à l'EI sur le site mais présente dans le périmètre élargi, la renaturation du cours d'eau et la création de roselière constitue des zones d'habitats supplémentaires.

SONNEUR À VENTRE JAUNE (*Bombina variegata* (Linnaeus, 1758)). Espèce considérée comme quasi-menacée en Alsace (NT) et vulnérable au niveau national. Présente à l'EI, la création de milieux pionniers favorise cette espèce.

CRAPAUD CALAMITE (*Epidalea calamita* (Laurenti, 1768)). Espèce classée comme « à surveiller » sur la liste rouge Alsace. Présent à l'EI, la création de milieux pionniers favorise cette espèce.

GRAND NÈGRE DES BOIS (*Minois dryas* Scopoli, 1763). Populations considérées vulnérables (VU) en Région Alsace. Présentes à l'EI, le vieillissement du milieu forestier améliore la qualité de l'habitat de l'espèce.

CORDULIE À TACHES JAUNES (*Somatochlora flavomaculata* (Vander Linden, 1825)). Espèce déterminante de ZNIEFF et quasi menacée (NT) en Alsace. Présente à l'EI, la création des mares constitue des habitats supplémentaires.

SALMONIDÉ. Groupe d'espèces absent à l'EI et ciblé par l'action de renaturation du cours d'eau (zones de fraie) et en déclin dans les grands fleuves dont le Rhin.

L'estimation de l'effet des actions de restauration écologique réalisées sur Kembs (donc des gains) sur la valeur des indicateurs renseignés à l'EI a ensuite été faite à court terme (une à deux années après travaux) à tous les niveaux. L'estimation s'est faite à dire d'expert, sur la base du type d'actions prévues (voir la partie « Le site de l'île de Kembs »), de la connaissance des dynamiques d'évolution des milieux, du type d'essences plantées, et des inventaires faunistiques disponibles aux alentours du site (commune de Kembs).

Un degré d'incertitude a été attribué à chaque estimation selon que l'une ou plusieurs des causes d'incertitudes suivantes s'y appliquait (aucune source = faible, une source = moyen, deux sources = fort, il n'y a pas eu de cas avec trois sources) :

- l'estimation de la valeur de l'indicateur ne dépend pas essentiellement des actions réalisées par le maître d'ouvrage car il y a une part importante qu'il ne peut pas maîtriser ;
- le comportement de l'espèce faune ou flore ciblée par l'action (capacité de recolonisation, domaine vital) est peu ou pas connu ;
- le taux de succès du type de mesure envisagée est faible ou peu connu.

La variation des indicateurs suite aux travaux a été calculée comme la soustraction de la valeur estimée après travaux de celle

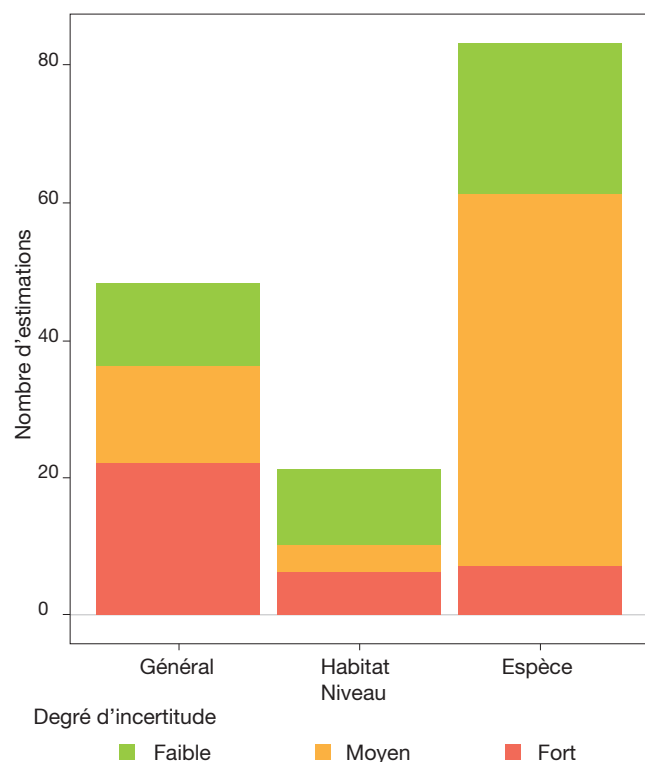


FIG. 3. — Répartition des degrés d'incertitudes selon le niveau d'évaluation.

de la valeur initiale (si la valeur est positive on considère qu'il y a un gain de biodiversité, et une perte si elle est négative).

Dans le cas d'une application classique d'ECOVAL, les estimations de gains faites pour Kembs devraient être comparées à des pertes sur un site impacté, mais comme expliqué précédemment, nous nous focalisons ici seulement sur la partie « site compensatoire » (Fig. 1), l'objectif étant de mieux comprendre et quantifier les sources d'erreurs des estimations de gains attendus des MC.

COMPARAISON DES ESTIMATIONS ET DES DONNÉES DE SUIVI

Les valeurs estimées des indicateurs après mise en place des actions de restauration ont ensuite été comparées aux valeurs effectivement observées après réalisation concrète des mesures de restauration. Pour cela, les indicateurs ont de nouveau été renseignés en utilisant les données issues des suivis réalisés en 2015, à la fin des dernières plantations. Le recul pour ces suivis est très court mais ces données ont tout de même été utilisées, celles des années ultérieures ne couvrant pas tous les compartiments biologiques. Les écarts entre valeurs estimées et observées ont été calculés de deux manières différentes :

- en absolu : [valeur estimée] – [valeur observée] (sous-estimation si négatif et surestimation si positif)
- en relatif : ([valeur estimée] – [valeur observée]) / [valeur estimée].

Plusieurs analyses ont ainsi été réalisées, afin de répondre aux questions suivantes :

- y a-t-il un lien entre les écarts (absolus ou relatifs) et le niveau d'évaluation (NG, NH, Nsp) de la biodiversité ?

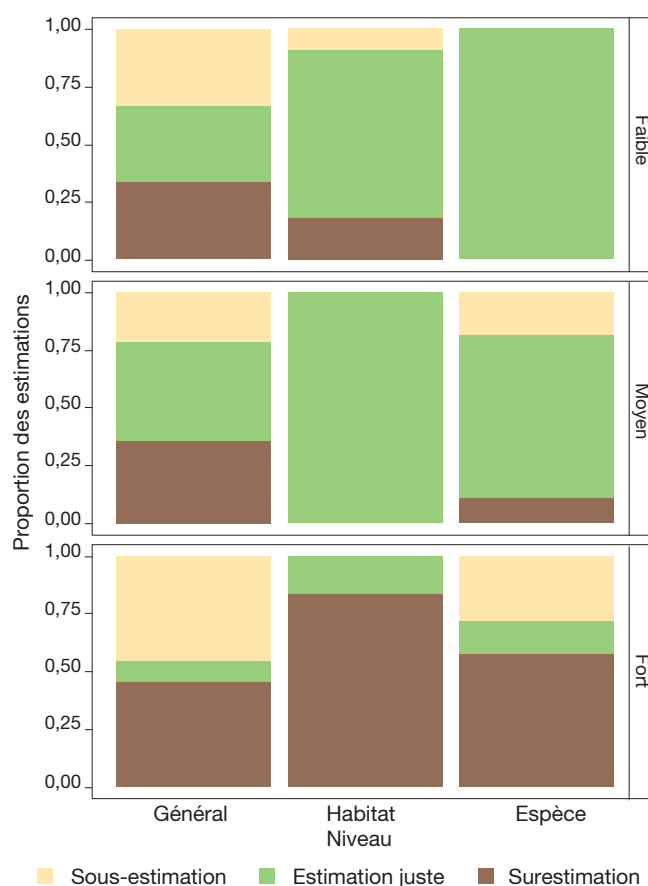


FIG. 4. — Répartition du type d'estimation selon le niveau et le degré d'incertitude.

– y a-t-il plus de bonnes ou de mauvaises estimations ? Les écarts sont-ils cohérents avec le degré d'incertitude (augmentation de la variabilité des écarts avec le degré d'incertitude) ?

– quelles sont les sources des écarts observés entre les valeurs estimées et observées selon les niveaux d'évaluation, le degré d'incertitude et les taxons ciblés ?

RÉSULTATS

INCERTITUDES ET JUSTESSE DES ESTIMATIONS

Au total, 152 indicateurs ont été renseignés trois fois (observation de terrain avant et après travaux, estimation après travaux) et ont pu être intégrés dans l'analyse : 48 au NG, 21 au NH (pour les deux habitats à enjeu) et 83 au NSp (pour les dix espèces à enjeu). La répartition des degrés d'incertitude associés à chaque prédiction est présentée en Figure 3. Au NG presque la moitié des estimations ont un degré d'incertitude élevé (3), tandis qu'au NH plus de 50 % des estimations ont un degré faible (1) et au NSp plus de 60 % ont un degré moyen (2).

Sur l'ensemble des estimations faites, plus de la moitié sont justes (86 écarts égaux à zéro), 7,9 % sont sous-estimés (12 écarts négatifs) et 12,5 % sont surestimés (19 écarts positifs). La répartition selon les niveaux d'évaluation et le degré d'incertitude n'est pas homogène (Fig. 4). Au NG, seulement un tiers des estimations sont bonnes tandis qu'au NH et NSp

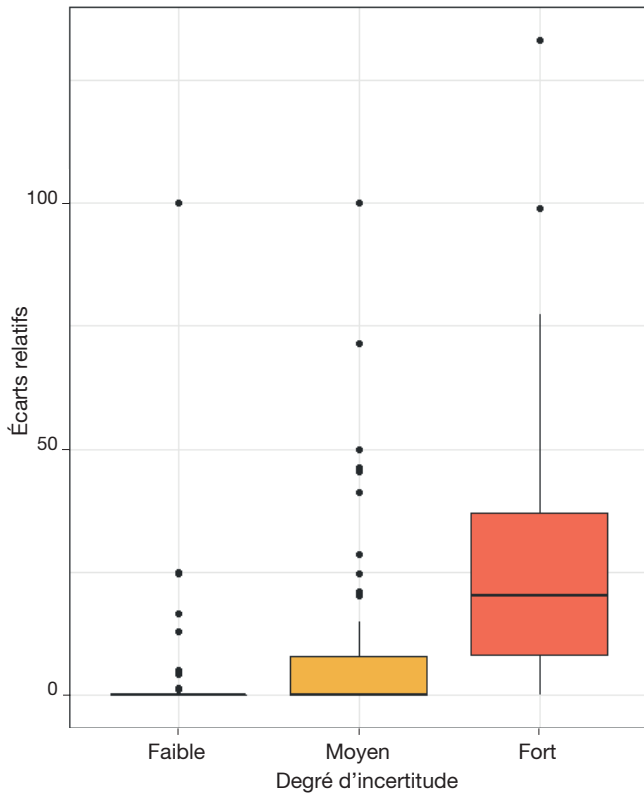


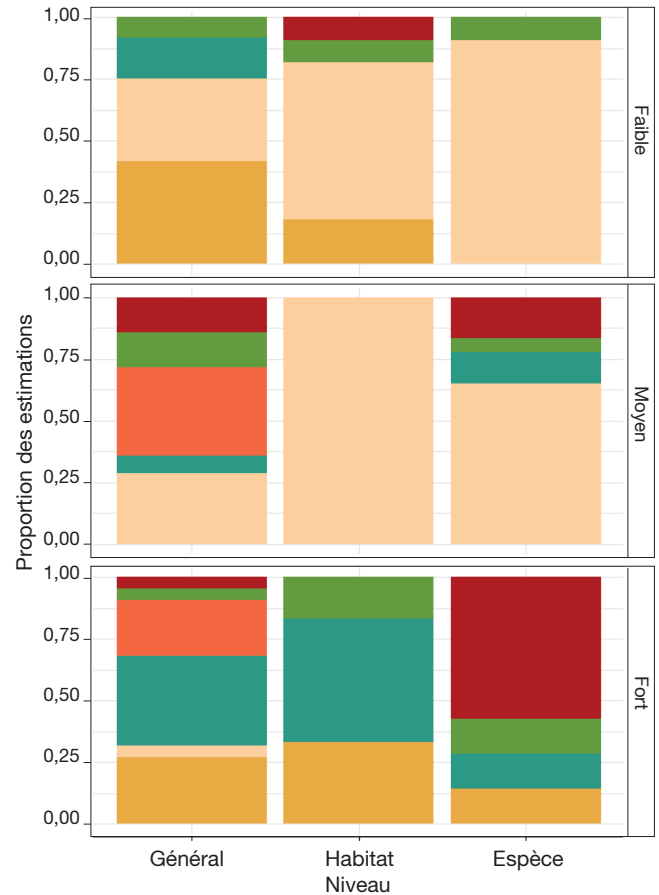
Fig. 5. — Répartition des écarts en valeur relative selon le degré d'incertitude.

plus de 60 % des estimations sont justes. On observe moins d'estimations justes lorsque le degré d'incertitude est élevé, quel que soit le niveau d'évaluation (Fig. 4), mais les proportions sont proches pour les degrés moyen et faible. Il y a une légère tendance à surestimer plutôt que sous-estimer, surtout au NH. Les estimations sont toutes correctes au NH pour les estimations avec un degré moyen d'incertitude et au NSp pour les estimations avec un degré faible, mais cela concerne peu d'indicateurs (4 au NH ; Fig. 3).

Non seulement il y a plus d'estimations fausses lorsque l'estimation est considérée comme très incertaine (degré 3), mais la variabilité des écarts relatifs (calculés en valeur relative par rapport à la valeur estimée) est également plus grande (tous niveaux confondus ; Fig. 5). Il n'y a pas de différence significative entre les moyennes des écarts pour les degrés d'incertitude 1 et 2 ($P > 0,05$, test de Wilcoxon), mais la différence est significative entre les degrés 1 et 3 et 2 et 3 ($P < 0,05$, test de Wilcoxon).

SOURCES DES ÉCARTS ENTRE ESTIMATIONS ET OBSERVATIONS

Les raisons pouvant expliquer les écarts ont été classées en six catégories. Les estimations justes (écart égal à zéro) s'expliquent soit par une bonne appréciation de l'ensemble des facteurs amenant à estimer correctement l'effet de la mesure de restauration (« bonne estimation »), soit par un délai trop court pour que l'on puisse observer une évolution de la valeur de l'indicateur (« pas de changement à CT »). Les mauvaises estimations (écarts différents de zéro) peuvent s'expliquer par :



Raisons expliquant les écarts

- Aléas travaux
- Bonne estimation
- Erreur induite
- Évolution naturelle
- Pas de changement à CT
- Récolte des données

Fig. 6. — Répartition des raisons expliquant les écarts selon le niveau et le degré d'incertitude.

– des aléas lors de la réalisation des travaux qui ne se sont pas passés comme prévu (« Aléas travaux ») ;

– une différence de méthode dans la récolte des données entre l'état initial, sur lequel sont basées les estimations, et les suivis (« Récolte des données ») ;

– des erreurs induites par d'autres erreurs faites sur des indicateurs utilisés pour le calcul de l'indicateur (« Erreur induite »). Par exemple, pour estimer la proportion d'espèces menacées, il faut bien estimer à la fois le nombre d'espèces menacées qui seront présentes sur le site, et le nombre total d'espèces ;

– une évolution des milieux ou une recolonisation des espèces de manière naturelle après restauration qui n'est pas celle attendue (« Évolution naturelle »).

La majorité des estimations justes correspond donc en réalité aux cas de non évolution de l'indicateur à court terme (Fig. 6). C'est particulièrement le cas au NH (50 %) pour tous les indicateurs de maturité du milieu, ou au NSp (70 %) pour les indicateurs du périmètre élargi (présence et connectivité entre habitats favorables notamment). Ces estimations avaient été affectées avec des degrés d'incertitude faible et moyen pour la

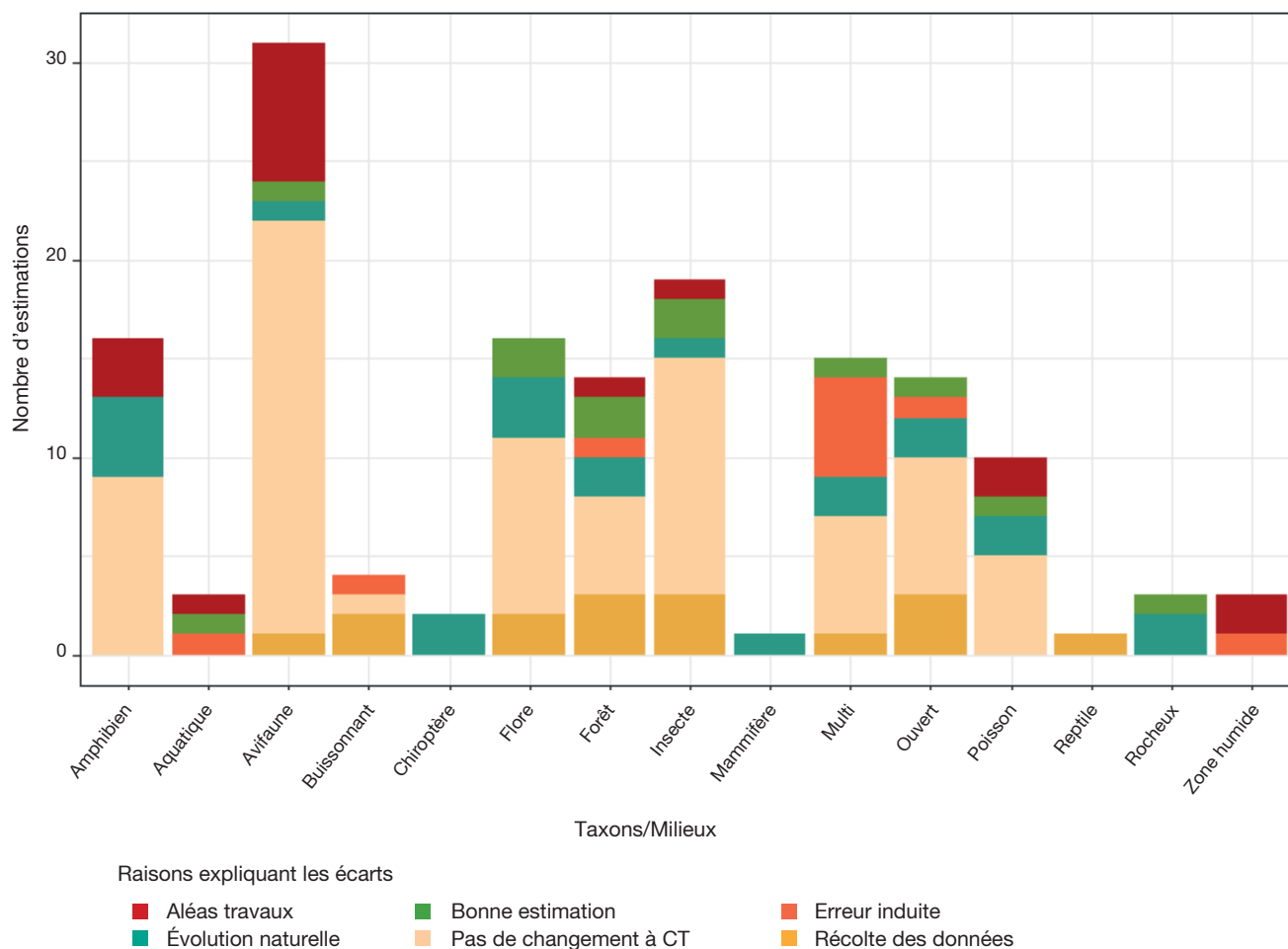


FIG. 7. — Répartition des raisons expliquant les écarts selon le taxon ou le milieu ciblé.

quasi-totalité. Des estimations correctes du fait d'une bonne estimation de la part de l'expert se retrouvent à quasi tous les niveaux et degré d'incertitudes.

La première raison pouvant expliquer des erreurs d'estimation est une évolution naturelle non prévue après mise en place de la mesure, elle concerne des indicateurs associés principalement à un fort degré d'incertitude quel que soit le niveau d'évaluation. La deuxième raison pouvant expliquer ces erreurs se rapporte aux indicateurs renseignés à partir de données collectées par des méthodes différentes, ils s'observent plutôt au NG et NH et sont associés à un faible et fort degré d'incertitude. Au niveau espèce, plus de 60 % des erreurs d'estimations sont dues à des aléas pendant le chantier (par exemple le débordement du cours d'eau restauré lors de sa mise en eau) et étaient associées principalement à un fort degré d'incertitude.

Le nombre d'indicateurs renseignés est variable selon les taxons (Amphibiens, Mammifères, etc.) et les milieux (forêt, prairie, etc.) ; ils sont plus nombreux pour l'avifaune (31) et minimaux pour les Mammifères (Chiroptères et autres) et les reptiles (une à deux estimations ; Fig. 7). Si l'on excepte les taxons disposant de peu d'indicateurs, les raisons expliquant les écarts d'estimations pour la plupart

des taxons ou milieux sont diverses : les bonnes estimations (que ce soit car il n'y a pas eu d'évolution à CT ou bien parce que l'évolution a été estimée correctement) s'observent pour plus de la moitié des taxons. Pour les Amphibiens, on observe seulement une absence d'évolution, et pour les milieux aquatiques et rocheux une évolution bien estimée. Les mauvaises estimations dues à une évolution naturelle non prévue concernent aussi la plupart des taxons et milieux, particulièrement les Amphibiens, la flore et les poissons. Pour tous les taxons sauf les Amphibiens, il y a une différence dans la récolte des données entre l'état initial, sur lequel sont basées les estimations, et les suivis après travaux (pour les poissons, la raison n'apparaît pas car ils n'étaient pas présents à l'état initial).

DISCUSSION

Ce cas d'étude a permis de confronter les estimations de gains apportés par des actions de restauration, réalisées avec les indicateurs du cadre méthodologique ECOVAL, à des gains effectivement observés lors de suivis avec ces mêmes indicateurs. Les résultats mis en évidence peuvent servir

de base à l'amélioration des estimations et de la prise en compte des incertitudes associées, afin d'évaluer l'efficacité des mesures compensatoires (restauration et gestion d'écosystèmes) qui permettent l'atteinte de l'équivalence écologique.

INCERTITUDES ET JUSTESSE DES ESTIMATIONS

Tout d'abord, plus des deux tiers des estimations ont été classées avec un degré d'incertitude moyen ou fort, c'est-à-dire qu'une ou deux des sources d'incertitudes identifiées (influence plus ou moins directe de la mesure de restauration, connaissance du comportement de l'espèce et taux de succès de la mesure) s'appliquaient à l'estimation. L'estimation de l'évolution des valeurs d'indicateurs reste incertaine et nous avons observé que les estimations identifiées comme les plus incertaines sont les moins bonnes (elles correspondent aux plus grands écarts entre valeurs estimées et observées). Ce résultat conforte l'évaluation faite des degrés d'incertitude selon les indicateurs lors des estimations.

Dans cette étude, les gains estimés ont plutôt eu tendance à être surestimés par rapport aux observations de suivi (donc moins de biodiversité observée par rapport aux estimations), ce qui peut s'expliquer par le délai très court entre la fin des travaux et les suivis (< 1 an). La même analyse a été réalisée avec les données issues des suivis de 2017 mais seulement au NG (les données n'étaient pas assez complètes et homogènes pour renseigner les NH et NSp). Il n'y a pas de très grande différence dans la précision des estimations (quelques sous-estimations deviennent surestimées et inversement). On observe notamment des évolutions de diversité spécifique avec ces suivis réalisés deux ans après les travaux, qui augmentent pour les Orthoptères par exemple.

Ce résultat souligne l'importance de la mise en place de suivis réguliers sur plusieurs années pour vérifier que la biodiversité évolue bien comme estimée et pour rectifier les mesures compensatoires au besoin. Cela implique que les suivis correspondent bien aux échéances fixées d'évaluation des MC : trois à cinq ans pour le court terme par exemple, plutôt 15 à 20 ans pour le long terme. Dans le cas de projets de restauration hors compensation, il pourrait aussi être envisageable de valider l'évolution non prévue si elle semble orienter l'écosystème dans une dynamique durable et cohérente avec son environnement. Dans tous les cas, il faut passer par une phase préalable de définition des objectifs associés à une échéance. Elle doit être basée sur les connaissances scientifiques (Fagan *et al.* 2008 ; Ballantine & Schneider 2009 ; Moreno-Mateos *et al.* 2012 ; Kerbiriou *et al.* 2018) mais ces dernières restent lacunaires dans le domaine de l'écologie de la restauration. Les connaissances issues de suivis de chantiers et posts chantiers de restauration (qui débutent dès la première année et sont à étaler en fonction des échéances) doivent aussi être mobilisées pour que la dynamique de colonisation, qui dépend de chaque taxon et de chaque habitat, soit bien comprise. Mais quelques soient les objectifs visés, il est bien nécessaire d'intégrer que la restauration écologique demande du temps et reste semée d'incertitudes.

SOURCES DES ÉCARTS ENTRE ESTIMATIONS ET OBSERVATIONS

Les bonnes estimations des effets mesurables des actions de restauration dues à une bonne appréciation de l'expert ayant fait les estimations (« Bonnes estimations ») sont en faible proportion (7,8 %) mais se retrouvent à tous les niveaux d'évaluation (Général, Habitat et Espèce) et pour la majorité des taxons ou milieux. De plus, on en observe aussi pour des estimations qui avaient été identifiées comme avec un fort degré d'incertitude, ce qui est encourageant. En revanche, les bonnes estimations dues à l'absence d'évolution représentent 49,3 % des estimations. Même s'il y a encore des améliorations à apporter à cette prédiction, on peut donc considérer que le dire d'expert est une manière acceptable d'estimer les gains apportés par des actions de restauration. Dans le cas où plusieurs experts pourraient être mobilisés (ce qui n'a pas été le cas pour cette étude), le nombre de bonnes estimations pourrait considérablement augmenter.

Parmi les raisons pouvant expliquer les écarts entre estimations et observations que nous avons identifiées, la moitié relève de la qualité des estimations faites (« Bonnes estimations », « Évolution naturelle non attendue » et « Erreur induite ») mais les autres sont liées à des facteurs indépendants de cette qualité des estimations. Il faut ainsi prévoir d'agir sur ces facteurs pour que les gains apportés par les mesures de restauration correspondent bien à ceux qui étaient prévus.

Premièrement, afin d'éviter des erreurs, il est important que les inventaires de collecte des données lors des suivis soient identiques à ceux réalisés lors de l'état initial pour pouvoir évaluer l'évolution de la biodiversité de manière cohérente, et vérifier la pertinence des estimations qui sont basées sur les pressions d'inventaires de l'état initial. En France, il n'y a pas (pour l'instant) d'obligation réglementaire sur les méthodes à utiliser dans le cadre d'ERC, et on observe une tendance à ne pas recruter le même bureau d'étude entre états initiaux et suivis pour éviter les conflits d'intérêt, ce qui aboutit à des résultats difficilement comparables. Les suivis sur Kembs après restauration n'ont pas tous été réalisés avec la même pression d'inventaire qu'à l'état initial : les Orthoptères ont par exemple été plus finement inventoriés lors des suivis, car il s'est avéré que ce groupe comportait des enjeux et méritait une attention accrue. À l'inverse, la flore des prairies à Orchidées de la zone forestière n'a plus fait l'objet de suivis ultérieurs en raison de leur évitement par les travaux ; en outre, il ne s'agit pas d'un groupe idéal pour estimer des tendances fines compte tenu de leur capacité de persistance dans le temps. Si les estimations des indicateurs de l'état initial avaient été réalisées uniquement avec les données et sur le périmètre qui faisait l'objet d'un suivi par la suite, il y aurait moins d'écarts dus à des différences d'inventaires. Mais dans la logique du projet, il était nécessaire de faire l'inventaire de l'état initial dans les pelouses pour en déterminer l'enjeu et éviter de les impacter avec les travaux de restauration. Enfin, idéalement, pour que la comparaison avant et après restauration soit la plus complète et perti-

nente, il conviendrait de comparer aussi à un site témoin, qui correspondrait aux objectifs fixés de restauration, pour lequel des suivis pourraient être mis en place en parallèle.

Les aléas pendant les travaux (qui conduisent à de mauvaises estimations) peuvent être corrigés par de la gestion adaptative. En effet, celle-ci permet de se rapprocher des valeurs estimées (et souhaitées) lorsque les aléas ont donné aux écosystèmes une trajectoire différente et jugée moins favorable que celle prévue. Dans le cas de Kembs, certaines zones qui avaient été conçues comme des zones humides sur les berges du cours d'eau restauré ont été inondées, car celui-ci a débordé lors de la mise en eau (aléas lors des travaux). Ces milieux et espèces faune et flore associées sont donc moins développés que prévu au profit des milieux aquatiques et espèces associées. Les milieux ont été laissés ainsi car cette mosaïque est tout aussi intéressante pour la biodiversité, mais si une exigence administrative de surface de zone humide avait été nécessaire, une correction ou une gestion adaptative auraient dû être mises en œuvre. Cela n'aurait pas pour autant impliqué un niveau global supérieur de biodiversité.

À court terme beaucoup d'estimations sont justes, en raison du peu de changements observables avec les indicateurs choisis (avec d'autres indicateurs plus fins de l'organisation des communautés végétales par exemple, des changements auraient été certainement visibles mais très difficilement prédictibles). Une échelle à plus long terme permettrait d'observer plus de changements, mais qui ne seraient pas pour autant mieux estimés (à court terme 56,5 % des estimations sont justes, et ce nombre risquerait de diminuer à long terme à cause du manque de connaissance précise de l'évolution des écosystèmes). Malgré tout, une échelle à long terme semble plus pertinente pour observer des gains de biodiversité (le temps que les écosystèmes évoluent et se diversifient suite aux changements engendrés par les mesures de restauration).

Certaines raisons expliquant les écarts montrent, en revanche, que l'estimation pourrait être améliorée. Notamment, l'évolution des milieux ouverts et minéraux (bancs de graviers) après plantation ou laissés en évolution spontanée n'a pas toujours été bien estimée (évolution naturelle) du fait d'un manque de connaissance sur la dynamique de ces milieux. Il en est de même pour les espèces d'avifaune, de Mammifères, d'Amphibiens et de poissons dont l'évolution de la diversité entre état initial et suivis a évolué sans que toutes les raisons soient bien maîtrisées (d'où viennent les espèces recolonisant le site ? pourquoi certaines observées à l'état initial ne sont pas retrouvées lors des suivis ?).

De même, les erreurs induites par d'autres erreurs faites sur des indicateurs utilisés pour le calcul de l'indicateur proviennent d'un manque de connaissance à la fois sur le statut (patrimonial, nicheur) des espèces qui peuvent recoloniser un site compensatoire, ainsi qu'une bonne vision d'ensemble de toutes ces espèces. La restauration d'un habitat favorable pour une espèce n'est, en effet, pas suffisante pour garantir sa recolonisation. Des aspects fonctionnels comme l'insertion de l'habitat dans le réseau écologique, sa taille en rapport avec le domaine vital de l'espèce etc. sont primordiaux.

CONCLUSION

La comparaison des indicateurs estimés à court terme à partir de l'état initial, avec les indicateurs calculés à partir des observations après travaux, montre de mauvaises estimations pour la moitié de ces indicateurs. Parmi la moitié de bonnes estimations, la grande majorité est due à une absence d'évolution à court terme. Ce niveau d'écart doit être évalué à plus long terme pour vérifier si ce résultat est atténué ou confirmé. Dans le premier cas (atténuation), cela voudrait dire que l'outil ECOVAL et l'approche par avis d'expert peuvent être validés pour le moyen et le long terme mais moins pour le court terme. Dans le deuxième cas (toujours autant d'écart entre l'estimation et l'observation), ce résultat pose question sur la démarche plus globale d'évaluation de gains possibles apportés par des actions de restauration et a fortiori de l'équivalence. Soit on tente de réduire ces écarts via l'accumulation et la capitalisation de retours d'expérience (importance notamment du pool d'espèces autour du site) en amont, soit on impose aux maîtres d'ouvrages de corriger les mesures au fur et à mesure du temps (mais sans plus de garantie quant à l'atteinte des objectifs), soit on repose la question de la notion d'équivalence « in kind » (c'est-à-dire pour les mêmes habitats/espèces/fonctions que ceux affectés par le projet). Pour Kembs, le degré de biodiversité du site a été largement amélioré, même si ce n'est pas exactement la biodiversité prévue initialement.

Remerciements

Les auteurs remercient EDF R&D qui finance et encadre cette étude, le Centre d'Ingénierie hydraulique d'EDF qui fournit les données et le terrain d'étude et le Laboratoire coSystèmes et Sociétés en Montagne qui a accueilli et encadré Lucie Bezombes pour son post-doctorat. Merci également aux relecteurs pour leurs remarques avisées.

RÉFÉRENCES

- BALLANTINE K. & SCHNEIDER R. 2009. — Fifty-five years of soil development in restored freshwater depression wetlands. *Ecological Applications* 19 (6): 1467-1480. <https://doi.org/10.1890/07-0588.1>
- BENSETTITI F., PUISAUVRE R., LEPAREUR F., TOUROULT J. & MACIEJEWSKI L. 2012. — *Évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire – Guide méthodologique – DHFF article 17, 2007 - 2012. Version 1 – Février 2012.* Rapport SPN 2012-27, Service du Patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 76 p. + annexes.
- BEZOMBES L. 2017. — *Développement d'un cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence écologique : application dans le contexte de la séquence « Éviter, Réduire, Compenser ».* Thèse, Université Grenoble Alpes, Grenoble, 250 p.
- BEZOMBES L., GAUCHERAND S., SPIEGELBERGER T., GOURAUD V. & KERBIRIOU C. 2018a. — A set of organized indicators to conciliate scientific knowledge, offset policies requirements and operational constraints in the context of biodiversity offsets. *Ecological Indicators* 93: 1244-1252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.027>

- BEZOMBES L., KERBIRIOU C., SPIEGELBERGER T., GOURAUD V. & GAUCHERAND S. 2018b. — Un cadre méthodologique pour évaluer l'équivalence entre pertes et gains de biodiversité induits par les projets d'aménagement et leurs mesures compensatoires. *Sciences, Eaux et Territoires* 1-9.
- COMMISSARIAT GÉNÉRAL AU DÉVELOPPEMENT DURABLE 2013. — *Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels*. Collections « Références » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement durable, Paris, 230 p.
- DELZONS O., GOURDAIN P., SIBLET J.-P., TOUROULT J., HERARD K. & PONCET L. 2013. — LIQE: un indicateur de biodiversité multi-usages pour les sites aménagés ou à aménager. *Revue d'écologie* 68: 105-119.
- DUTOIT T., GALLET S., HECKENROTH A. & BUISSON É. 2021. — 2008-2019, plus d'une décennie d'échanges et de débats autour de la restauration écologique en France, in GOURDAIN P. (éd.), REVER 10 – 10e colloque du réseau d'échange et de valorisation en écologie de la restauration, Paris, 19-21 mars 2019. *Naturae* 2021 (19): 271-276. <https://doi.org/10.5852/naturae2021a19>
- FAGAN K. C., PYWELL R. F., BULLOCK J. M. & MARRS R. H. 2008. — Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *Journal of Applied Ecology* 45 (4): 1293-1303. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01492.x>
- HARRIS J. A., HOBBS R. J., HIGGS E. & ARONSON J. 2006. — Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* 14: 170-176. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00136.x>
- GARNIER A. & BARILLIER A. 2015. — The Kembs project: environmental integration of a large existing hydropower scheme. *La Houille blanche* 101 (4): 21-28.
- GAYET G., BAPTIST F., BARAILLE L., CAESSTEKER P., CLÉMENT J. C., GAILLARD J., GAUCHERAND S., ISSELIN-NONDEDEU F., POINOT C. & QUÉTIER F. 2016. — *Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. Fondements théoriques, scientifiques et techniques*. Onema, MNHN, Paris, 310 p.
- HILLEBRAND H., BENNETT D. M. & CADOTTE M. W. 2008. — Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* 89: 1510-1520. <https://doi.org/10.1890/07-1053.1>
- KERBIRIOU C., PARISOT-LAPRUN M. & JULIEN J.-F. 2018. — Potential of restoration of gravel-sand pits for Bats. *Ecological Engineering* 110: 137-145. <https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2017.11.013>
- LE VIOL I., JIGUET F., BROTONS L., HERRANDO S., LINDSTRÖM Å., PEARCE-HIGGINS J. W., REIF J., VAN TURNHOUT C. & DEVICTOR V. 2012. — More and more generalists: two decades of changes in the European avifauna. *Biology letters* 8: 780-782. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0496>
- LORRILLIÈRE R., LE VIOL I., SORDELLO R., TOUROULT J. & BILLON L. 2015. — *L'indice de dispersion moyen des communautés. Un possible outil d'évaluation de l'efficacité de la politique Trame verte et bleue?* Service du Patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, CESCO, Paris, 24 p.
- MORENO-MATEOS D., POWER M. E., COMÍN F. A. & YOCKTENG R. 2012. — Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLOS Biology* 10: 1-8. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>
- REGNERY B., PAILLET Y., COUVET D. & KERBIRIOU C. 2013. — Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management* 295: 118-125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.009>
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP 2004. — *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, 16 p.
- SIDDIG A. A. H., ELLISON A. M., OCHS A., VILLAR-LEEMAN C., LAU M. K. 2016. — How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecological Indicators* 60: 223-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036>

Soumis le 18 juillet 2019;
 accepté le 30 juin 2020;
 publié le 27 avril 2022.

ANNEXE

ANNEXE 1. — Liste des indicateurs proposés dans ECOVAL. Abréviations : **EUNIS**, European Union Nature Information System ; **TVB**, Trame Verte et Bleue ; **ZNIEFF**, Zone naturelle d'intérêt écologique floristique et faunistique.

Niveau	Échelle	Critère	Spécificité	Indicateurs
Général	Périmètre élargi	Connectivité	–	Longueur de linéaire de transport (km)
			–	Longueur de linéaire de haies (km)
			–	Surface de corridor écologique traversant le site (ha)
			–	Nombre d'espèces de cohérence régionale pour la TVB
		Représentativité	–	Proportion d'habitats naturels (%)
		Patrimonialité	–	Nombre d'espaces d'intérêt écologique
			–	Nombre d'espèces déterminantes ZNIEFF
		Pressions	–	Proportion de milieux cultivés (%)
			–	Proportion de zones construites (%)
			–	Surface de plantes invasives (ha)
	Périmètre site	Diversité	–	Nombre et surface d'habitats naturels (ha ; EUNIS niveau 2)
			–	Longueur de lisière / ha de milieu forestier
			–	Nombre d'espèces de faune (décliné par groupe taxonomique)
			–	Nombre d'espèces de flore
		Patrimonialité	–	Proportion surfacique des habitats patrimoniaux (%)
			–	Proportion des espèces patrimoniales (%)
		Fonctionnalité	–	Proportion de l'avifaune nicheuse (%)
			–	Proportion 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 d'habitat en bon état de conservation (ha)
		Pressions	–	Proportion de milieux cultivés (%)
			–	Proportion de zones construites (%)
			–	Nombre et proportion surfacique d'espèces exotiques envahissantes (%)
Habitat	Périmètre élargi	Connectivité	–	Indice de fragmentation de l'habitat (Ha/Km) (Lorrillière <i>et al.</i> 2015)
		Représentativité	–	Surface d'habitat similaire (EUNIS niveau 2) dans les sites patrimoniaux (ha)
	Périmètre site	Diversité	–	Nombre d'espèces inféodées à l'habitat (décliné par groupe taxonomique)
			–	Nombre de microhabitats (dans les arbres [Regnery <i>et al.</i> 2013] ou pierriers, andins, etc.)
		Fonctionnalité	–	Surface totale d'habitat (ha) et nombre de patches
			–	Nombre d'espèces bio-indicatrices (Siddig <i>et al.</i> 2016)
			–	Nombre d'espèces d'avifaune nicheuses inféodées à l'habitat
			Forêt	Nombre de très gros bois vivant et de bois mort (Bensettiti <i>et al.</i> 2012)
			Forêt	Ancienneté de la forêt (année)
			Forêt	Densité de lichen (%)
			Prairies	Nombre d'espèces pollinisatrices
			Prairies	Taux de recouvrement par les ligneux (%)
			Zone humide	Fonctions hydrologiques, biogéochimiques et biologiques (Gayet <i>et al.</i> 2016)
		Structure	–	Proportion de flore dominante (%) (Hillebrand <i>et al.</i> 2008)
			–	Nombre et hauteur des strates de végétation (herbacées, arborescente et arborée)
		Pressions	–	Proportion de sol dégradé (%)
			–	Nombre d'espèces indicatrices de perturbation
			Forêt Zone humide	Temps depuis la dernière coupe à blanc (année) Taux de couvert des algues dues à l'eutrophisation (%)
Espèce	Périmètre élargi	Connectivité	–	Surface d'habitat favorable (ha)
			–	Surface d'habitat favorable connecté au site (ha)
			–	Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site
			–	Longueur d'éléments fragmentants (km ou ha)
		Représentativité	–	Nombre d'observation de l'espèce (bases de données publiques)
	Périmètre site	Fonctionnalité	–	Surface totale d'habitat favorable (ha) et nombre de patches
			Avifaune	Surface d'habitat de nourrissage et de reproduction favorable (ha)
			Avifaune	Nombre de couples reproducteurs
			Chiroptères	Surface d'habitat de chasse favorable (ha)
			Chiroptères	Nombre de gîtes favorables
			Amphibiens	Surface d'habitat de reproduction favorable (ha)
			Amphibiens	Nombre de mâles chanteurs
			Amphibiens	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
		Diversité	Communauté faune	Nombre d'espèces
				Nombre de familles
		Pressions	–	Surface de milieu ne générant pas de perturbation