



**Faire en sorte que la compensation
écologique contribue à l'atteinte
d'objectifs de conservation de la
biodiversité à l'échelle des territoires**



Ce document est une traduction en français de l'article de Simmonds *et al.* « Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation » publié en ligne en décembre 2019 dans la revue Conservation Letters¹ (Wiley Periodicals, Inc.). Compte tenu de la nature du sujet, la présente traduction a pu faire l'objet d'interprétations ponctuelles. Il convient donc de se référer à la version d'origine pour toute utilisation fidèle et/ou officielle.

La traduction a été réalisée dans le cadre du projet COMBO financé par l'Agence Française de Développement, le Fonds Français pour l'Environnement Mondial et la Fondation MAVVA, et mis en œuvre par la Wildlife Conservation Society, Biotope et Forest Trends. La traduction a été réalisée par Jean-Luc Clairambault, traducteur – interprète de la société Accents puis revue par Mathieu Souquet et Fabien Quétier de la société Biotope, co-auteurs de la publication d'origine.

Référence de l'article original : Simmonds J.S., Sonter L.J., Watson J.E.M., Bennun L., Costa H.M., Edwards S., Grantham H., Griffiths V.F., Jones J.P.G., Kiesecker J., Possingham H. Puydarrieux P., Quétier F., Rainer H., Rainey H., Roe D., Souquet M., ten Kate K., Victurine R., von Hase A. & Maron M. (2020) : *Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation*. Conservation Letters, 13, e12695.

L'article original est accessible au lien suivant : <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/conl.12695>

¹ Cet article est en libre accès selon les termes de la licence d'attribution Creative Commons, qui autorise son utilisation, sa distribution et sa reproduction sur tout support, à condition que l'œuvre originale soit correctement citée.

Faire en sorte que la compensation écologique contribue à l'atteinte d'objectifs de conservation de la biodiversité à l'échelle des territoires

Jeremy S. Simmonds^{1,2} | Laura J. Sonter^{1,2} | James E.M. Watson^{1,2,3} | Leon Bennun^{4,5} | Hugo M. Costa³ | Guy Dutson⁴ | Stephen Edwards⁶ | Hedley Grantham³ | Victoria F. Griffiths⁷ | Julia P.G. Jones⁸ | Joseph Kiesecker⁹ | Hugh P. Possingham^{1,10} | Philippe Puydarrieux⁶ | Fabien Quétier¹¹ | Helga Rainer¹² | Hugo Rainey³ | Dilys Roe¹³ | Conrad E. Savy¹⁴ | Mathieu Souquet¹¹ | Kerry ten Kate^{15,16} | Ray Victorine³ | Amrei von Hase^{15,17} | Martine Maron^{1,2}

1 Centre for Biodiversity and Conservation Science, The University of Queensland, St Lucia, Australia

2 School of Earth and Environmental Sciences, The University of Queensland, St Lucia, Australia

3 Wildlife Conservation Society, Global Conservation Program, New York, New York

4 The Biodiversity Consultancy, Cambridge, United Kingdom

5 Conservation Science Group, Department of Zoology, University of Cambridge, Cambridge, United Kingdom

6 International Union for Conservation of Nature (IUCN), Gland, Switzerland

7 Department of Zoology, University of Oxford, Oxford, United Kingdom

8 College of Environmental Sciences and Engineering, Bangor University, Bangor, United Kingdom

9 Global Conservation Lands Program, The Nature Conservancy, Boulder, Colorado

10 The Nature Conservancy, Arlington, Virginia

11 Biotope, Mèze, France

12 Arcus Foundation, Cambridge, United Kingdom

13 International Institute for Environment and Development (IIED), London, United Kingdom

14 International Finance Corporation, Nairobi, Kenya

15 Forest Trends, Washington, DC

16 Forest Trends, Hampshire, United Kingdom

17 Forest Trends, Cape Town, South Africa

Correspondence (en anglais) : Jeremy Simmonds, Centre for Biodiversity and Conservation Science, The University of Queensland, St Lucia 4072, Australia ; Courriel : j.simmonds1@uq.edu.au

Correspondance (en français) : Fabien Quétier & Mathieu Souquet, Biotope, 22 Bld Foch, 34140 Mèze, France ; courriel : fquetier@biotope.fr ; msouquet@biotope.fr

Informations sur le financement : Australian Research Council (DE170100684, FT140100516); National Environmental Science Programme; Science for Nature and People Partnership; projet COMBO financé par l'Agence Française de Développement, le Fonds Français pour l'Environnement Mondial et la Fondation MAVA

RÉSUMÉ

La perte d'habitats ou d'écosystèmes résultant de projets d'aménagement (infrastructures, extraction de ressources, expansion urbaine...) est souvent compensée par des mesures de compensation écologique. Telle qu'elle est actuellement mise en œuvre, la compensation exige généralement l'atteinte d'une « absence de perte nette » de biodiversité, mais seulement par rapport à une trajectoire de référence qui est celle d'un déclin de la biodiversité. Ce type d'absence de perte nette « relative » entérine la perte de biodiversité en cours et correspond mal aux objectifs de biodiversité qui exigent une absence de perte nette ou un gain net « absolu ». Nous examinons ici les limites de cette approche de la compensation écologique et les réponses à y apporter, et nous proposons une nouvelle approche alignée de manière explicite sur des objectifs de conservation de la biodiversité à l'échelle des territoires. Dans cette approche, les objectifs de conservation relatifs à des éléments particuliers de biodiversité sont atteints par l'une des trois voies suivantes : le gain net, l'absence de perte nette ou (rarement) la perte nette maîtrisée. Nous décrivons comment fixer le type (« maintien » ou « amélioration ») et la taille ou le volume des compensations écologiques nécessaires pour contribuer, proportionnellement, à l'atteinte de différents objectifs. Cette approche positionne la compensation écologique au-delà d'une simple réponse réactive et ponctuelle aux impacts d'un projet et permet l'alignement entre les actions visant à traiter les impacts résiduels sur la biodiversité et l'atteinte d'objectifs de conservation globaux ou territoriaux cohérents.

MOTS CLÉS

Perte évitée, perte de biodiversité, Convention sur la diversité biologique, contrefactue¹², évaluation des incidences sur l'environnement, études d'impact environnemental, politique environnementale, développement des infrastructures, hiérarchie d'atténuation, séquence ERC (éviter – réduire – compenser), gain net, absence de perte nette.

1. INTRODUCTION

Les 196 Parties à la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) sont actuellement en train de fixer des objectifs ambitieux en matière de biodiversité pour l'après-2020 (Mace et al., 2018 ; Visconti et al., 2019). Pour autant, malgré la prise de conscience générale sur la nécessité de ralentir et, à terme, de stopper la perte de biodiversité, la transformation des espaces naturels pour le développement des infrastructures, de l'industrie, de l'agriculture commerciale, de l'urbanisation et de l'extraction des ressources (ci-après, l'« aménagement ») continue d'être à l'origine des déclins de biodiversité (Plate-forme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques [IPBES], 2019). Il n'est pas possible d'arrêter toutes ces transformations, étant donné les impératifs d'aménagements souhaitables (Griggs et al., 2013 ; Nations Unies, 2018). Les pouvoirs publics, les porteurs de projets d'aménagement et la société civile ont donc besoin d'outils pour concilier aménagement et conservation, afin de réduire le taux de perte de biodiversité.

La hiérarchie d'atténuation parfois aussi nommée séquence éviter – réduire – compenser (ERC) est une démarche destinée notamment à répondre aux pertes de biodiversité dues aux aménagements. Elle a été intégrée dans de nombreuses politiques d'Etats, de prêteurs et d'entreprises (Business and Biodiversity Offsets Program [BBOP], 2012 ; Gardner et al., 2013 ; Société financière internationale [SFI], 2012 ; UICN, 2018a ; Rainey et al., 2014). Les porteurs de projets d'aménagement, lorsque leurs projets sont encadrés par des politiques publiques (« secteurs réglementés »), sont tenus de réduire leurs effets négatifs sur la biodiversité en suivant quatre étapes successives : après avoir évité et réduit ses impacts, restauré ou réhabilité les zones perturbées sur site, (une étape pas toujours isolée en tant que telle), la quatrième étape qui doit être entreprise est la compensation « en nature » de toute perte résiduelle de biodiversité. Lorsqu'elles sont appliquées comme étape finale de la hiérarchie de l'atténuation, les compensations au titre de la biodiversité sont généralement destinées à obtenir un résultat où il n'y a (au moins) « aucune perte nette » de la biodiversité touchée par un projet donné (BBOP, 2012 ; Bull, Gordon, Watson, & Maron, 2016 ; UICN, 2016).

Cependant, la compensation au titre de la biodiversité n'est presque jamais conçue pour être alignée sur l'atteinte d'objectifs nationaux ou infranationaux (« juridictionnels ») de biodiversité visant à mettre un terme au déclin des espèces et des écosystèmes, ou à parvenir à la reconstitution de la biodiversité. Cela est dû en grande partie au fait que l'absence de perte nette de biodiversité au niveau des projets d'aménagement pris individuellement peut avoir une signification très différente de celle de l'absence de perte nette au niveau juridictionnel (Maron et al., 2018). Lorsqu'elle est formulée par rapport à un objectif de biodiversité juridictionnel, l'absence de perte nette implique que la quantité d'un élément particulier de biodiversité (par exemple, « la forêt ») ne doit pas être inférieure à ce qui existe actuellement ; en d'autres termes, cela signifie qu'il n'y a pas de perte nette par rapport à un « scénario de référence

² Un raisonnement contrefactuel est un type particulier de raisonnement qui consiste à modifier en imagination l'issue d'un événement en modifiant l'une de ses causes. Par exemple « si la forêt avait été mise en protection alors que la déforestation est considérée inéluctable car incontrôlée et de sources multiples, elle n'aurait pas disparu ».

fixe » (Maron et al., 2018). Dans un tel scénario, toute forêt perdue (par exemple) doit être remplacée pour obtenir une perte nette nulle, c'est-à-dire pour maintenir la quantité de forêt à son niveau actuel (Figure 1).

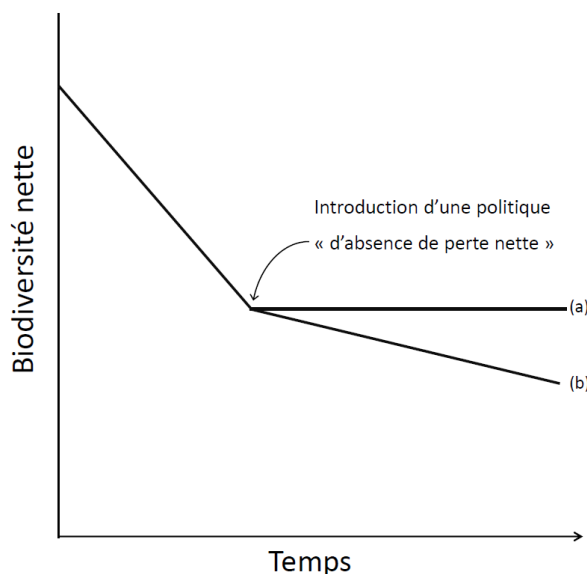


FIGURE 1. « L'absence de perte nette » selon différents scénarios de référence. L'absence de perte nette au niveau juridique implique que la perte de biodiversité est arrêtée de façon absolue par rapport à un scénario de référence fixe, c'est-à-dire que toutes les pertes de biodiversité sont compensées par des gains de même ampleur, ce qui permet de maintenir la biodiversité au même niveau qu'avant que la perte ne se produise (a). Toutefois, et en réalité, les engagements d'absence de perte nette exigent souvent seulement que les projets individuels n'entraînent aucune perte nette par rapport à une situation contrefactuelle de déclin, en protégeant la biodiversité qui pourrait autrement être perdue à l'avenir en raison d'impacts non réglementés par ailleurs (la « perte évitée ») (b). Une telle absence de perte nette au niveau des projets entraîne une perte continue de biodiversité au niveau juridique, bien qu'à un rythme plus lent (figure adaptée de Maron et al., 2018).

C'est rarement ce sens qui est donné à l'expression « absence de perte nette » dans les politiques d'atténuation et de compensation et les directives, qui guident la mise en œuvre de la compensation écologique par les projets d'aménagement plutôt qu'au niveau juridique. L'absence de perte au niveau d'un projet est souvent formulée par rapport à un scénario contrefactuel de déclin, lequel prévoit une perte de biodiversité même sans l'aménagement (et sa compensation) (UICN, 2016 ; Maron, Bull, Evans, & Gordon, 2015). Le raisonnement est que la protection fournie par l'action de compensation permet d'obtenir un « gain » de biodiversité en évitant une perte ou un déclin qui se serait produit autrement. Cette compensation dite de « pertes évitées » (également appelée compensation par la protection) est l'une des deux principales formes de compensation de la biodiversité (l'autre étant la restauration écologique). Elle est considérée comme une approche clé de la compensation dans les politiques et les normes adoptées par les institutions financières (IFC, 2012 ; Groupe Banque mondiale, 2016), les plateformes multipartites (BBOP, 2012 ; UICN, 2016) et les juridictions (Australie, Colombie et Chili ; Maron et al., 2018). Dans une étude mondiale portant sur plus de 12 000 projets de compensation écologique, Bull et Strange (2018) ont constaté qu'environ 66 % des projets étudiés mettaient en œuvre de la compensation par pertes évitées, soit seule, soit en combinaison avec d'autres mesures.

Dans ce contexte, même les meilleures pratiques de compensation se traduisent nécessairement par une perte de biodiversité au fil du temps, car la protection de la biodiversité déjà existante, même si elle devrait diminuer à l'avenir, peut être échangée contre des pertes de biodiversité sur le ou les sites aménagés (Bekessy et al., 2010 ; Buschke, Brownlie, & Manuel, 2017 ; Maron et al., 2018 ; Moilanen & Laitila, 2016). De la même manière, et à l'échelle de plusieurs projets, la compensation qui n'entraîne aucune perte nette par rapport à un scénario contrefactuel de déclin de la biodiversité, conduit au maintien de la tendance à la baisse et correspond à une perte nette au niveau juridique (Figure 1 ; Gibbons & Lindenmayer, 2007 ; Quétier, van Teeffelen, Pilgrim, von Hase, & ten Kate, 2015). L'absence de perte nette de biodiversité définie de manière relative, au niveau des projets, n'équivaut pas à l'absence absolue de perte nette au niveau des juridictions. Ce décalage entraîne une confusion conceptuelle et une ambiguïté sur la signification et l'intention données à l'absence de perte nette en tant qu'objectif stratégique et politique. Elle rend également difficile l'évaluation de la contribution des mesures compensatoires au niveau des projets à des objectifs plus larges de conservation, définis aux niveaux juridiques (Maron et al., 2018). Nous n'avons connaissance que d'une seule politique nationale qui lie les actions compensatoires à l'atteinte d'objectifs de conservation de la biodiversité (en limitant la perte d'écosystèmes à des seuils prédéfinis). Il s'agit du projet de politique nationale de compensation écologique de l'Afrique du Sud (République d'Afrique du Sud, 2017). Si la compensation

écologique continue à se faire indépendamment d'impératifs de conservation à large échelle, le risque est, qu'au mieux, la compensation ne contribue que de manière marginale aux objectifs de conservation et, au pire, qu'elle nuise à l'atteinte de ces objectifs (par exemple, lorsque des approches contrefactuelles qui entérinent des déclin en cours sont utilisées ; Maron et al., 2018). Il est donc nécessaire d'établir un cadre général de référence permettant d'aligner les actions menées à l'échelles des projets dans le cadre de la hiérarchie d'atténuation, et en particulier la compensation écologique des pertes résiduelles, sur des objectifs de biodiversité qu'une juridiction peut s'efforcer d'atteindre.

Nous proposons ici un tel cadre et nous examinons sa pertinence pour le déploiement de politiques et stratégies de conservation de la nature. Nous utilisons ici et tout au long du document le terme « compensation écologique » pour nommer notre approche et la distinguer du concept plus étroit de « offset de biodiversité » basé sur des règles strictes concernant les équivalences de biodiversité et qui vise à atteindre au moins l'absence de perte nette, mais par rapport à un scénario contrefactuel (BBOP, 2012 ; Bull et al., 2016 ; UICN, 2016). Nous discutons des conséquences de ces différentes approches et nous donnons des conseils sur la manière, le lieu et le moment où le cadre que nous présentons pourrait être mis en œuvre. Ce cadre présente de nombreux avantages par rapport à la pratique actuelle. Tout d'abord, il rend explicite la contribution de la compensation écologique à l'atteinte d'objectifs juridiques de biodiversité. Ensuite, il évite d'avoir à effectuer des calculs complexes (et donc très incertains) liés au scénario contrefactuel. Troisièmement, il renforce l'accent mis sur l'évitement, car il identifie explicitement les cas où les pertes de biodiversité nécessitent des actions de restauration écologique pouvant générer des augmentations proportionnelles de biodiversité, ce qui ne sera pas toujours faisable. Quatrièmement, il apporte de la clarté conceptuelle : le résultat net pour un projet donné et sa compensation peut être aligné sur le résultat net souhaité au niveau d'un territoire.

1.1 Objectifs de conservation de biodiversité au niveau des juridictions

Le cadre que nous proposons est général et peut s'appliquer à tout objectif de conservation de biodiversité qui décrit un état souhaité de celle-ci (« objectifs de résultat »), à toute échelle juridique. La fixation de ces objectifs ne fait pas partie du cadre proposé en tant que tel, mais l'existence d'objectifs quantitatifs est une condition préalable indispensable à sa mise en œuvre. En effet, les objectifs auxquels nous faisons référence doivent être fixés indépendamment et en amont des politiques d'atténuation et de compensation. Il s'agit d'éviter ainsi que les objectifs soient conçus pour faciliter telle ou telle approche en matière de compensation.

Les objectifs en matière de biodiversité sont un concept familier. Dans le cadre du plan stratégique de la CDB 2010-2020 (CDB, 2010), plus de 160 Parties à la CDB se sont déjà fixés des objectifs, énoncés dans leurs stratégies et plans d'action nationaux pour la biodiversité (il s'agit de réponses aux 20 objectifs d'Aichi adoptés en 2010 ; PNUE, 2019). Toutefois, il s'agit souvent d'objectifs de moyens plutôt que de résultats (UICN, 2018b), ce qui reflète le fait que les objectifs d'Aichi eux-mêmes sont essentiellement non quantifiables et ne sont pas axés sur des résultats souhaités (Barnes, Glew, Wyborn et Craigie, 2018 ; Butchart, Di Marco et Watson, 2016).

Alors que les Parties à la CDB négocient le cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020, les appels à la clarté se multiplient, et la demande d'objectifs quantifiables fondés sur la science pour la conservation et le retour de la biodiversité et de la nature augmentent (Dinerstein et al., 2019 ; Mace et al., 2018 ; Maron, Simmonds, & Watson, 2018 ; Visconti et al., 2019 ; Watson & Venter, 2017). Ces objectifs de conservation doivent idéalement être intégrés dans les plans d'action nationaux, et liés à la réalisation d'objectifs mondiaux plus larges (UICN, 2018b ; Mace et al., 2018). Il existe de nombreuses orientations sur la fixation des objectifs (Butchart et al., 2016 ; Carwardine, Klein, Wilson, Pressey et Possingham, 2009 ; Di Marco, Watson, Venter et Possingham, 2016 ; Doherty et al., 2018 ; Maron et al., 2018 ; Maxwell et al., 2015 ; Watson et Venter, 2017). Le cadre que nous présentons exige que les objectifs soient mesurables et reflètent explicitement l'état souhaité (le résultat) pour l'élément de biodiversité (par exemple, la population d'une espèce, l'étendue d'un écosystème) pour lequel est fixé l'objectif, plutôt qu'un taux de changement souhaité ou un mécanisme (un moyen) pour atteindre l'objectif. Parmi les exemples d'objectifs de ce type qui existent déjà, citons l'engagement du gouvernement français à soutenir et à maintenir une population de 500 loups pour les années 2018 à 2023 (République française, 2018), et les seuils spécifiques de conservation des écosystèmes intégrés au projet de politique nationale de compensation écologique de l'Afrique du Sud (Brownlie et al., 2017 ; voir Informations complémentaires 1).

2. APERÇU DU CADRE PROPOSÉ

2.1 Alignement de la compensation écologique sur des objectifs juridiques de conservation de la biodiversité

Dans le cadre proposé ici, les résultats ciblés en matière de conservation de la biodiversité, tels que les effectifs d'espèces visées ou l'étendue minimale d'écosystèmes, sont fixés en termes absolus au niveau des juridictions. La démarche nécessaire pour atteindre un objectif de conservation pour une espèce, un assemblage d'espèces ou un écosystème particulier (ci-après, un « élément de biodiversité ») dépend donc de l'état de conservation (par exemple, le nombre, la quantité, la superficie) de l'élément de biodiversité considéré au moment où son objectif de conservation a été fixé à l'échelle de la juridiction (Figure 2).

Lorsqu'un élément de biodiversité est à peu près au niveau de l'objectif de conservation visé, une « absence de perte nette » permanente est requise. Toutes les pertes en élément de biodiversité considéré doivent donc être compensées par des gains proportionnels afin de maintenir l'élément au niveau visé. Selon cette logique, lorsqu'un élément de biodiversité est inférieur au niveau de l'objectif de conservation attendu, un « gain net » est nécessaire, ce qui signifie que le niveau de l'élément de biodiversité doit augmenter en termes absolus jusqu'au point (au moins) où l'objectif qui lui est assigné est atteint. Une « perte nette maîtrisée » (ou « gérée ») peut être acceptable dans des circonstances exceptionnelles, lorsqu'un élément de biodiversité est à un niveau de conservation mesurable supérieur à l'objectif qui lui aurait été fixé. On peut accepter la fixation d'un objectif inférieur aux niveaux actuels si : (a) l'élément donné de biodiversité est très commun et très répandu, (b) certaines pertes au niveau juridique peuvent se produire sans compromettre l'intégrité et la fonctionnalité écologiques de l'élément (par exemple, la viabilité de la population d'espèce, la conservation d'habitats intacts), et si (c) la réduction continue et strictement maîtrisée jusqu'à un niveau prédéterminé (l'objectif) est socialement acceptable.

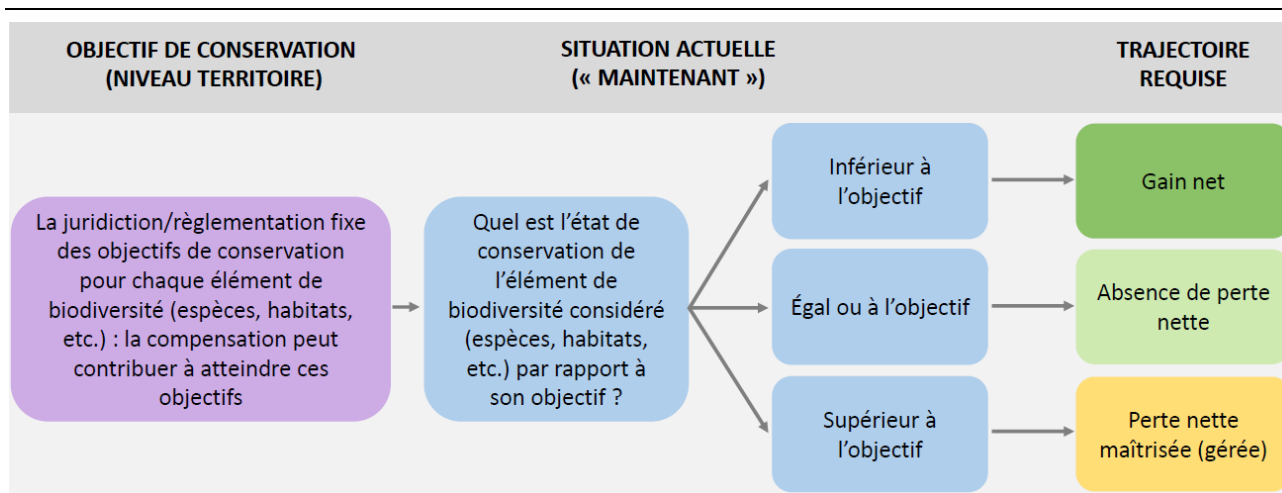


FIGURE 2. L'alignement de la compensation écologique sur des objectifs juridiques de conservation de la biodiversité commence par l'identification de la trajectoire à suivre pour atteindre les résultats nets correspondants à ces objectifs. La trajectoire requise varie selon qu'un élément de biodiversité est à un niveau supérieur, égal ou inférieur à l'objectif de biodiversité défini au niveau de la juridiction, au moment où l'objectif est fixé (« Maintenant »).

Une fois qu'une juridiction a établi des objectifs de conservation, et donc spécifié la démarche requise pour ses éléments de biodiversité, la mise en œuvre de la hiérarchie d'atténuation au niveau d'un projet peut contribuer à l'atteinte de ces objectifs correspondants. L'approche de compensation des pertes résiduelles de biodiversité au niveau d'un projet dépend alors de plusieurs facteurs. Le type d'action compensatoire à mener dépend de la question de savoir si l'atteinte de l'objectif juridique de conservation de biodiversité nécessite un gain net, l'absence de perte nette ou, dans certains cas, tolère ou autorise une perte nette maîtrisée. Le volume ou la taille de la compensation requise pour un projet donné dépend de celui de la perte résiduelle, de la part de biodiversité affectée qui subsiste dans la juridiction par rapport à son objectif particulier, et des décisions politiques concernant le partage des responsabilités entre les secteurs économiques. Nous présentons ci-dessous chacune de ces considérations.

2.2 Atteinte des objectifs juridiques : Amélioration, Maintien et Evitement

Il existe ici deux grands types de compensation écologique : le Maintien et l'Amélioration de l'état de conservation. Nous entendons par « Maintien » la prévention d'une menace afin d'assurer la persistance d'un élément de biodiversité dans son état, son étendue ou sa population actuels (et son état de conservation), par exemple par la mise en place d'un zonage de protection réglementaire sur un site de compensation. L'objectif du Maintien est de prévenir la perte future de la biodiversité existante sur le site de compensation (c'est-à-dire d'éviter les pertes futures). Le résultat net des interventions visant le simple Maintien de l'état de conservation d'un élément de biodiversité est *in fine* une réduction (perte) de cet élément à l'échelle d'une juridiction ou d'un territoire car la perte due à l'aménagement est alors « compensée » par la persistance de ce même élément de biodiversité là où il existe déjà, sur un ou plusieurs autres sites.

Ceci contraste avec « l'Amélioration », qui implique la production d'une augmentation quantifiable de l'élément de biodiversité considéré. L'Amélioration peut prendre diverses formes et résulter de diverses interventions telles que la restauration d'habitat (par exemple, la diversification de la végétation indigène) ou la suppression de pressions pour permettre indirectement aux populations d'augmenter en nombre (par exemple, via le contrôle d'espèces exotiques envahissantes). Dans les faits, les interventions qui permettent d'assurer le Maintien et l'Amélioration d'un site peuvent se chevaucher : la protection réglementaire d'un site et sa gestion conservatoire peuvent préserver l'état écologique de

ce site (Maintien), mais une gestion plus intense peut permettre une amélioration de son état écologique ; de même, la protection réglementaire d'un site dégradé peut, avec le temps et également de la gestion adaptée, permettre sa régénération naturelle (Amélioration). En général, le Maintien est un préalable indispensable et complémentaire à l'Amélioration de l'état de conservation d'un site (par exemple sécuriser un site contenant l'élément de biodiversité ciblé, ou son habitat, en vue de son amélioration).

Les mesures d'Amélioration sont, au final, essentielles pour atteindre l'absence de perte nette ou un gain net au niveau juridique ; ce n'est qu'en augmentant l'étendue et/ou l'état ou la quantité d'un élément de biodiversité que l'on peut atteindre l'objectif d'absence de perte nette (ou de gain net) avec l'approche proposée ici (Figures 3a et 3b). Lorsqu'il est soigneusement lié aux objectifs de conservation de biodiversité, le Maintien peut être utilisé pour contribuer à une perte nette maîtrisée, jusqu'à ce que l'objectif correspondant soit atteint, après quoi l'Amélioration devient une réponse *sine qua non* à toute perte autorisée (Figure 3c). En outre, si le Maintien ne peut à lui seul permettre d'atteindre l'objectif d'absence de perte nette ou de gain net au niveau juridique, il peut constituer une intervention transitoire nécessaire pour atteindre ces résultats dans la situation courante où un élément de biodiversité (a) est en dessous de son objectif de conservation, et (b) subit une perte rapide et continue due à des pressions non réglementées où la hiérarchie d'atténuation n'est pas pleinement appliquée. Dans ces circonstances, le Maintien peut être considéré comme une compensation écologique appropriée pour une période transitoire, parallèlement ou préalablement à la compensation par l'Amélioration (Figure 3d). Toutefois, pour qu'une telle approche constitue un pas vers l'absence de perte nette ou le gain net de biodiversité, il est nécessaire de fixer des limites strictes aux phases de transition (voir Informations complémentaires 1).

Comme le présent cadre lie explicitement la compensation écologique aux résultats associés à des objectifs de conservation au niveau des juridictions, il renforce l'accent mis sur l'application rigoureuse des étapes de la hiérarchie d'atténuation. Au niveau juridique, aucune absence de perte nette ou gain net de biodiversité ne peut se produire sans que les pertes soient compensées par des actions d'Amélioration telles que la restauration d'habitats ou l'augmentation des populations d'espèces. Cependant, pour certains éléments de biodiversité, la production de gains de biodiversité par des actions telles que la restauration est soit entravée par une grande incertitude, soit tout simplement impossible (en raison, par exemple, de délais importants ; Curran, Hellweg, & Beck, 2014 ; Gibbons et al., 2016 ; Maron et al., 2012 ; Moilanen, van Teeffelen, Ben-Haim, & Ferrier, 2009 ; Pilgrim et al., 2013). Cette réalité limite considérablement les types d'éléments de biodiversité pour lesquels il est possible d'atteindre l'objectif d'absence de perte nette ou de gain net. Les pertes d'éléments irremplaçables de biodiversité ne peuvent tout simplement pas être traitées par la compensation écologique, à moins que l'objectif juridique n'implique une perte nette, maîtrisée. Si une perte nette (maîtrisée) supplémentaire est inacceptable, la seule option est d'appliquer plus rigoureusement les premières étapes de la hiérarchie d'atténuation et donc avant tout d'éviter entièrement les pertes.

2.3 Combien de compensation écologique est requise pour une perte de biodiversité donnée ?

Le cadre proposé ne dépend plus du processus complexe et souvent contre-intuitif de définition de scénarios contrefactuels dynamiques pour établir quel type d'action (et en quelle quantité) est nécessaire pour compenser une perte de biodiversité donnée (comme le font les traditionnels « offsets de biodiversité »). Cela est notamment dû au fait qu'au lieu de baser l'approche sur un scénario contrefactuel dynamique, on utilise un point de référence fixé à un niveau particulier, qui devient l'objectif. Le volume ou la taille de la compensation écologique requise pour un projet donné est déterminé à la fois par la perte résiduelle subie par un élément particulier de biodiversité en raison du projet d'aménagement, par la trajectoire requise pour atteindre l'objectif de conservation associé (par exemple, l'absence de perte nette), ainsi que par plusieurs considérations supplémentaires (décrites ci-dessous) que l'on prend en compte dans le calcul d'un ratio de compensation. Les ratios de compensation (parfois appelés « coefficients multiplicateurs ») détaillés ici ne doivent être établis qu'une seule fois, lors de la mise en place du dispositif d'atténuation et de compensation, et appliqués de manière cohérente à tous les projets.

Le ratio de compensation fixe la quantité d'Amélioration ou de Maintien nécessaire par unité de perte résiduelle pour que la compensation contribue à l'atteinte d'un objectif de conservation, comme le montre la Figure 3. La première étape du calcul du ratio de compensation consiste à estimer la part de l'élément de biodiversité affectée existante (x) par rapport à son objectif de conservation (à l'instant « t » = 0, lorsque l'objectif, B , a été fixé). Le montant à l'instant « t » de x comprend deux parties : la proportion considérée comme effectivement protégée (par exemple, les zones protégées dotées de toutes les ressources nécessaires) ou qu'il est déjà prévu de protéger ($x_p(0)$), et la proportion qui est toujours susceptible d'être perdue, y compris en raison de projets d'aménagement ($x_a(0)$). Les endroits identifiés comme étant sous protection effective (x_p) ne peuvent être utilisés à des fins de compensation écologique.

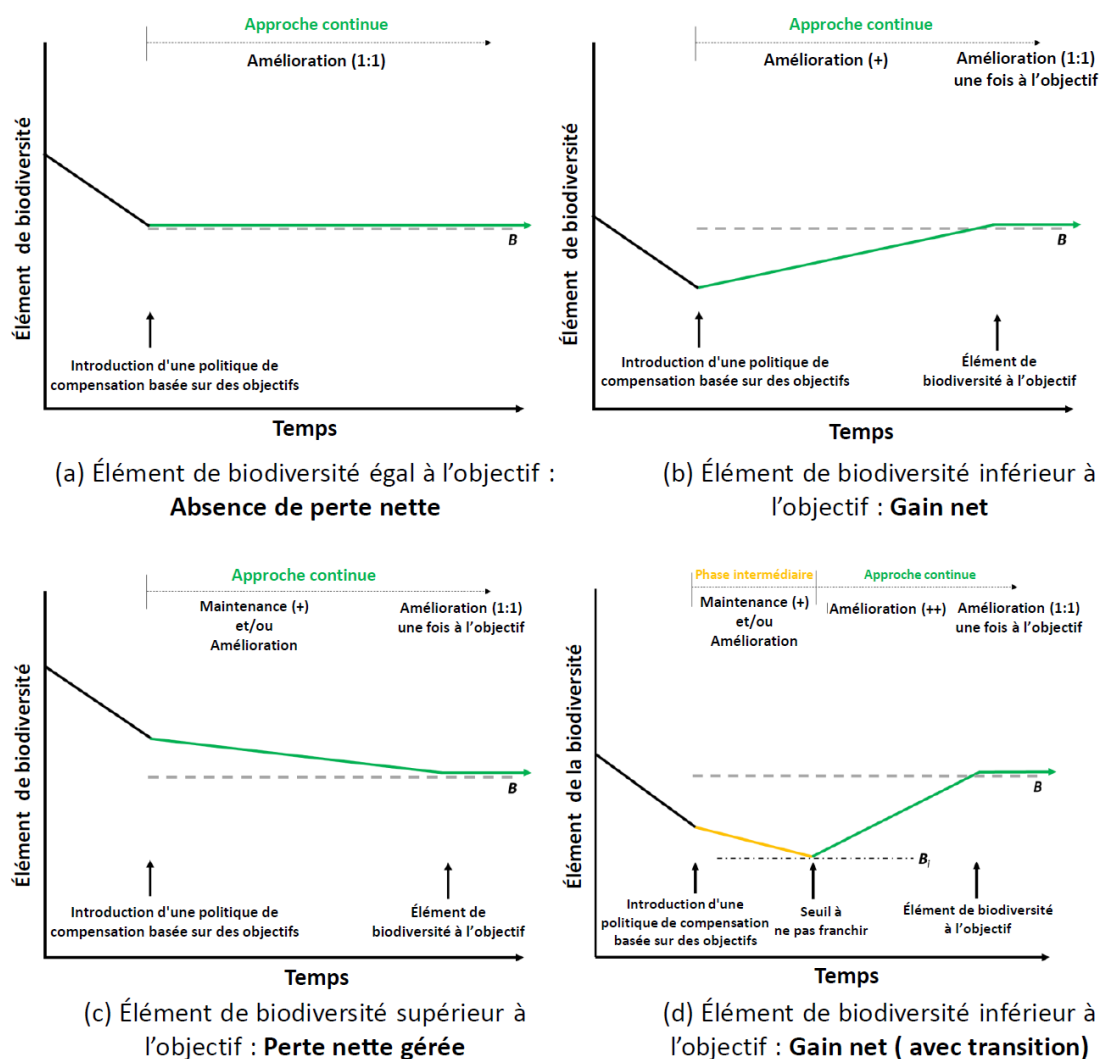


FIGURE 3. Illustration de la démarche de compensation écologique basée sur des objectifs visant à la réalisation : (a) de l'absence de perte nette, (b) d'un gain net, (c) d'une perte nette maîtrisée ou gérée, et (d) d'un gain net en utilisant une démarche transitoire dans laquelle des actions de Maintien peuvent être entreprises pendant une certaine période de temps pour aider à endiguer les pertes non réglementées, avant que les actions d'Amélioration ne deviennent l'exigence par défaut. La ligne en pointillés sur chaque graphique représente le niveau visé (objectif) (B) pour l'élément de biodiversité considéré. L'effort indicatif de l'Amélioration et/ou du Maintien (indiqué par « + ») dépend de la différence entre le niveau de l'élément de biodiversité et l'objectif (et dans le cas de l'approche transitoire [d]), du seuil (B_i) que l'élément de biodiversité ne doit pas franchir - voir les Informations complémentaires 1). Note importante : la compensation des pertes résiduelles dues à un aménagement est une action spécifique parmi une série de mesures complémentaires visant à s'inscrire dans la trajectoire souhaitée et, en fin de compte, atteindre un objectif de conservation donné. Au moment où l'objectif de conservation est atteint, le Maintien de l'élément de biodiversité à ce niveau de conservation exige que les pertes soient compensées dans un rapport de 1 pour 1 (les objectifs pouvant également être révisés à la hausse).

Lorsque l'absence de perte nette ou le gain net de biodiversité sont nécessaires pour atteindre un objectif de conservation, le ratio de compensation (gain par Amélioration) requis pour une unité donnée de perte d'un élément particulier de biodiversité est :

$$\text{Ratio de compensation (Amélioration)} = \frac{(B - x_p(0))}{x_a(0)} \quad (1)$$

Si la perte nette maîtrisée ou gérée est jugée acceptable, le ratio de compensation (Maintien de biodiversité existante) nécessaire pour une unité donnée de perte d'un élément particulier de biodiversité est :

$$\text{Ratio de compensation (Maintien)} = \left(\frac{B - x_p(0)}{x(0) - B} \right) \quad (2)$$

Dans la phase transitoire (Figure 3d), on utilise l'équation (2) pour fixer les exigences de maintien visant à garantir qu'un

objectif intermédiaire (ou seuil) B_i n'est pas franchi, avant le passage à l'Amélioration en utilisant l'équation (1) pour atteindre l'objectif souhaité. De plus amples détails sur le calcul des ratios de compensation pour l'Amélioration et le Maintien (y compris pour la phase transitoire) sont fournis dans les Informations complémentaires 1 et 2.

Pour illustrer ces ratios, la compensation d'une perte de 100 ha d'habitat au niveau d'un projet, dans le but d'un gain net lié à un objectif de doublement de l'habitat actuellement disponible pour une espèce, nécessite un ratio d'amélioration de 2 pour 1. Ce calcul est basé sur l'hypothèse qu'aucun des éléments de biodiversité n'est actuellement protégé, et que tous les impacts négatifs sur cet élément de biodiversité sont réglementés (c'est-à-dire qu'ils suivent la hiérarchie d'atténuation). En l'espèce, un ratio de 2 pour 1 exige que 200 ha d'habitat équivalent « nouveau » soient créés (et maintenus) avec succès pour compenser la perte. De même, la perte nette maîtrisée dans laquelle 90 % d'un écosystème restant doit être préservé, nécessitera un ratio de maintien de 9 pour 1, dans lequel neuf fois la surface impactée (perte résiduelle) est sécurisée ailleurs et préservée à l'avenir. Là encore, cela suppose qu'il n'y a pas de protection en place pour cet écosystème, ni de pertes non réglementées. Si, par exemple, la moitié de l'écosystème restant était déjà efficacement protégé, le ratio serait de 4 pour 1.

Ces ratios de compensation peuvent varier en fonction des objectifs des politiques d'atténuation et de compensation. Par exemple, les ratios présentés ci-dessus sont basés sur une contribution proportionnelle à la réalisation de l'objectif. En d'autres termes, afin de tendre vers l'objectif, une unité de perte causée par un secteur réglementé nécessite le même ratio et donc le même volume de compensation qu'une unité de perte non réglementée (dont la responsabilité incombe alors, de fait, aux acteurs publics). Toutefois, dans certains cas, une juridiction peut exiger que les secteurs réglementés contribuent de manière disproportionnée à la réalisation d'un objectif. Par exemple, il peut être exigé que certains secteurs apportent des contributions supplémentaires à un objectif de conservation de biodiversité allant au-delà de la simple compensation de leurs propres impacts. Les autorités peuvent également devoir assumer une partie de la responsabilité de la compensation pour limiter les exigences dans certains secteurs. Les décisions officielles concernant la responsabilité proportionnelle ou au contraire disproportionnée et le périmètre des politiques et réglementations associées (quels secteurs ou quel type d'impact sont réglementés) peuvent affecter à la fois les ratios de compensation pour les secteurs réglementés et le degré de responsabilité incombant aux autorités pour couvrir les pertes non compensées et s'inscrire dans la trajectoire requise pour atteindre les objectifs de conservation définis au niveau de la juridiction. Par conséquent, ces règles doivent être établies et prises en compte au moment de l'élaboration de la politique et des réglementations associées, lorsque les ratios sont calculés (c'est-à-dire avant la mise en œuvre de la politique - Informations complémentaires 2). La responsabilité de chaque partie prenante est alors définie de manière claire et transparente, à savoir quel acteur doit faire quelle action, dans quelle proportion et pourquoi, pour compenser les impacts résiduels tout en contribuant à la réalisation des objectifs de conservation.

Les délais et l'incertitude quant à la réussite des compensations sont également souvent traités par l'ajustement des ratios. Il est possible d'intégrer ces facteurs dans la démarche en augmentant le cas échéant et de façon appropriée les ratios de compensation (Bull, Lloyd, & Strange, 2017 ; Laitila, Moilanen, & Pouzols, 2014 ; Moilanen & Kotiaho, 2018). Cela s'applique en particulier lorsque l'on vise l'Amélioration, si le ratio non ajusté suppose une compensation instantanée totale et certaine. Le ratio de compensation visant l'Amélioration définit ainsi la compensation minimale requise pour une unité de perte particulière (pour contribuer à la réalisation de l'objectif) mais il peut être augmenté pour tenir compte de délais de mise en œuvre et des incertitudes (par exemple si la restauration n'est pas totalement réussie ; Maron et al., 2012 ; Moilanen et al., 2009).

2.4 Contraste avec la compensation contrefactuelle

La compensation écologique basée sur des objectifs de conservation de biodiversité, telle qu'elle est décrite dans le présent cadre, et la compensation contrefactuelle (les « offsets de biodiversité »), exigent toutes deux un respect strict de la hiérarchie d'atténuation, la quantification des pertes résiduelles et la détermination des exigences compensatoires pour ces pertes. La différence fondamentale réside dans la manière dont est calculée la compensation écologique requise pour un élément de biodiversité - désormais basée sur l'objectif de conservation global, à l'échelle juridictionnelle, pour l'élément de biodiversité en question, et sur les choix politiques pour l'atteindre, plutôt que simplement sur une évaluation spécifique à un projet donné, et déterminée via des scénarios contrefactuels complexes. Ces différences, ainsi que d'autres, sont résumées au Tableau 1. Nous notons que certaines juridictions peuvent ne pas disposer d'un environnement favorable pour (a) élaborer et mettre en œuvre une politique compensatoire, et (b) déterminer et promulguer soit des objectifs de conservation de la biodiversité, soit des mécanismes pour les atteindre. Dans de telles circonstances, la compensation contrefactuelle peut être plus appropriée, bien qu'elle doive être considérée comme une solution temporaire compte tenu de sa propension inhérente à l'épuisement non maîtrisé de la biodiversité. Dès lors qu'il est possible de fixer des objectifs de conservation appropriés et scientifiquement solides en matière de biodiversité, nous suggérons de passer à une approche de la compensation écologique basée sur de tels objectifs.

TABLEAU 1. Comparaison entre la compensation contrefactuelle et la compensation écologique basée sur des objectifs de conservation.

	Avantages	Risques et défis
Compensation basée sur un scénario contrefactuel (visant à l'absence de perte nette dans un scénario contrefactuel)	<ul style="list-style-type: none"> • Peut être mise en œuvre en l'absence d'objectifs de conservation clairement définis. • Augmente l'attention sur la différence apportée par une intervention de conservation. • Peut être mise en œuvre pour des projets individuels dans des contextes peu réglementés. • Les principaux concepts et démarches sont familiers à de nombreux praticiens / décideurs politiques. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les résultats sont liés à une trajectoire contrefactuelle changeante qui ne peut être connue à l'avance, mais seulement estimée. • Le déclin de la biodiversité se poursuit même si un projet peut n'enregistrer aucune perte nette relative au scénario contrefactuel de déclin. • La construction de scénarii contrefactuels solides est conceptuellement complexe et peut être gourmande en données. • Le type et la quantité d'actions de compensation nécessaires sont très sensibles aux hypothèses sur la trajectoire contrefactuelle. • Le point final de la trajectoire de biodiversité est implicite ou inconnu. • Il est relativement facile de manipuler le scénario contrefactuel et donc de fausser le résultat net.
Compensation écologique basée sur des objectifs de conservation (visant des résultats juridictionnels nets liés à des objectifs spécifiques en matière de conservation de la biodiversité)	<ul style="list-style-type: none"> • Aligne les résultats d'actions réglementées par une politique de compensation avec des objectifs territoriaux en matière de conservation. • Les résultats sont explicites et articulés par rapport à un point de repère temporel défini et fixe. • Les notions « d'absence de perte nette », de « gain net » et de « perte nette maîtrisée » sont intuitives. • Standardise le calcul du type et de l'ampleur de la compensation écologique requise. • Les scénarios contrefactuels complexes et dynamiques ne sont pas nécessaires. 	<ul style="list-style-type: none"> • Exige la définition d'objectifs de conservation ce qui peut inciter à « placer la barre plus bas » pour faciliter une politique compensatoire de « statu quo » (ceci n'est pas préconisée par le présent cadre). • Nécessite une estimation de la différence entre l'état cible et l'état actuel des éléments de biodiversité impactés. • Lorsque les objectifs sont en contradiction avec des actions en cours ou sont prévues en dehors du champ d'application de la politique de compensation, les actions fondées sur des objectifs peuvent être insuffisantes. • La compensation écologique basée sur des objectifs est un concept relativement nouveau (bien que des approches similaires existent dans certaines juridictions) et nécessitera des adaptations.

3. CONSIDÉRATIONS EN MATIÈRE DE MISE EN ŒUVRE

Si, dans son ensemble, la compensation écologique basée sur des objectifs de conservation représente une nouvelle alternative au paradigme qui prévaut actuellement, ses composantes sont familières, et la plupart des éléments des normes existantes restent applicables (BBOP, 2012 ; Gardner et al., 2013 ; Gelcich, Vargas, Carreras, Castilla, & Donlan, 2017 ; UICN, 2016). Un système basé sur des objectifs n'implique de modifier que la dernière étape de la désormais bien établie hiérarchie d'atténuation, principalement le dimensionnement des mesures compensatoires. Les actions sur le terrain (Amélioration ou Maintien de la biodiversité dans un lieu particulier) ne sont pas différentes de celles qui sont menées dans le cadre des pratiques actuelles de compensation, et sont soumises aux mêmes défis, dont la plupart concernent aussi les activités de conservation de la nature en général. Les objectifs de conservation en matière de biodiversité sont déjà au cœur des engagements internationaux et des politiques nationales. La compensation écologique basée sur de tels objectifs aide simplement à lier les réponses apportées au niveau des projets à ces grands

objectifs de biodiversité, afin d'obtenir des résultats satisfaisants pour les parties prenantes et pour la biodiversité. Elle doit être mise en œuvre en synergie avec d'autres considérations relatives à la conservation et à l'aménagement durable : priorisation des éléments de biodiversité, planification territoriale et approches à l'échelle des paysages, impacts sur les populations humaines (voir Informations complémentaires 3).

Adopter la démarche que nous proposons comporte des risques. Tout d'abord, la modification des réglementations existantes, qui (actuellement) favorisent la compensation par pertes évitées, peut entraîner des résultats insuffisants en matière de biodiversité si le plus urgent ou le plus important, à court terme, est de protéger la biodiversité hautement menacée par des pressions non réglementées. Notre cadre de travail prend en compte cette question en incorporant une « démarche progressive » (voir ci-dessus ; Informations complémentaires 1). Ensuite, le fait d'avoir des objectifs basés sur des résultats impose un niveau de responsabilité à ceux qui les fixent et à ceux qui doivent contribuer à leur réalisation. Cela peut encourager la fixation d'objectifs « faciles à atteindre » ou peu ambitieux et conduire ainsi à des exigences compensatoires peu élevées, d'où la nécessité de fixer des objectifs scientifiques qui soient établis indépendamment de la conception du régime compensatoire. Tant que ces objectifs existent, la simplicité du calcul des exigences compensatoires et la transparence de la contribution que les compensations apportent à un objectif donné se traduisent par une plus grande certitude pour toutes les parties prenantes, ainsi que par des contrôles réglementaires et des audits de conformité plus simples.

L'opérationnalisation de la compensation écologique basée sur des objectifs peut s'inspirer des enseignements tirés d'autres cadres politiques. Par exemple, REDD+ est un mécanisme de la Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) qui reconnaît la contribution de la protection des forêts à la réalisation d'objectifs climatiques mondiaux. Des défis ont été identifiés concernant sa gouvernance multi-niveaux, la comptabilité des « crédit carbone », les mesures incitatives, et la mise en œuvre (par exemple, la prise de décision ; Cortez et al., 2010 ; Ravikumar, Larson, Duchelle, Myers, & Gonzales Tovar, 2015). Cela a conduit à l'élaboration de cadres de mise en œuvre (par exemple, l'approche « imbriquée » proposée par Cortez et al., 2010), dont l'un des principaux enseignements est que la réalisation des objectifs nationaux dépend d'acteurs opérant à des échelles multiples, ce qui nécessite des protocoles pour leur engagement, notamment dans la prise de décision et le partage des bénéfices. À la lumière de l'expérience de REDD+, la coordination entre les acteurs, et en particulier ceux qui entreprennent des projets « sur le terrain » pour contribuer à l'atteinte d'objectifs juridiques de conservation de la biodiversité, sera cruciale pour une mise en œuvre réussie de la compensation écologique basée sur des objectifs.

Au Brésil, les exigences de protection d'une proportion minimum de végétation native sur les propriétés privées (les « réserves légales » au titre du Code forestier brésilien) ont pour but d'aider à atteindre les objectifs de conservation de la végétation à l'échelle biorégionale. L'approche globale du Brésil a l'avantage de la transparence dans les résultats souhaités, avec des mécanismes conçus explicitement pour y parvenir (Metzger et al., 2019). Toutefois, les critiques concernant son caractère restrictif pour les entreprises et les propriétaires terriens ont conduit à un assouplissement de ses exigences au fil du temps (par exemple, l'amnistie pour la déforestation illégale sur les petites propriétés ; Soares-Filho et al., 2014), et même à la demande de son arrêt. Cela souligne le risque de mettre en œuvre une réglementation environnementale qui rend un bien public dépendant de contributions d'industriels et de particuliers (par exemple, des objectifs environnementaux explicites).

Une approche de la compensation écologique basée sur des objectifs de conservation de la biodiversité serait plus efficace si elle est élaborée dans le cadre d'une politique coordonnée à l'échelle de la juridiction, avec à la fois des résultats nets fixés par les juridictions et des ratios de compensation (Amélioration/Maintien) calculés dès le départ. Les principales conditions favorables (ou, à l'inverse, les obstacles à la mise en œuvre, lorsque ces conditions font défaut) permettant de mettre en œuvre la démarche à l'échelle juridictionnelle comprennent des informations de base sur l'étendue / la quantité et l'état de conservation des éléments de biodiversité qui sont visés par la politique, y compris la quantité de biodiversité considérée comme déjà efficacement protégée, et le contrôle réglementaire d'au moins certains secteurs qui causent les pertes de biodiversité. Ensemble, ces conditions peuvent permettre de calculer des ratios de compensation et d'identifier les lieux adaptés à la mise en œuvre des actions de Maintien ou d'Amélioration. Une fois ce travail (non négligeable) effectué, le processus d'identification d'une compensation écologique qui soit appropriée à l'échelle d'un projet est alors grandement simplifié.

Au-delà des politiques juridictionnelles, la plupart des institutions financières multilatérales font référence à des exigences « d'absence de perte nette » et même de « gain net » selon une échelle de risques liés à la perte de biodiversité. Par exemple, la norme de performance n°6 de l'IFC exige une absence de perte nette lorsque cela est possible pour les habitats naturels, tandis qu'un gain net est requis pour les projets situés dans des « habitats critiques » (IFC, 2012). Un protocole simplifié s'appuyant sur des ratios contribuant aux objectifs de conservation à l'échelle juridictionnelle pourrait faciliter les investissements de ces institutions ; il représente aussi un objectif recherché pour les institutions financières multilatérales ayant pour mandat d'engager le secteur public dans des réformes visant à faciliter le développement durable.

Qu'il soit intégré dans une politique juridictionnelle ou dans les normes sectorielles ou des entreprises, ce cadre

n'implique pas que les porteurs de projets d'aménagement doivent assumer tout le poids des objectifs juridiques en matière de conservation de la biodiversité, ni que la compensation écologique soit la seule voie pour les atteindre. Dès lors, la part qui revient aux porteurs de projet est une décision politique qui doit être définie et émaner des autorités publiques (voir Résultats - Informations complémentaires 2). Fondamentalement, ce cadre offre une approche systématique permettant de déterminer une compensation écologique au niveau d'un projet et qui soit compatible avec la réalisation d'objectifs de conservation de la biodiversité à l'échelle juridique. Plus la portée de la politique associée est étendue, c'est-à-dire plus les secteurs de développement sont réglementés et tenus de compenser les pertes de biodiversité découlant de leurs activités, plus la contribution des aménageurs à la réalisation des objectifs de conservation de la biodiversité d'une juridiction est importante.

Toutefois, il est rare, voire impossible, qu'une politique de compensation écologique soit suffisamment couvrante pour englober tous les processus impliqués dans les pertes de biodiversité. Cela signifie que les acteurs autres que les aménageurs (et en particulier les autorités publiques) doivent être en capacité de traiter les pertes de biodiversité qui dépassent le champ d'application de la politique de compensation (pertes non encadrées par la réglementation), notamment en y associant un large éventail d'autres mesures de conservation complémentaires, effectivement mises en œuvre pour contribuer à la réalisation des objectifs visés. Ce cadre de compensation écologique implique donc de définir clairement ce qui est attendu des aménageurs et des autorités juridiques pour traiter les pertes de biodiversité, de sorte que les mesures compensatoires, parallèlement à d'autres actions de conservation (et investissements associés), puissent contribuer à la réalisation des objectifs de conservation de la biodiversité visés.

La compensation écologique doit toujours être une option de dernier recours. Dans les cas où les éléments de biodiversité exposés aux pertes résiduelles d'un projet sont en danger et irremplaçables (en d'autres termes, s'ils ne peuvent pas être restaurés, enrichis ou recréés), la compensation écologique ne peut pas être acceptable, et les pertes doivent être complètement évitées. Lorsque les pertes résiduelles peuvent être raisonnablement traitées par des interventions compensatoires, le présent cadre axé sur des objectifs offre une voie vers des résultats plus transparents et plus efficaces, à des échelles qui font sens. Il lie explicitement les actions compensatoires à des objectifs plus larges de conservation de la biodiversité, et clarifie et simplifie les attentes et les exigences qui s'imposent aux aménageurs. À cet égard, face aux pressions actuelles de l'aménagement, il représente une étape vers la planification coordonnée et les actions intégrées qui seront cruciales pour endiguer et inverser les pertes de biodiversité.











REMERCIEMENTS

Les recherches présentées ici ont été menées par le groupe de travail sur la conservation compensatoire réuni par le partenariat *Science for Nature and People* (SNAPP), une collaboration entre *The Nature Conservancy*, la *Wildlife Conservation Society* et le *National Center for Ecological Analysis and Synthesis* (NCEAS). Elle a également été soutenue par le projet COMBO financé par l'Agence Française de Développement, le Fonds Français pour l'Environnement Mondial et la Fondation MAVIA, et a bénéficié d'un financement du Programme national des sciences de l'environnement du gouvernement australien par le biais du projet 5.1 du *Threatened Species Recovery Hub*. Martine Maron est soutenue par la bourse *ARC Future Fellowship* FT140100516. L.J.S. est soutenue par ARC DECRA DE170100684. Guy Dutson et Leon Bennun déclarent qu'ils perçoivent des revenus de contrats commerciaux pour des services de consultant liés à l'élaboration et à la mise en œuvre de politiques de compensation au titre de la biodiversité.

CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

Ce cadre a été élaboré par un groupe de travail dirigé par Martine Maron et James E. M. Watson. Tous les auteurs ont contribué à l'élaboration du cadre. Jeremy S. Simmonds a dirigé la rédaction du manuscrit, et tous les auteurs ont contribué à sa préparation, et ont approuvé la version finale pour soumission.

ORCID

Jeremy S. Simmonds  <https://orcid.org/0000-0002-1662-5908>
Laura J. Sonter  <https://orcid.org/0000-0002-6590-3986>
James E.M. Watson  <https://orcid.org/0000-0003-4942-1984>
Leon Bennun  <https://orcid.org/0000-0002-1671-9402>
Victoria F. Griffiths  <https://orcid.org/0000-0002-6042-4628>
Julia P.G. Jones  <https://orcid.org/0000-0002-5199-3335>
Hugh P. Possingham  <https://orcid.org/0000-0001-7755-996X>
Fabien Quétier  <https://orcid.org/0000-0002-3767-0353>
Dilys Roe  <https://orcid.org/0000-0002-6547-6427>
Martine Maron  <https://orcid.org/0000-0002-5563-5789>

RÉFÉRENCES

- Barnes, M. D., Glew, L., Wyborn, C., & Craigie, I. D. (2018). Prevent perverse outcomes from global protected area policy. *Nature Ecology & Evolution*, 2(5), 759–762. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0501-y>.
- Bekessy, S. A., Wintle, B. A., Lindenmayer, D. B., McCarthy, M. A., Colyvan, M., Burgman, M. A., & Possingham, H. P. (2010). The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters*, 3(3), 151–158. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00110.x>.
- Brownlie, S., von Hase, A., Botha, M., Manuel, J., Balmforth, Z., & Jenner, N. (2017). Biodiversity offsets in South Africa—Challenges and potential solutions. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 35(3), 248–256. <https://doi.org/10.1080/14615517.2017.1322810>.
- Bull, J. W., Gordon, A., Watson, J. E. M., & Maron, M. (2016). Seeking convergence on the key concepts in ‘no net loss’ policy. *Journal of Applied Ecology*, 53(6), 1686–1693. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12726>.
- Bull, J. W., Lloyd, S. P., & Strange, N. (2017). Implementation gap between the theory and practice of biodiversity offset multipliers. *Conservation Letters*, 10(6), 656–669. <https://doi.org/10.1111/conl.12335>.
- Bull, J.W., & Strange, N. (2018). The global extent of biodiversity offset implementation under no net loss policies. *Nature Sustainability*, 1, 790–798.
- Buschke, F. T., Brownlie, S., & Manuel, J. (2017). The conservation costs and economic benefits of using biodiversity offsets to meet international targets for protected area expansion. *Oryx*, 53, 732–740. <https://doi.org/10.1017/S0030605317001521>.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (2009). *Biodiversity Offset Design Handbook*. Washington, DC: BBOP.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (2012). *Standard on Biodiversity Offsets*. Washington, DC: BBOP.
- Butchart, S. H. M., Di Marco, M., & Watson, J. E. M. (2016). Formulating smart commitments on biodiversity: Lessons from the Aichi Targets. *Conservation Letters*, 9(6), 457–468. <https://doi.org/10.1111/conl.12278>.
- Carwardine, J., Klein, C. J., Wilson, K.A., Pressey, R. L., & Possingham, H. P. (2009). Hitting the target and missing the point: Target-based conservation planning in context. *Conservation Letters*, 2(1), 4–11. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00042.x>.
- Convention on Biological Diversity. (2010). *The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets*. Retrieved from: <https://www.cbd.int/kb/record/decision/12268>.
- Cortez, R., Saines, R., Griscom, B., Martin, M., De Deo, D., Fishbein, G., ... Marsh, D. (2010). *A nested approach to REDD+*. Arlington, VA: The Nature Conservancy.
- Curran, M., Hellweg, S., & Beck, J. (2014). Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*, 24(4), 617–632. <https://doi.org/10.1890/13-0243.1>.
- Di Marco, M., Watson, J. E. M., Venter, O., & Possingham, H. P. (2016). Global biodiversity targets require both sufficiency and efficiency. *Conservation Letters*, 9(6), 395–397. <https://doi.org/10.1111/conl.12299>.
- Dinerstein, E., Vynne, C., Sala, E., Joshi, A. R., Fernando, S., Lovejoy, T. E., Wikramanayake, E. (2019). A Global Deal for Nature: Guiding principles, milestones, and targets. *Science Advances*, 5(4), eaaw2869. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaw2869>.
- Doherty, T. S., Bland, L. M., Bryan, B. A., Neale, T., Nicholson, E., Ritchie, E. G., & Driscoll, D. A. (2018). Expanding the role of targets in conservation policy. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(11), 809–812. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.08.014>.
- Gardner, T. A., von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Pilgrim, J. D., Savy, C. E., ten Kate, K. (2013). Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conservation Biology*, 27(6), 1254–1264. <https://doi.org/10.1111/cobi.12118>.
- Gelcich, S., Vargas, C., Carreras, M. J., Castilla, J. C., & Donlan, C. J. (2017). Achieving biodiversity benefits with offsets: Research gaps, challenges, and needs. *Ambio*, 46(2), 184–189. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0810-9>.
- Gibbons, P., & Lindenmayer, D. B. (2007). Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? *Ecological Management & Restoration*, 8(1), 26–31. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2007.00328.x>.
- Gibbons, P., Evans, M. C., Maron, M., Gordon, A., Le Roux, D., von Hase, A., Possingham, H. P. (2016). A loss-gain calculator for biodiversity offsets and the circumstances in which no net loss is feasible. *Conservation Letters*, 9(4), 252–259. <https://doi.org/10.1111/conl.12206>.
- Griggs, D., Stafford-Smith, M., Gaffney, O., Rockström, J., Öhman, M. C., Shyamsundar, P., Noble, I. (2013). Sustainable development goals for people and planet. *Nature*, 495, 305. <https://doi.org/10.1038/495305a>.
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Retrieved from https://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/spm_unedited_advance_for_posting_htn.pdf.
- IFC. (2012). *Performance standards*. Retrieved from https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/Topics_Ext_Content/IFC_External_Corporate_Site/Sustainability-At-IFC/Policies-Standards/Performance-Standards.

- International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2016). *IUCN policy on biodiversity offsets*. Retrieved from <https://www.iucn.org/theme/business-and-biodiversity/our-work/business-approachesand-tools/biodiversity-offsets>.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2018a). *Global inventory of biodiversity offset policies (GIBOP)*. Retrieved from <https://portals.iucn.org/offsetpolicy/>.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2018b). *Strengthening global biodiversity governance post-2020: Lessons from the climate regime?* Retrieved from <https://www.iucn.org/files/information-paper-global-biodiversity-governance-and-lessonsclimate-regime>.
- Laitila, J., Moilanen, A., & Pouzols, F. M. (2014). A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1247–1254. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12287>.
- Mace, G. M., Barrett, M., Burgess, N. D., Cornell, S. E., Freeman, R., Grooten, M., & Purvis, A. (2018). Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. *Nature Sustainability*, 1(9), 448–451. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0130-0>.
- Maron, M., Brownlie, S., Bull, J. W., Evans, M. C., von Hase, A., Quétier, F., Gordon, A. (2018). The many meanings of no net loss in environmental policy. *Nature Sustainability*, 1(1), 19–27. <https://doi.org/10.1038/s41893-017-0007-7>.
- Maron, M., Bull, J. W., Evans, M. C., & Gordon, A. (2015). Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 192, 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.017>.
- Maron, M., Hobbs, R. J., Moilanen, A., Matthews, J. W., Christie, K., Gardner, T. A., McAlpine, C. A. (2012). Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, 141–148. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003>.
- Maron, M., Simmonds, J. S., & Watson, J. E. M. (2018). Bold nature retention targets are essential for the global environment agenda. *Nature Ecology & Evolution*, 2(8), 1194–1195. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0595-2>.
- Maxwell, S. L., Milner-Gulland, E. J., Jones, J. P. G., Knight, A. T., Bunnefeld, N., Nuno, A., Rhodes, J. R. (2015). Being smart about SMART environmental targets. *Science*, 347(6226), 1075–1076. <https://doi.org/10.1126/science.aaa1451>.
- Metzger, J. P., Bustamante, M. M. C., Ferreira, J., Fernandes, G. W., Libran-Embid, R., Pillar, V. D., Overbeck, G. E. (2019). Why Brazil needs its legal reserves. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(3), 91–103.
- Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2018). Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 227, 112–120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002>.
- Moilanen, A., & Laitila, J. (2016). Indirect leakage leads to a failure of avoided loss biodiversity offsetting. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 106–111. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12565>.
- Moilanen, A., van Teeffelen, A. J. A., Ben-Haim, Y., & Ferrier, S. (2009). How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology*, 17(4), 470–478. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x>.
- Pilgrim, J. D., Brownlie, S., Ekstrom, J. M. M., Gardner, T. A., von Hase, A., Kate, K. T., Ward, G. (2013). A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters*, 6(5), 376–384. <https://doi.org/10.1111/conl.12002>.
- Quétier, F., van Teeffelen, A. J. A., Pilgrim, J. D., von Hase, A., & ten Kate, K. T. (2015). Biodiversity offsets are one solution to widespread poorly compensated biodiversity loss: A response to Curran et al. *Ecological Applications*, 25(6), 1739–1741. <https://doi.org/10.1890/14-1217.1>.
- Rainey, H. J., Pollard, E. H. B., Dutton, G., Ekstrom, J. M. M., Livingstone, S. R., Temple, H. J., & Pilgrim, J. D. (2014). A review of corporate goals of No Net Loss and Net Positive Impact on biodiversity. *Oryx*, 49(2), 232–238. <https://doi.org/10.1017/S0030605313001476>.
- Ravikumar, A., Larson, A. M., Duchelle, A. E., Myers, R., & Gonzales Tovar, J. (2015). Multilevel governance challenges in transitioning towards a national approach for REDD+: Evidence from 23 subnational REDD+ initiatives. *International Journal of the Commons*, 9(2), 909–931. <https://doi.org/10.18352/ijc.593>.
- Republic of South Africa. (2017). National Environmental Management Act 1998 (ACT NO. 107 OF 1998): Draft National Biodiversity Offset Policy.
- République Française. (2018). Plan national d'actions 2018–2023 sur le loup et les activités d'élevage.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Alencar, A. (2014). Cracking Brazil's forest code. *Science*, 344, 363–364.
- United Nations. (2018). *The Sustainable Development Goals Report 2018*. New York, NY: United Nations.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2019). *National Biodiversity Strategies and Action Plans (NBSAPs)*. Retrieved from <https://www.cbd.int/nbsap/>.
- Visconti, P., Butchart, S. H. M., Brooks, T. M., Langhammer, P. F., Marnewick, D., Vergara, S., Watson, J. E. M. (2019). Protected area targets post-2020. *Science*, 364(6437), 239–241. <https://doi.org/10.1126/science.aav6886>.
- Watson, J. E. M., & Venter, O. (2017). A global plan for nature conservation. *Nature*, 550, 48. <https://doi.org/10.1038/nature24144>.
- World Bank Group. (2016). *Biodiversity Offsets: A User Guide*. Washington D.C.: World Bank Group.

INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES 1 : Calcul des ratios de compensation écologique basée sur des objectifs de conservation

Le calcul d'une exigence de compensation écologique prend généralement en compte un ratio (également appelé « coefficient multiplicateur »). Le ratio est un nombre, généralement supérieur à 1, qui indique la quantité d'éléments de biodiversité à remplacer / sécuriser par unité d'élément perdue. Dans le passé, ces ratios ont intégré des questions telles que la prise en compte du temps (les éléments de biodiversité produits à l'avenir ne compensent pas entièrement les éléments de biodiversité produits maintenant), l'incertitude et le risque d'échec (Bull, Lloyd, & Strange, 2017 ; Laitila, Moilanen, & Pouzols, 2014 ; Moilanen, van Teeffelen, Ben-Haim, & Ferrier, 2009).

Nous présentons ici des ratios qui tiennent compte de la nécessité d'atteindre des valeurs cibles pour divers éléments de biodiversité d'un territoire ; par exemple, un objectif pour le nombre d'individus reproducteurs d'une espèce peut être d'au moins 10 000 individus, un objectif pour la superficie d'habitat approprié d'une espèce peut être équivalente à 5 000 domaines vitaux ou plus, un objectif pour la superficie d'une communauté végétale dans une région peut être d'au moins la moitié de son étendue originale en bon état de conservation, ce qui se traduit par des valeurs (ou notes) minimales de superficie et d'état de conservation.

Les formules ci-dessous excluent le décalage temporel (par exemple, dans le cas d'une amélioration, les nouvelles fonctionnalités sont créées instantanément). Le décalage temporel modifie les ratios comme précédemment décrit (Bull et al., 2017 ; Laitila et al., 2014 ; Moilanen & Kotiaho, 2018).

Soit $x(t)$ l'état de l'élément de biodiversité au moment t où $0 \leq x(t) \leq 1$ pour tout t . Il se compose de deux parties, la partie qui est protégée de manière permanente et efficace $x_p(t)$, non disponible pour toute modification liée à la compensation, et $x_a(t)$, la partie qui pourrait être détruite ou utilisée pour la compensation (après évitement et réduction). L'état de l'élément de biodiversité est donc la somme de la partie protégée et de la partie disponible, soit $x_p(t) + x_a(t) = x(t)$ à tout moment. De plus :

Soit B l'état cible (ou l'objectif de conservation) de l'élément de biodiversité, considérant que B est indépendant du temps (constant).

Les ratios que nous présentons ci-dessous supposent que (1) tous les secteurs ou activités humaines qui causent une perte de biodiversité fourniront une compensation, et que (2) la compensation de chaque secteur constitue une contribution proportionnelle à l'atteinte de l'objectif (c'est-à-dire que chacun compense de manière égale - équitablement - les pertes qu'il cause). Cependant, dans certains cas, toutes les causes de perte de biodiversité n'entrent pas dans le champ d'application d'une réglementation qui régit la mise en œuvre de la hiérarchie d'atténuation. Autrement dit, la perte de biodiversité sera fonction à la fois des pertes réglementées et non réglementées. Au début d'une politique de compensation écologique basée sur des objectifs, une autorité publique peut choisir d'ajuster les exigences de compensation (avec des implications pour le calcul des ratios de compensation) aux secteurs réglementés devant appliquer la hiérarchie d'atténuation, de l'une des façons suivantes :

- La compensation provenant d'un aménagement réglementé est disproportionnellement faible. L'autorité publique devra remédier aux insuffisances découlant d'une compensation excessivement faible.
- La compensation provenant d'un aménagement réglementé est disproportionnellement élevée. Une part disproportionnellement élevée de la réalisation de l'objectif de conservation dépend des seuls secteurs réglementés.
- La réalisation de l'objectif de conservation est de la seule responsabilité des secteurs réglementés, par le biais de la compensation qu'ils fournissent pour les pertes qu'ils causent.

Lorsque des pertes non réglementées ne sont pas compensées, l'obligation de les traiter d'une manière compatible avec la réalisation des objectifs de conservation revient à d'autres acteurs (par exemple, les autorités publiques).

Nous donnons en Informations complémentaires 2, dans une feuille de calcul éditable, des exemples de la manière dont ces choix politiques affectent les ratios de compensation, et de ce que cela signifie pour la responsabilité qui incombe à la fois aux secteurs réglementés et aux autorités publiques.

Cas 1 : Absence de perte nette ; l'élément de biodiversité est égal à l'objectif de conservation visé ($x(0) = B$)

S'il n'y a pas de perte non réglementée de l'élément de biodiversité considéré, le ratio de compensation (Amélioration) est de 1. Cela s'applique également à tous les cas de figure une fois les objectifs de conservation atteints.

S'il y a une perte non réglementée de l'élément de biodiversité, alors :

- soit le ratio de compensation (Amélioration) est de 1 et c'est à l'autorité publique qu'incombe d'agir pour compenser la perte non réglementée de l'élément de biodiversité considéré,
- soit le ratio de compensation est adapté (augmenté) pour accroître la part de responsabilité des secteurs réglementés dans la réalisation de l'objectif de conservation visé.

Cas 2 : Gain net ; l'élément de biodiversité est inférieur à l'objectif de conservation visé ($x(0) < B$)

Le ratio de compensation (amélioration) doit être fixé de manière à ce que, une fois que (hypothétiquement) l'ensemble de l'élément de biodiversité (disponible pour le développement) à $t = 0$ ($x_a(0)$) aura été perdu, l'objectif soit atteint. Le ratio est donc $(B - xp(0)) / (x(0) - xp(0)) = (B - xp(0)) / x_a(0)$, soit l'inverse de la fraction de l'élément de biodiversité disponible qui reste par rapport à l'objectif. Dans le cas particulier où aucune des cibles n'est effectivement protégée, $x_p(0) = 0$, il s'agit alors de $B/x_a(0)$.

Si, par exemple, l'objectif est $B = 1\ 000$, le montant effectivement protégé est $x_p(0) = 200$, et l'état de conservation actuel de l'ensemble de l'élément de biodiversité est $x(0) = 600$ (donc le montant disponible de l'élément de biodiversité est $x_a(0) = 400$), alors le ratio de compensation (amélioration) est de 2 en supposant qu'il n'y a pas de pertes non réglementées.

Le ratio de compensation (amélioration) peut se résumer comme suit :

$$\text{Ratio de compensation (amélioration)} = \left(\frac{B - x_p(0)}{x_a(0)} \right)$$

Cas 3. Perte nette maîtrisée ; l'élément de biodiversité est supérieur à l'objectif de conservation visé ($x(0) > B$)

S'il n'y a pas de perte non réglementée de l'élément de biodiversité et $x_p(0) > B$, aucune compensation n'est nécessaire car nous avons déjà atteint notre objectif dans les zones entièrement protégées.

Si $x_p(0) < B$, alors le ratio de compensation (maintien) est :

$$\text{Ratio de compensation (maintien)} = \left(\frac{B - x_p(0)}{x(0) - B} \right)$$

Par exemple, si l'objectif est $B = 1\ 000$, le montant effectivement protégé est $x_p(0) = 200$, et le montant total actuel de l'élément de biodiversité est $x(0) = 1\ 400$, le ratio de compensation (maintien) étant alors de 2.

En supposant qu'il n'y ait pas de pertes non réglementées, et surtout pas de protection actuelle (x_p), si l'état de conservation actuel ($t = 0$) de l'élément de biodiversité n'est que légèrement supérieur à l'objectif (B), alors le ratio de compensation (maintien) sera très important et pourrait être irréalisable en pratique. Par exemple, si $x(0) = 10\ 000$, et $B = 9\ 900$ (ce qui implique une réduction de 1 % de l'élément de biodiversité par rapport à son objectif), le ratio de compensation (maintien) sera de 99 pour 1. Dans ce cas, on peut choisir une solution consistant en un mélange de compensation fournie exclusivement par le Maintien (comme décrit ci-dessus), et une compensation par Amélioration avec un ratio différent spécifique à la perte nette maîtrisée égal à $(B - x_p(0)) / x(0)$; si une amélioration efficace est impossible pour cet élément de biodiversité, alors l'évitement est la seule façon d'atteindre l'objectif de conservation.

On trouvera ci-dessous un exemple de protocole de gestion des pertes nettes : le projet de politique nationale de compensation écologique de l'Afrique du Sud et les directives provinciales.

Encadré 1. Exemple de perte nette maîtrisée : projet de politique nationale de compensation écologique de l'Afrique du Sud et directives provinciales

Cette politique vise à contribuer à la réalisation d'objectifs spécifiques de conservation de biodiversité pour les écosystèmes terrestres (Brownlie et al., 2017 ; Buschke et al., 2017). L'étendue minimale de chaque écosystème qui doit être conservé intact (par rapport à son étendue d'origine ou historique) est déterminée par une démarche scientifique (Desmet & Cowling, 2004). Ce sont ces seuils d'étendue des écosystèmes (en fait, des objectifs de conservation) qui guident les exigences de compensation. Le montant de la compensation pour les pertes résiduelles dues au développement dépend de la part de l'écosystème touché qui subsiste, par rapport à son étendue historique et à l'objectif de conservation qui lui correspond, et de la part qui est formellement protégée.

Lorsqu'un écosystème est en dessous de son seuil de rétention ou de son objectif de conservation, un aménagement ne peut y avoir lieu, sauf dans des circonstances exceptionnelles. Dans le cas d'écosystèmes dont le niveau est supérieur à l'objectif de conservation qui leur est assigné, la compensation se fait en protégeant un autre endroit où se trouve l'écosystème touché, en utilisant un ratio de maintien calculé en fonction de la différence entre l'étendue minimale actuelle et l'étendue souhaitée de l'écosystème en prenant en compte la part qui est déjà protégée. Le résultat net en termes absolus est une perte nette maîtrisée ou gérée plutôt qu'une absence de perte nette (car la biodiversité protégée existait au moment de la perte due à l'aménagement). Ce système basé sur des objectifs de conservation gère soigneusement les pertes afin d'éviter que l'étendue des écosystèmes ne tombe en dessous de seuils scientifiquement robustes. Cette politique ne fait pas référence au terme « d'absence de perte nette » car elle n'est pas conçue pour ne pas entraîner de perte nette.

Cas 4 : Absence de perte ou de gain net (transition)

Une des limites potentielles de la compensation écologique basée sur des objectifs de conservation est que les résultats souhaités de perte nette ou de gain net (par exemple, les Figures 3a et 3b de l'article principal) peuvent ne pas être immédiatement réalisables dans une situation de perte de biodiversité abrupte, continue, non traitée et non réglementée. En fait, se concentrer uniquement sur des actions d'amélioration comme la restauration avant que la perte de biodiversité à grande échelle n'ait cessé peut même être contre-productif. Dans de tels cas, l'approche la plus appropriée peut être une transition progressive conçue pour obtenir, au final, des résultats sans perte nette ou gain net, s'inscrivant dans les principes du présent cadre axé sur des objectifs de conservation (Figure 3d dans l'article principal).

Une transition progressive peut comporter temporairement une phase intermédiaire strictement contrôlée dans laquelle les interventions de Maintien (et si possible quelques Améliorations) visent d'abord à ralentir le déclin de l'élément de biodiversité ciblé par la compensation, en sécurisant les sites où il existe actuellement (elle est donc semblable à une perte nette maîtrisée). Les ratios de Maintien dans cette phase sont conçus non pas pour atteindre l'objectif final souhaité pour l'élément de biodiversité en question, mais pour éviter de dépasser un seuil limite de perte prédéfini (Figure 3d dans l'article principal). Le seuil doit être fixé de telle sorte qu'il reste suffisamment de l'élément de biodiversité considéré (étendue de l'écosystème ; population des espèces cibles) pour que la reconstitution soit possible. Bien avant que le seuil ne soit atteint, l'approche passe à un ratio d'amélioration pour que le résultat souhaité de perte nette ou de gain net puisse être réalisé dans le temps, à mesure que la trajectoire de l'élément de biodiversité considéré s'inverse. Comme pour tous les résultats de perte nette et de gain net attendus à échelle juridictionnelle, cela n'est possible que pour les éléments de biodiversité qui peuvent être « améliorés », par exemple par la restauration écologique ou par des interventions qui entraînent une augmentation de la population d'une espèce. En outre, plus le seuil limite est bas, plus le taux d'amélioration ultérieur (ou le moment venu) doit être élevé pour atteindre l'objectif.

La transition progressive vers une compensation basée sur des objectifs de conservation comporte des risques, mais lorsqu'une réglementation juridictionnelle vise et peut raisonnablement (à temps) atteindre un résultat sans perte nette ou gain net pour un élément particulier de biodiversité, et que ce même élément est en déclin rapide et continu, les alternatives à court terme sont peu nombreuses. Elles comprennent (1) la prévention immédiate de toutes les actions causant le déclin de la biodiversité, (2) l'acceptation d'objectifs moins ambitieux en matière de biodiversité permettant de poursuivre de manière maîtrisée la diminution de la biodiversité (c'est-à-dire plafonner les pertes en cours à un niveau prédéfini), (3) l'utilisation de compensations basées sur des scénarios contrefactuels, en plus des pertes nettes en cours non réglementées, ou (4) strictement aucune compensation pour les pertes (en d'autres termes, des pertes non maîtrisées, sans limite) ce qui pose de sérieux risques pour la nature et les populations.

Le calcul des exigences de compensation, lorsque le résultat final d'absence de perte nette ou de gain net est obtenu en utilisant une approche transitoire, implique une combinaison des cas 2 et 3 décrits ci-dessus. On utilisera en premier lieu la compensation par le Maintien (cas 3) pour sécuriser l'existant de l'élément de biodiversité face à des menaces continues et graves. On passera à la compensation par l'Amélioration (cas 2), bien avant que l'élément de biodiversité n'atteigne un seuil prédéterminé en dessous duquel le déclin ne sera pas permis. On a donc le seuil intermédiaire en dessous duquel l'élément de biodiversité ne peut pas décliner (*BI*) et l'objectif ultime (pas de perte nette ou de gain net) (*B*).

Il est essentiel de déterminer le seuil intermédiaire (*BI*) en se basant principalement sur des considérations écologiques : le seuil devra être fixé de telle sorte qu'il reste suffisamment de biodiversité (par exemple, l'étendue d'un écosystème, la taille de populations d'espèces) pour en permettre la reconstitution. On considèrera alors ici la nécessité d'établir un ratio de compensation (Maintien) pouvant être mis en œuvre de manière pratique.

L'équation suivante permet de comparer les valeurs du seuil intermédiaire (*BI*), compte tenu de la saisie de différents ratios de compensation (Maintien) (*Mm*) :

$$BI = (xp(0) + x(0)Mm) / (1 + Mm)$$

Par exemple, lorsque $xp(0) = 200$ et $x(0) = 1\ 080$, des ratios de compensation (Maintien) (*Mm*) de 10, 5 et 1 signifient des valeurs seuils intermédiaires (*BI*) de 1 000, 933 et 640, respectivement.

Ce calcul permet de sélectionner la valeur du seuil intermédiaire (*BI*) qui tient compte de ce qui peut être mis en pratique s'agissant des ratios maximums de compensation (Maintien). Il est important de noter que plus le ratio de compensation (et donc la valeur du seuil intermédiaire (*BI*)) est faible, plus le montant de la compensation (et donc le ratio de compensation) sera élevé lorsque la démarche passera à l'Amélioration. Là encore, la considération première doit toujours être les attributs écologiques de l'élément de biodiversité donné et le contexte paysager dans lequel se trouve cet élément. En d'autres termes, le seuil intermédiaire (*BI*) et le ratio de compensation *Mm* ne doivent jamais être si bas qu'ils rendent impossible la restauration de l'élément de biodiversité et son augmentation par l'Amélioration permettant d'atteindre l'objectif ultime d'absence de perte nette ou de gain net (*B*).

RÉFÉRENCES

- Brownlie, S., von Hase, A., Botha, M., Manuel, J., Balmforth, Z., & Jenner, N. (2017). Biodiversity offsets in South Africa – challenges and potential solutions. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 35(3), 248-256. doi:10.1080/14615517.2017.1322810.
- Bull, J. W., Lloyd, S. P., & Strange, N. (2017). Implementation gap between the theory and practice of biodiversity offset multipliers. *Conservation Letters*, 10(6), 656-669. doi:10.1111/conl.12335.
- Buschke, F. T., Brownlie, S., & Manuel, J. (2017). The conservation costs and economic benefits of using biodiversity offsets to meet international targets for protected area expansion. *Oryx*, 1-9. doi:10.1017/S0030605317001521.
- Desmet P., & Cowling R. (2004). Using the species-area relationship to set baseline targets for conservation. *Ecology and Society*, 9, 11.
- Laitila, J., Moilanen, A., & Pouzols, F. M. (2014). A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(11), 1247-1254. doi:10.1111/2041-210X.12287.
- Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2018). Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 227, 112-120. doi : <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002>.
- Moilanen, A., Van Teeffelen, A. J. A., Ben-Haim, Y., & Ferrier, S. (2009). How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology*, 17(4), 470-478. doi :10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x

INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES 2 : Feuilles de calcul interactives, accessibles en ligne (en anglais)³

Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation - Supporting Information 2

Simmonds et al.

These ratios are calculated such that losses are compensated for in a way that is **consistent with the achievement of a jurisdictional biodiversity target**. This means that for every loss, the amount of compensation provided **aligns with the trajectory** that is required in order for the jurisdictional target to be met (1). For example, should a jurisdiction have a target of doubling the area of a particular habitat type, then two units of compensation (improvement) would need to be provided for every one unit of loss. A government may choose not to regulate every actor/sector causing losses - where this is the case, and some losses are **unregulated**, the responsibility for addressing these losses accrues to the government (2). Similarly, a government may choose to decrease the **proportional responsibility** on actors/sectors that are regulated to provide compensation for the losses they cause - again, the shortfall for the uncompensated losses accrues to the government (2). Alternatively, a greater share of the responsibility of compensating for losses occurring in a jurisdiction may be placed on regulated actors/sectors (3) - in an extreme case, the responsibility for **all** losses, be they caused by regulated or unregulated actors/sectors, may be placed on proponents of regulated development (4).

These ratios **do not imply** that a target's achievement can only occur via losses of existing biodiversity, and subsequent gains from compensation. Rather, they provide a standardised approach to addressing losses in a manner that aligns with the achievement of a target. Compensation for losses, using these ratios, should be viewed as one of a suite of **complementary actions** that are all being undertaken in a manner that is consistent with the achievement of a particular jurisdictional biodiversity target. For example, compensation for losses occurring over a cumulatively small part of a landscape would complement other actions such as active government and non-government restoration or habitat improvement programs, incentive schemes for passive regrowth on private lands etc., such that the amount of the biodiversity feature increases towards the target level.

Improvement (Net Gain or No Net Loss) Compensation ratio (Improvement) $(B - Xp(0)) / (Xa(0))$	Jurisdiction parameters (for specific feature)				Government decisions		Ratios:		
	Target	Total amount of feature	Amount of feature that could be lost	Amount of feature that is effectively protected	Responsibility: proportionate (=1) or disproportionate (<1 or >1) for losses you cause	Scope: how much of anticipated future loss will be from unregulated sources (proportion)	Regulated sectors	Government responsibility: shortfall from disproportionately low compensation for regulated losses	Government responsibility: compensation for unregulated losses
(1) Default case - every actor causing a loss must compensate proportionately (no unregulated losses)	B	X(0)	Xa(0)	Xp(0)	F	U	2.00	NA - all compensation proportionate	NA - every actor causing a loss required to compensate
(2) Reduce responsibility (proportional contribution <1) for regulated sectors and some losses unregulated	1000	600	400	200	0.5	0.5	1.00	1.00	2.00
(3) Increase responsibility (proportional contribution >1) for regulated sectors and some losses unregulated	1000	600	400	200	1.5	0.5	3.00	NA - no shortfall (regulated compensation disproportionately high)	2.00
(4) Regulated sector responsible for addressing all losses (including all unregulated)	1000	600	400	200	NA - responsibility for all losses, irrespective of cause, on regulated	0.75	8.00	NA - no shortfall - all losses compensated for by regulated	NA - all losses compensated for by regulated

Moving from biodiversity offsets to a target-based approach for ecological compensation - Supporting Information 2

Simmonds et al.

These ratios are calculated such that losses are compensated for in a way that is **consistent with the achievement of a jurisdictional biodiversity target**. This means that for every loss, the amount of compensation provided **aligns with the trajectory** that is required in order for the jurisdictional target to be met (1). For example, should a jurisdiction have a target of drawing down a particular habitat type by 50%, then nine units of compensation (Maintenance) would need to be provided for every one unit of loss. A government may choose not to regulate every actor/sector causing losses - where this is the case, and some losses are **unregulated**, the responsibility for addressing these losses accrues to the government (2). Similarly, a government may choose to decrease the **proportional responsibility** on actors/sectors that are regulated to provide compensation for the losses they cause - again, the shortfall for the uncompensated losses accrues to the government (2). Alternatively, a greater share of the responsibility of compensating for losses occurring in a jurisdiction may be placed on regulated actors/sectors (3) - in an extreme case, the responsibility for **all** losses, be they caused by regulated or unregulated actors/sectors, may be placed on proponents of regulated development (4).

These ratios **do not imply** that a target's achievement can only occur via losses of existing biodiversity, and subsequent gains from compensation. Rather, they provide a standardised approach to addressing losses in a manner that aligns with the achievement of a target (e.g. pre-defined limit to loss is not breached). Compensation for losses, using these ratios, should be viewed as one of a suite of **complementary actions** that are all being undertaken in a manner that is consistent with the achievement of a particular jurisdictional biodiversity target. For example, compensation for losses occurring over a cumulatively small part of a landscape would complement other actions such as active government and non-government programs to retain existing biodiversity, and restore degraded sites, such that the amount of the biodiversity feature remains above the (retention) target level.

Maintenance (Managed Net Loss) Compensation ratio (Maintenance) $(B - Xp(0)) / (X(0) - B)$	Jurisdiction parameters (for specific feature)				Government decisions		Ratios:		
	Target	Total amount of feature	Amount of feature that could be lost	Amount of feature that is effectively protected	Responsibility: proportionate (=1) or disproportionate (<1 or >1) for losses you cause	Scope: how much of anticipated future loss will be from unregulated sources (proportion)	Regulated sectors	Government responsibility: shortfall from disproportionately low compensation for regulated losses	Government responsibility: compensation for unregulated losses
(1) Default case - every actor causing a loss must compensate proportionately (no unregulated losses)	B	X(0)	Xa(0)	Xp(0)	F	U	2.00	NA - all compensation proportionate	NA - every actor causing a loss required to compensate
(2) Reduce responsibility (proportional contribution <1) for regulated sectors and some losses unregulated	1000	1400	200	200	0.5	0.5	1.00	1.00	2.00
(3) Increase responsibility (proportional contribution >1) for regulated sectors and some losses unregulated	1000	1400	200	200	1.5	0.5	3.00	NA - no shortfall (regulated compensation disproportionately high)	2.00
(4) Regulated sector responsible for addressing all losses (including all unregulated)	1000	1400	200	200	NA - responsibility for all losses, irrespective of cause, on regulated	0.75	8.00	NA - no shortfall - all losses compensated for by regulated	NA - all losses compensated for by regulated

³ <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/action/downloadSupplement?doi=10.1111%2Fconl.12695&file=conl12695-sup-0002-SuppInfoS2.xlsx>

INFORMATIONS COMPLEMENTAIRES 3 : Planification de la conservation et considérations de développement durable dans la compensation écologique basée sur des objectifs de conservation

Évoluer vers des impératifs de conservation plus élevés

La compensation écologique basée sur des objectifs de conservation est étroitement liée à d'autres impératifs de conservation et à des considérations plus larges de développement durable. Par exemple, dans le présent cadre fondé sur des objectifs de conservation, la « montée en gamme » [*trading up* ou '*out-of-kind trading*] peut être une option dans certains cas. Elle désigne la pratique consistant à compenser la perte d'un élément particulier de biodiversité (sur un site d'aménagement) au bénéfice d'un autre type d'élément de biodiversité (généralement de plus grande valeur pour la conservation) situé ailleurs (Bull, Milner-Gulland, Suttle, & Singh, 2014 ; Moilanen & Kotiaho, 2018 ; Quétier & Lavorel, 2011). La compensation des pertes résiduelles affectant des éléments de biodiversité qui sont au-dessus de leur objectif de conservation peut être alors dirigée vers d'autres éléments de biodiversité qui sont en dessous de leur objectif de conservation. Par exemple, on peut préférer des actions d'Amélioration visant à accroître la quantité et/ou la qualité d'un élément ciblé (inférieur à l'objectif de conservation) de biodiversité aux actions de Maintenance axées sur un élément dont l'état est déjà supérieur à l'objectif de conservation qui lui est assigné. Toutefois, cela peut revenir à l'absence de compensation des pertes liées au développement s'agissant de l'élément de biodiversité affecté (celui au-dessus de l'objectif de conservation) ; ce type de « compensation » ne serait donc approprié que lorsque les pertes sont gérées avec soin et strictement limitées (par exemple par d'autres instruments réglementaires) afin de garantir que l'élément de biodiversité « au-dessus de l'objectif de conservation » ne tombe pas en dessous dudit objectif.

Planification au niveau du paysage

Il faut aller au-delà de ce que permet l'atténuation et la compensation des impacts des projets pris séparément : il faut plutôt envisager des scénarios d'aménagement à plus grande échelle et évaluer les possibilités d'obtenir, de manière plus intégrée, de meilleurs résultats économiques, sociaux et environnementaux (Kiesecker & Naugle, 2017). Des plans de conservation des paysages conçus en application de la hiérarchie d'atténuation (Fitzsimons, Heiner, McKenney, Sochi et Kiesecker, 2014 ; Kiesecker, Copeland, Pocewicz et McKenney, 2010), et des stratégies optimales de protection et de restauration des habitats (Possingham, Bode et Klein, 2015), sont nécessaires pour maintenir des niveaux essentiels de quantité et de configuration d'habitats, et garantir ainsi des résultats viables en matière de conservation de la biodiversité. L'établissement d'objectifs de conservation de biodiversité basés sur les résultats et le lien entre la compensation écologique et la réalisation de ces objectifs vont naturellement de pair avec une planification stratégique et plus large de l'aménagement des territoires. En outre, l'intégration dans les documents de planification des décisions d'atténuation tenant compte d'une série de scénarios d'aménagement futur (Evans & Kiesecker, 2014), ne peut que profiter aux pouvoirs publics, aux entreprises et aux communautés, puisqu'elles sous-tendent des décisions de développement plus éclairées. La planification à plus grande échelle permet de traiter également les stratégies de résilience à long terme des paysages, comme la garantie de conserver des bassins versants fonctionnels pour l'approvisionnement en eau potable (Evans & Kiesecker, 2014) et la connectivité d'habitat pour les espèces (Monteith, Hayes, Kauffman, Copeland, & Sawyer, 2018). L'utilisation stratégique de la compensation écologique basée sur des objectifs de conservation, par son approche explicite et transparente de détermination des exigences de compensation, peut apporter d'importantes contributions à ces efforts.

Impact sur les personnes

Il est également crucial de reconnaître que la biodiversité a une valeur sociale, et que les pertes et les gains de biodiversité résultant d'aménagements (et des efforts associés pour lutter contre les pertes de biodiversité par le biais de la hiérarchie d'atténuation) affectent également les populations, de manière à la fois positive et négative (Bull, Baker, Griffiths, Jones, & Milner-Gulland, 2018 ; Griffiths, Bull, Baker, & Milner-Gulland, 2019 ; Sonter et al., 2018). Les valeurs d'usage et de non-usage des écosystèmes et de la biodiversité par les populations doivent donc être prises en compte tant dans la fixation d'objectifs de conservation de la biodiversité que dans la conception et dans la mise en œuvre de compensations écologiques, afin de garantir que ces compensations soient équitables, socialement acceptables et durables. Puisque la démarche par objectifs de conservation facilite l'explication et la justification du type et de l'ampleur de la compensation écologique requise, et qu'elle se place dans un contexte d'objectifs plus larges (par exemple, la conservation de la biodiversité au sens large, la fourniture de services écosystémiques), elle améliore la compréhension et l'engagement des parties prenantes dans le processus de décision. Enfin, la prise en compte des populations dans la conception des mesures de compensation écologique est nécessaire pour des raisons morales (droits de l'homme, éthique...) et pratiques (obtention d'une autorisation d'exploitation, nécessité de garantir la participation des populations locales pour permettre la mise en œuvre des mesures de compensation, etc.), et elle répond aux exigences politiques et/ou réglementaires (BBOP, 2009 ; Bidaud et al., 2018 ; Bull et al., 2018 ; SFI, 2012).

RÉFÉRENCES

- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP). (2009). *Biodiversity Offset Design Handbook*. (BBOP, Washington D.C.).
- Bidaud, C., Schreckenberg, K., & Jones, J. (2018). The local costs of biodiversity offsets: comparing standards, policy and practice. *Land Use Policy*, 77, 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.05.003>.
- Bull, J. W., Milner-Gulland, E. J., Suttle, K. B., & Singh, N. J. (2014). Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biological Conservation*, 178, 2-10. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.006>.
- Bull, J. W., Baker, J., Griffiths, V. F., Jones, J. P. G., & Milner-Gulland, E. J. (2018). *Ensuring No Net Loss for people and biodiversity: good practice principles*. (Oxford, UK).
- Evans, J. S., & Kiesecker, J. M. (2014). Shale gas, wind and water: assessing the potential cumulative impacts of energy development on ecosystem services within the Marcellus Play. *PLoS one*, 9(2), e89210. doi:10.1371/journal.pone.0089210.
- Fitzsimons, J., Heiner, M., McKenney, B., Sochi, K., & Kiesecker, J. (2014). Development by Design in Western Australia: overcoming offset obstacles. *Land*, 3, 167-187.
- Griffiths, V. F., Bull, J. W., Baker, J., & Milner-Gulland, E. J. (2019). No net loss for people and biodiversity. *Conservation Biology*, 33(1), 76-87. doi:doi:10.1111/cobi.13184.
- IFC. (2012). Performance Standards. Retrieved from: https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/Topics_Ext_Content/IFC_External_Corporate_Site/Sustainability-At-IFC/Policies-Standards/Performance-Standards.
- Kiesecker, J. M., Copeland, H., Pocewicz, A., & McKenney, B. (2010). Development by design: Blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(5), 261-266. doi:doi:10.1890/090005
- Kiesecker, J., & Naugle, D. (2017). *Energy Sprawl Solutions: Balancing Global Development and Conservation* (Island Press).
- Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2018). Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 227, 112-120. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.002>.
- Monteith, K. L., Hayes, M. M., Kauffman, M. J., Copeland, H. E., & Sawyer, H. (2018). Functional attributes of ungulate migration: landscape features facilitate movement and access to forage. *Ecological Applications*, 28(8), 2153-2164. doi:doi:10.1002/eap.1803.
- Possingham, H. P., Bode, M., & Klein, C. J. (2015). Optimal conservation outcomes require both restoration and protection. *PLoS Biology*, 13(1), e1002052. doi:10.1371/journal.pbio.1002052.
- Quétier, F., & Lavorel, S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144(12), 2991-2999. doi:10.1016/j.biocon.2011.09.002.
- Sonter, L. J., Gourevitch, J., Koh, I., Nicholson, C. C., Richardson, L. L., Schwartz, A. J., Ricketts, T. H. (2018). Biodiversity offsets may miss opportunities to mitigate impacts on ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(3), 143-148. doi:doi:10.1002/fee.1781.