



Comment dimensionner les mesures de compensation ?

Les maîtres d'ouvrage sont libres de proposer leurs propres méthodes de dimensionnement de la compensation. Ces dernières doivent néanmoins respecter les principes réglementaires régissant la compensation (Tableau 1 page 14), et être compatibles avec les dispositions des documents de planification relatives à ce sujet (Sdage, Sage, PGRI, etc.).

Étapes du dimensionnement

Cinq étapes sont nécessaires au dimensionnement de la compensation des atteintes à la biodiversité :

Étape 1. Caractérisation des composantes environnementales du site affecté par le projet et des impacts négatifs résiduels significatifs engendrés

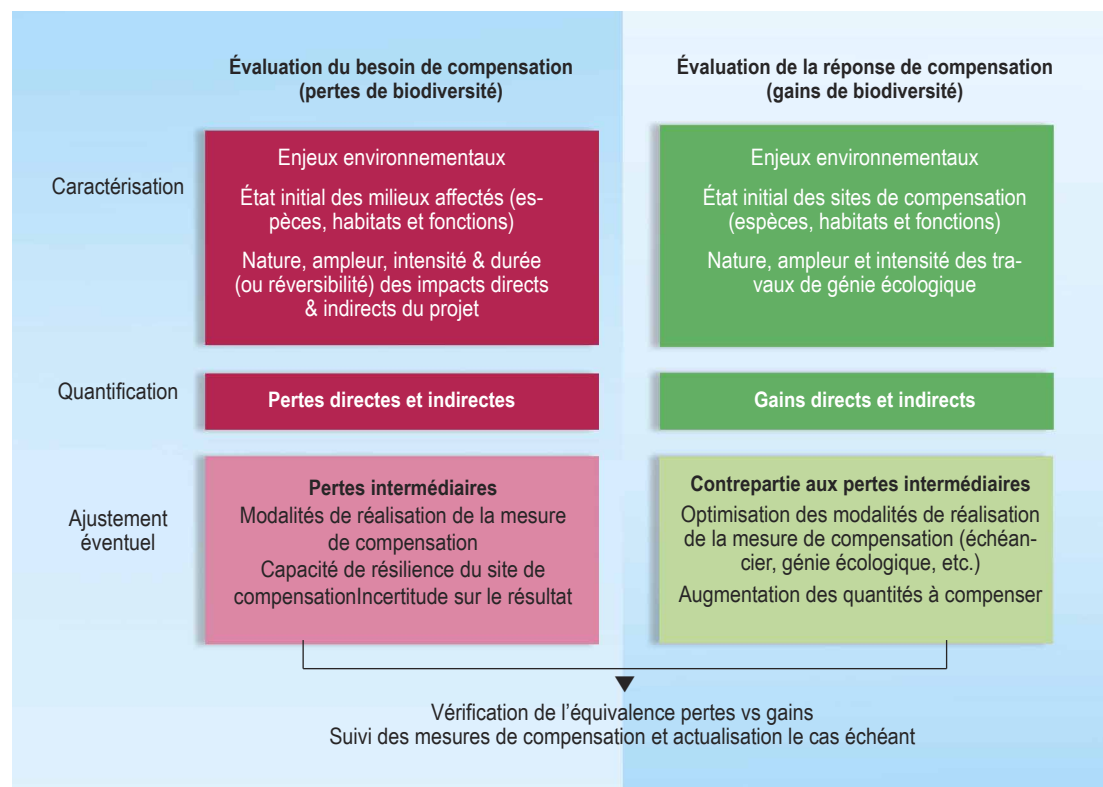
Étape 2. Évaluation des pertes de biodiversité (dites aussi « besoin de compensation » ou « dette environnementale »)

Étape 3. Caractérisation des composantes environnementales du site de compensation ; puis vérification de son équivalence qualitative avec le site affecté par le projet (au regard de sa trajectoire potentielle en termes d'espèces, d'habitats et de fonctions compte tenu des actions écologiques envisagées)

Étape 4. Évaluation des gains de biodiversité engendrés par les actions envisagées sur le site de compensation (dits aussi « réponse » ou « offre de compensation »)

Étape 5. Ajustement de la proposition de compensation, selon un processus itératif, veillant à vérifier l'équivalence quantitative entre les pertes et les gains de biodiversité (Figure 1)

Figure 1



Étapes du dimensionnement des pertes et gains de biodiversité (adapté de de BILLY et al., 2015).



L'importance de l'état initial face aux incertitudes de la compensation

Les pertes et les gains de biodiversité qui résultent des impacts engendrés par les projets ou des actions écologiques réalisées sur les sites de compensation varient selon le type de milieux, d'espèces et de fonctions concernés, leur état de conservation et leurs enjeux. Aussi, la **qualité des états initiaux** réalisés à la fois sur le site affecté par le projet et sur le site de compensation, et la bonne prise en compte des **fonctions** et des **enjeux environnementaux** associés à ces milieux, conditionnent la robustesse des calculs. Il faut toutefois garder à l'esprit que ces calculs présentent une part d'incertitude inhérente à l'objet complexe qu'est la biodiversité.

■ Évaluation de la significativité des impacts et des pertes de biodiversité au droit du projet

Les impacts négatifs résiduels et leur caractère significatif ou notable sont évalués au regard :

■ des caractéristiques du site concerné par le projet. Ceci nécessite :

- une étude de l'ensemble des composantes environnementales susceptibles d'être affectées par le projet (espèces, habitats naturels et fonctions physiques, biogéochimiques ou biologiques associées), exception faite des services écosystémiques¹⁰ (qui nécessiteraient une analyse socio-économique complémentaire non prévue au code de l'environnement). Cette étude suppose la réalisation d'un état initial complet du site concerné par le projet et des milieux adjacents (aire d'étude),
- une estimation des enjeux écologiques ou de conservation associés à ces composantes (statut de protection, degré de menace, rareté, patrimonialité, importance des fonctions, etc.) ;

■ des caractéristiques du projet lui-même, nécessitant une analyse de l'ensemble de ses incidences sur les composantes environnementales précitées. À ce titre, l'ensemble des opérations envisagées (aménagements, installations, ouvrages, travaux, activités, etc.), et leurs modalités de réalisation sur le chantier puis de mise en activité ou d'exploitation, sont caractérisées en tenant compte des mesures d'évitement et de réduction envisagées. Cette analyse doit être effectuée à différentes échelles spatiales, afin d'intégrer les impacts directs du projet au droit de son emprise, ses impacts indirects sur les milieux adjacents ou récepteurs, et ses impacts cumulés ou induits au regard des autres activités anthropiques¹¹.

Les **pertes de biodiversité** sont ensuite calculées sur la base de ces critères, en procédant soit séparément, par types d'habitats, d'espèces ou de fonctions ; soit de manière mutualisée, en tenant compte des espèces, des habitats et des fonctions simultanément.

■ Vérification de l'équivalence qualitative et évaluation des gains de biodiversité au droit du site de compensation

Préalablement au calcul des gains de biodiversité, il convient de vérifier l'équivalence dite « qualitative » entre le site affecté par le projet et le site de compensation, gage d'une réponse de compensation pertinente, répondant aux principes de la réglementation.

10 - Article L. 110-1 du code de l'env.

11 - Autorisation environnementale (article L. 181-1 du code de l'env.) et déclaration loi sur l'eau article R. 214-32 du code de l'env.

Cette vérification est effectuée sur la base :

- de la comparaison des composantes environnementales entre ces deux sites, en focalisant plus particulièrement son attention sur les espèces, les habitats naturels et les fonctions affectées par le projet et donc ciblées par la compensation ;
- de l'étude de la trajectoire potentielle du site de compensation, compte tenu des actions écologiques envisagées.

La plus-value écologique des mesures de compensation peut être ensuite évaluée au regard :

- de la nature et de l'état de conservation du site de compensation ;
- du paysage, comprenant les relations entre le site de compensation et son environnement (isolement ou au contraire bonne connectivité) ;
- de la nature, de l'intensité et de l'étendue des actions écologiques envisagées sur le site.

L'ensemble de ces critères conditionnent en effet l'efficacité des actions écologiques envisagées sur un site particulier.

Les gains de biodiversité sont ensuite calculés sur la base de ces critères, en procédant soit séparément par types d'habitats, d'espèces ou de fonctions ; soit de manière mutualisée, en combinant l'ensemble de ces critères.

■ Ajustement de la réponse de compensation

L'équivalence quantitative entre les pertes et les gains de biodiversité doit ensuite être vérifiée. En cas d'insuffisance des gains par rapport aux pertes, la mesure de compensation peut être ajustée (en nature ou en quantité) ou complétée par une autre mesure le cas échéant. L'équivalence doit alors être de nouveau vérifiée, selon **un processus itératif**.

À noter que, les résultats obtenus avec une méthode ne permettent pas de s'affranchir des dispositions des documents de planification (Sdage, Sage, etc.). Il convient donc de vérifier leur compatibilité avec les dispositions de ces documents.

Enfin, il est primordial de suivre l'efficacité des différentes actions écologiques et de gestion conservatoire mises en œuvre sur le site de compensation tout au long de la durée d'engagement du maître d'ouvrage pour, qu'en cas de non atteinte des objectifs en pratique (ceux-ci étant jusqu'alors évalués de manière théorique), un ajustement de ces actions ou modalités de gestion soit effectué (mesures correctives) ou d'autres mesures de compensation soient proposées.

Les critères utilisés dans ce processus de dimensionnement peuvent varier entre méthodes. La figure 2 page suivante propose une typologie de ces critères, accompagnée d'exemples issus des méthodes étudiées (Voir chapitre IV).

Figure 2

PERTES		GAINS	
Site affecté par le projet		Site de compensation	
État initial	Site	Site	État du milieu, de la population au sein du site de compensation (richesse floristique et faunistique, niveau d'eutrophisation, nombre d'espèces exotiques envahissantes, pourcentage de recouvrement végétal, nombre d'espèces par strate, etc.) Connexion/isolement du site impacté avec des milieux naturels (linéaire de haies, niveau de fragmentation des habitats, surface de corridor écologique, etc.)
	Périmètre élargi	Périmètre élargi	Caractéristiques des milieux adjacents au site de compensation (composition, structure et type d'habitat, zones favorables à l'espèce ciblée par la compensation à proximité du site de compensation, etc.) Dynamique/résilience du milieu accueillant les mesures de compensation ou de l'espèce ciblée par la compensation (dynamique des écosystèmes coralligènes, puissance spécifique du cours d'eau, etc.)
Enjeux / Statuts	Rareté (rareté de plus-value de l'espèce, la plus-value écologique de l'habitat ou de la fonction à différentes échelles spatiales, etc.) Aire de répartition spatiale (endémisme, distribution spatiale, etc.) Degré de menace d'extinction (listes rouges, responsabilité régionale, pression(s) subie(s), etc.) Statuts de protection (APPB, listes de classement des cours d'eau, sites Natura 2000, etc.) Zonages, planification (Parc naturel régional, Aire marine protégée, SRCE-Trame verte et bleue, ZNIEFF, etc.)	Rareté (rareté de l'espèce, de l'habitat ou de la fonction à différentes échelles spatiales, etc.) Aire de répartition spatiale (endémisme, distribution spatiale, etc.) Degré de menace d'extinction (listes rouges, responsabilité régionale, pression(s) subie(s), etc.) Statuts de protection (APPB, listes de classement des cours d'eau, sites Natura 2000, etc.) Zonages, planification (Parc naturel régional, Aire marine protégée, SRCE-Trame verte et bleue, ZNIEFF, etc.)	
	Nature et ampleur des impacts / actions écologiques	Nature des actions écologiques (liste des actions par type de milieu) Nature de la plus-value écologique Intensité/ampleur (degré d'intensité, pourcentage d'espèces par habitat restauré, etc.) Cumul de cette plus-value écologique avec d'autres projets ou activités (type de plus-value cumulée, proximité entre les milieux restaurés)	
Critères incitatifs ou de prise en compte des pertes intermédiaires	Nature et efficacité des mesures de réduction Pertinence de la recherche d'alternatives (mesures d'évitement)	Modalités de la sécurisation foncière (durée en années, type de contrat ou convention, etc.) Quantification et caractérisation du niveau d'équivalence sur le plan qualitatif (pourcentage de milieux équivalents, fonctions sur site impacté vs site de compensation, etc.) Décalage temporel entre impact et mise en œuvre ou efficacité de la mesures de compensation (durée en années) Proximité géographique de la mesures de compensation avec le site affecté par le projet (distance à l'échelle du bassin versant, de la masse d'eau, de la zone bio-géographique, etc.) Durée et nature du suivi	

Typologie des critères pouvant participer à la quantification des pertes ou des gains de biodiversité et exemples de critères recensés au sein de méthodes de dimensionnement de la compensation issues de la littérature ou de dossiers d'évaluation environnementale.

Typologie des approches de dimensionnement disponibles

Les études scientifiques menées sur l'équivalence écologique d'une part (Fennessy *et al.*, 2007 ; Bull *et al.*, 2014; Bezombes *et al.*, 2017), et les pratiques actuelles en termes de dimensionnement de la compensation lors de la conception et de l'instruction des projets d'autre part, permettent d'identifier trois types d'approche :

- approche par ratio minimal ;
- approche d'équivalence par pondération ;
- approche d'équivalence entre écarts d'état des milieux.

Au sein de ces trois approches, les méthodes peuvent être :

- « holistiques » (ou « généralistes »), l'ensemble des composantes environnementales affectées par le projet (espèces, habitats et fonctions), étant simultanément prises en compte dans le dimensionnement de la compensation ;
- ou « spécialistes », les pertes et les gains de biodiversité étant alors évalués sur la base d'une seule composante environnementale. Il peut s'agir :
 - d'un type de milieu en particulier (ex : dans le cas d'une méthode « zone humide », seules les surfaces en habitats humides sont prises en compte dans les calculs),
 - d'un groupe d'espèces voire d'une seule espèce (dite espèce « parapluie ») susceptible de représenter les besoins écologiques de l'ensemble des autres espèces présentes,
 - ou des fonctions.

À noter que dans le cas de l'utilisation de méthodes dites « spécialistes » au sein des dossiers d'évaluation environnementale :

- soit plusieurs méthodes sont utilisées pour évaluer séparément les pertes et les gains de biodiversité engendrés par le projet sur chaque composante environnementale affectée ;
- soit une seule méthode est utilisée, cette dernière étant considérée comme représentative des pertes ou des gains engendrés par le projet pour l'ensemble des autres composantes.

■ Approche par ratio minimal

Il s'agit d'une approche uniquement **quantitative**, où les métriques (surfaces, linéaires ou volumes selon le contexte considéré) de milieux naturels ou d'habitats d'espèces à compenser, sont calculées en multipliant les métriques affectées par le projet, par un ratio minimal préétabli.

$$\text{Métrique à compenser} = \text{Ratio minimal préétabli} \times \text{Métrique affectée}$$

« Métrique » = Surface, linéaire ou volume de milieu affecté par le projet, ou bénéficiant de la compensation

Définition



Ratios ou coefficients préétablis ou évalués

En mathématiques, un **ratio** désigne un rapport significatif entre deux grandeurs issues d'un bilan, exprimé sous forme de pourcentage ou de quotient. Un **coefficient** est un nombre appliqué à une grandeur quelconque. Dans le cadre du dimensionnement de la compensation, on distingue (MTES, 2012) :

- les **ratios « préétablis »**, dont la valeur est définie par défaut (exemples : la surface d'une zone humide affectée par un projet doit être compensée à hauteur de 200 % dans le Sdage Rhône Méditerranée ; des ratios sont attribués à des espèces protégées en fonction de leur degré de menace d'extinction, etc.). Ces ratios préétablis sont généralement multipliés aux surfaces, linéaires ou volumes de milieux affectés par le projet et sont utilisés dans les méthodes par ratio minimal ;
- les **ratios « évalués »**, dits aussi « **coefficients** », dont la valeur résulte d'une combinaison de critères décrivant les milieux, les enjeux environnementaux, les opérations ou les actions écologiques envisagées. Ces coefficients permettent de tenir compte du contexte local, du type de projet et de ses modalités techniques de réalisation. Ils peuvent être associés aux surfaces, linéaires ou volumes de milieux affectés par le projet ou aux surfaces des sites bénéficiant d'actions écologiques au titre de la compensation. Ces ratios « évalués » (ou coefficients) sont plutôt utilisés dans les approches d'équivalence par pondération ou entre écarts d'état des milieux (voir ci-après).

Cette approche est généralement indépendante de la nature et de l'intensité des impacts ou des enjeux associés aux milieux affectés par le projet, et de la nature et de l'intensité des actions écologiques menées sur le site de compensation.

Ni le caractère « significatif » des impacts négatifs résiduels engendrés par un projet, ni l'équivalence quantitative entre les pertes et les gains de biodiversité ne sont vérifiés.

En France, l'utilisation de ratios minimaux préétablis dépend des procédures auxquelles les projets sont soumis. À titre d'exemples, on peut citer :

- les ratios surfaciques recommandés par les Sdage, lorsque les projets sont visés par des rubriques de la nomenclature « loi sur l'eau ». Ces derniers ont été définis pour les zones humides, mais leur application est parfois étendue à d'autres milieux aquatiques (cours d'eau, plans d'eau) ;
- les ratios définis en fonction des enjeux associés aux espèces protégées (degré de menace, rareté, statut, etc.), et utilisés lorsque le projet est soumis à une dérogation « espèces protégées » ;
- les ratios définis en fonction du niveau d'enjeu économique, écologique ou sociétal d'un boisement, dans le cadre d'une autorisation de défrichement¹².

Dans certains Sdage, le ratio minimal peut varier en fonction du respect de principes réglementaires comme la proximité géographique, l'équivalence fonctionnelle ou le type d'action écologique. En cas de non-respect de ces principes, sa valeur peut être augmentée. Ainsi :

- le Sdage Seine Normandie préconise de compenser les surfaces de zones humides affectées par un projet à hauteur de 100 % s'il y a équivalence fonctionnelle et si le site de compensation est proche du site affecté. À défaut, le ratio est augmenté à 150 %¹³ ;
- dans l'exemple de méthode citée en figure 3, le coefficient de compensation est augmenté en fonction de la distance entre le site affecté et le site de compensation, et de l'incertitude sur le génie écologique mis en œuvre sur le site de compensation.

Témoignages

Direction départementale des territoires de Savoie (73)

Pour les zones humides du bassin chambérien, le dimensionnement de la compensation est cadré par le Sdage Rhône Méditerranée Corse qui préconise de compenser la perte surfacique de ce type de milieu à hauteur de 200 %. Pour les autres habitats ou espèces, l'absence de valeur guide peut être préjudiciable. Ce territoire comprend 113 zones humides d'une surface totale de 560 ha. En s'appuyant sur un groupe de travail départemental permettant la concertation entre toutes les parties prenantes (DDT, Conseil départemental, CEN, etc.), il s'est doté d'un plan d'action en faveur des zones humides (PAFZH) qui a pour objectifs :

- d'enrayer la diminution de ces milieux ;
- de maîtriser l'impact du développement sur les zones humides ;
- de restaurer les milieux humides dégradés soit par l'action volontariste (aides publiques), soit par des mesures de compensation des impacts d'un projet.

28 zones humides totalisant une surface de 85 ha ont été jugées prioritaires à restaurer et ont été inscrites au PAFZH. Les besoins prévisionnels de mesures compensatoires de projets sur le territoire sont de 10 ha. Dans ce cas, le recours à d'autres dettes de compensation sur le territoire global de Chambéry métropole est envisagé pour mener à bien le PAFZH. De manière générale, une organisation et une optimisation de la compensation dans des secteurs pré-identifiés semblent pertinentes tant du point de vue écologique, que du point de vue des maîtres d'ouvrage ayant des dettes de compensation.

12 - Article L. 341-6 du Code forestier et circulaire et instructions techniques DGPE/SDFB /2015/656 du 29 juillet 2015 et 2015-813 du 24 septembre 2015.

13 - Sdage 2016-2021 du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands, Agence de l'eau Seine Normandie.

Figure 3

	Très proche	Décalage spatial	Très éloigné
Génie écologique éprouvé	Ratio de compensation = 1,5 Restauration dans la même masse d'eau	Ratio de compensation = 2 Restauration dans la masse d'eau voisine	Ratio de compensation = 3 Restauration au-delà (même département, région, bassin versant, etc.)
Risque d'échec	Ratio de compensation = 2 Réhabilitation dans la même masse d'eau	Ratio de compensation = 2,5 Réhabilitation dans la masse d'eau voisine	Ratio de compensation = 4 Réhabilitation au-delà (même département, région, bassin versant, etc.)
Génie écologique innovant	Ratio de compensation = 3 Renaturation/création dans la même masse d'eau	Ratio de compensation = 4 Renaturation/création dans la masse d'eau voisine	Ratio de compensation = 5 Renaturation/création au-delà (même département, région, bassin versant, etc.)

Méthode développée en 2011 par les conseils départementaux du Tarn et de l'Aveyron. Dans cet exemple, le ratio minimal du Sdage (1,5) est complété par deux critères, le risque d'échec de l'action écologique et la proximité géographique entre le site de compensation et le site affecté. Plus l'incertitude sur la réussite des actions écologiques et l'éloignement géographique augmentent, plus le ratio est élevé.

■ Approche d'équivalence par pondération

Il s'agit d'une approche qui quantifie séparément les pertes et les gains de biodiversité, en pondérant les métriques affectées par des coefficients « pertes », et les métriques à compenser par des coefficients « gains » (Figure 4). Afin de veiller à l'équivalence entre les pertes et les gains, les métriques à compenser sont ensuite déduites de la formule suivante :

Métrique à compenser = Métrique affectée x (Coefficient pertes / Coefficient gains)

« Métrique » = Surface, linéaire ou volume de milieu affecté par le projet, ou bénéficiant de la compensation

Figure 4



Schéma symbolisant l'approche d'équivalence par pondération.

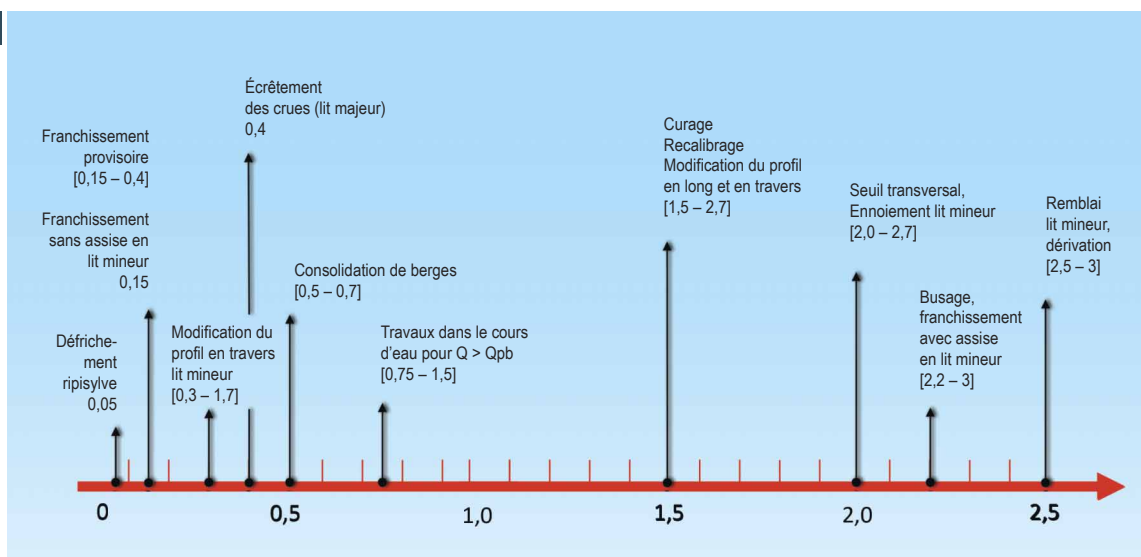
Le coefficient « pertes » de biodiversité résulte généralement de la combinaison des valeurs attribuées aux différents critères de pondération (Figure 4), et dont le choix est fondé sur la description ou l'évaluation :

- des milieux, des espèces ou des fonctions affectées (état initial avant impacts, connectivité avec les milieux adjacents, etc.) ;
- des enjeux écologiques associés à ces milieux, espèces ou fonctions ;
- de l'intensité des impacts engendrés par le projet sur ces espèces, habitats ou fonctions.

À ce titre, les modes d'évaluation de l'intensité des impacts varient entre méthodes. Ils sont généralement prédéfinis :

- soit sur la base de « classes d'intensité d'impact » (faible, moyen, fort par exemple). Dans ce cas, l'attribution d'une classe d'impact à un projet ou à certaines de ses entités est réalisée à dire d'expert ou sur la base d'une définition détaillée de chacune de ces classes ;
- soit sur la base de typologies préétablies et basées :
 - sur le type d'impact généré (ex : altération, dégradation ou destruction de la population d'espèce ou de l'habitat),
 - ou sur la nature des opérations devant déclencher une mesure de compensation (défrichement, modification des composantes physiques, remblai, perte d'habitats, etc.). Pour chaque nature d'opération, des valeurs d'intensité d'impact sont attribuées par défaut (exemple en Figure 5).

Figure 5



Exemple de classement des natures d'opérations en fonction de l'intensité des impacts qu'elles sont susceptibles d'engendrer sur les cours d'eau. L'échelle de valeurs utilisée est généralement comprise entre 0 et 3. Les valeurs indiquées entre crochets correspondent aux valeurs min. et max. d'intensité des impacts relevées au sein de différentes méthodes. Source des données : Hubert et al., 2019.

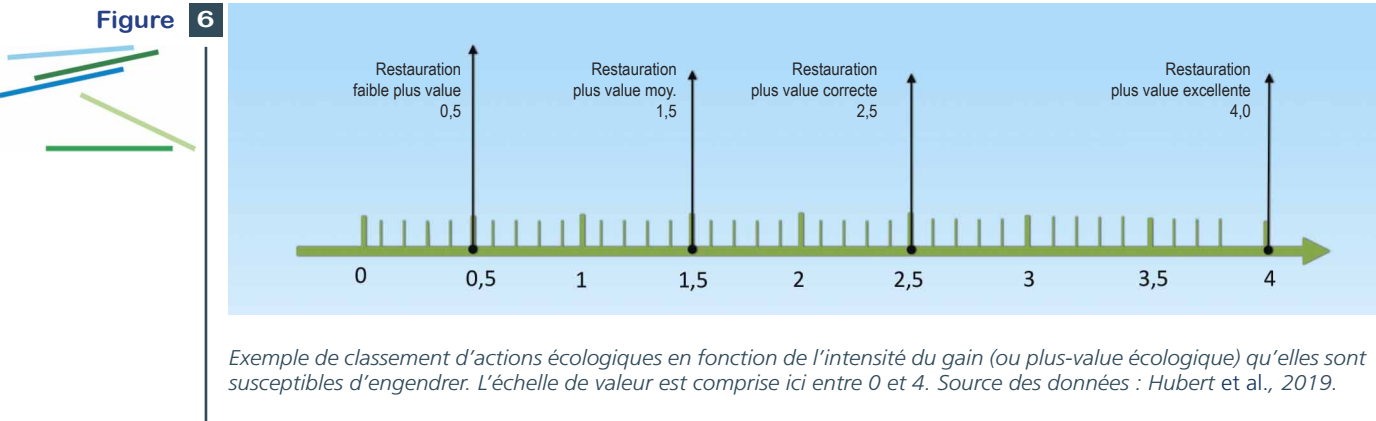
Au sein de ces classes ou typologies prédéfinies d'intensité des impacts, s'ajoute parfois la prise en compte :

- de la proportion d'habitats dégradés au regard de leur surface totale sur l'emprise du projet ;
- de la durée supposée de l'impact (ex : impact irréversible, impact réversible au-delà de deux ans, impact réversible en moins de deux ans, etc.) ;
- ou des mesures de réduction mises en œuvre. Dans ce cas cependant, la faisabilité technique, l'efficacité (partielle ou totale) et la pérennité de ces mesures sont rarement évaluées.

Le coefficient « gains » résulte aussi de la combinaison des valeurs attribuées aux différents critères de pondération, et dont le choix est fondé sur la description ou l'évaluation :

- des milieux bénéficiant de la mesure de compensation : état de conservation initial avant action écologique, enjeux écologiques, connectivité avec les milieux adjacents, etc. ;

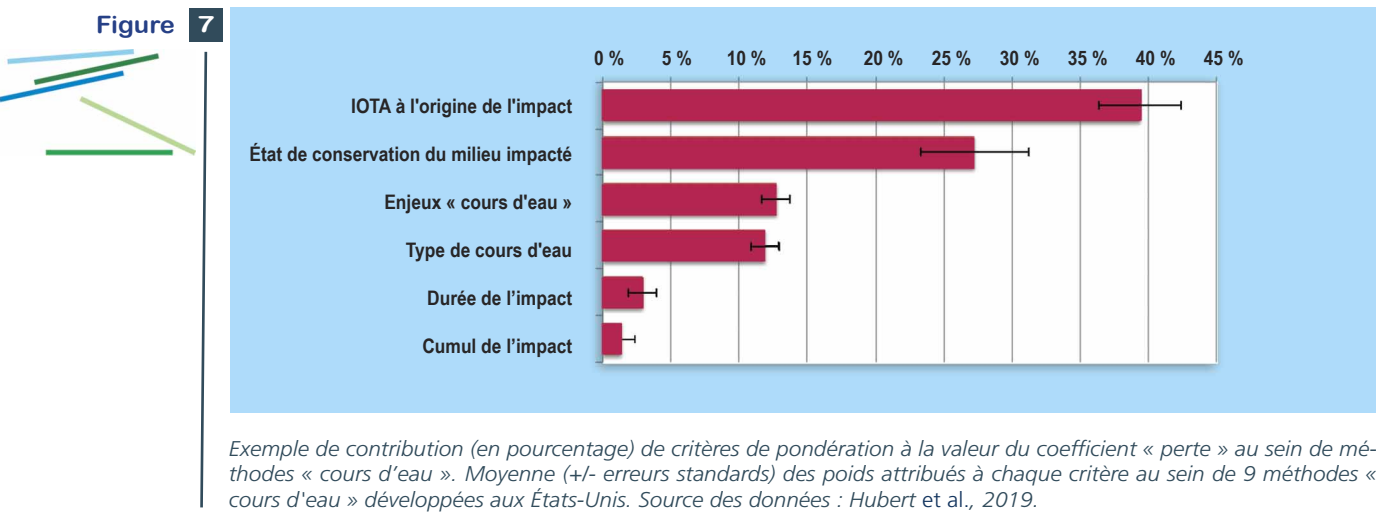
- de la nature des actions écologiques envisagées sur le site de compensation : type d'actions, niveau de plus-value écologique attendu, etc. Dans ce cas, des classes de plus-value écologique (faible, moyen, fort, etc.) ou des typologies prédéfinies d'actions écologiques auxquelles sont attribuées des valeurs selon le gain attendu (Figure 6) sont utilisées ;
- des conditions de mise en œuvre des mesures de compensation et du respect des principes réglementaires régissant la compensation (Tableau 1 page 14). Cette approche considère en effet que plus ces principes sont respectés, plus le gain écologique est fort. L'utilisation de ce type de critères incite à respecter la réglementation. Ainsi, les propositions de mesure de compensation s'écartant de ces principes peuvent être acceptées, tout en étant pénalisées par une intensification des actions écologiques à réaliser ou une augmentation des surfaces, linéaires ou volumes à compenser.



Au sein de cette approche d'équivalence par pondération, le nombre de critères utilisés pour évaluer les coefficients « pertes » ou « gains » varie fortement selon les méthodes, de deux à plus d'une dizaine.

En revanche, la **logique d'attribution des poids donnés à chacun de ces critères paraît analogue entre méthodes** (Figures 7 et 8). Ainsi pour évaluer :

- le coefficient « pertes », le poids le plus élevé est généralement attribué à la nature de l'opération (défrichement, remblai, ennoisement, imperméabilisation, etc.) ou à l'intensité de ses impacts (altération, dégradation, destruction), puis à l'état initial du milieu affecté et à ses enjeux écologiques (Figure 7) ;
- le coefficient « gains », le poids le plus élevé est attribué au type de travaux de génie écologique effectué (réhabilitation, restauration, renaturation, création) sur le site de compensation et à la plus-value susceptible d'être générée. D'autres critères de pondération interviennent ensuite, dont les critères incitant au respect des principes réglementaires, mais ces derniers sont plus liés à la mise en œuvre concrète de ces mesures, qu'à des considérations écologiques (Figure 8).



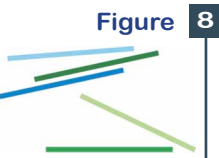
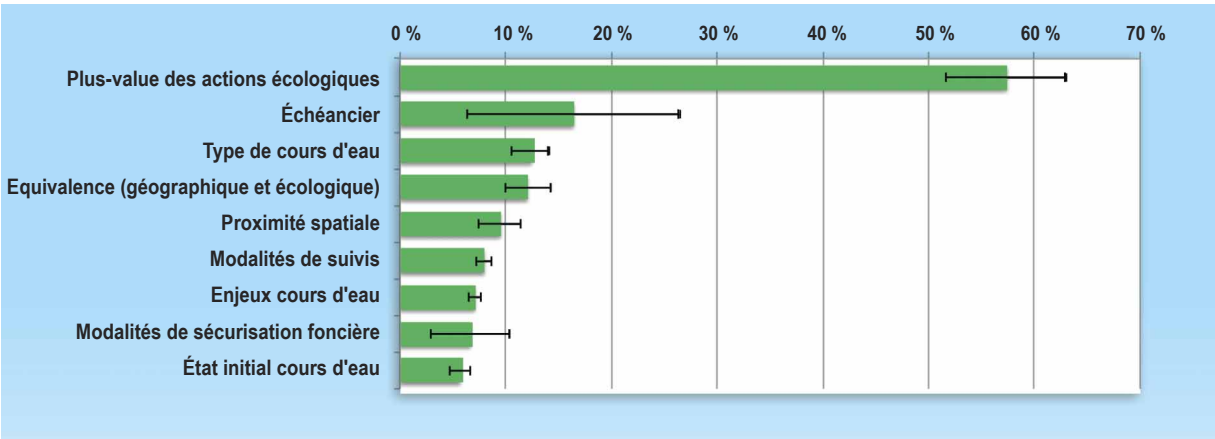


Figure 8



Exemple de contribution (en pourcentage) de critères de pondération à la valeur du coefficient « gain » au sein de méthodes « cours d'eau ». Moyenne (+/- erreurs standards) des poids attribués à chaque critère au sein de 9 méthodes « cours d'eau » développées aux États-Unis. Source des données : Hubert et al., 2019.

■ Approche d'équivalence entre écarts d'état des milieux

Enfin, la dernière approche quantifie aussi séparément les pertes et les gains de biodiversité, puis en vérifie l'équivalence (Quaempts, 2003 ; Dumax, 2009 ; Burrows, 2014 ; Mechin & Pioch, 2016 ; Bezombes, 2018).

Les calculs s'effectuent en comparant l'état ou la capacité d'accueil des milieux (Figure 9) :

- avant et après impact, pour le site concerné par le projet (delta « pertes ») ;
- avant et après réalisation des travaux de génie écologique, pour le site de compensation (delta « gains »).

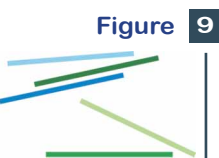
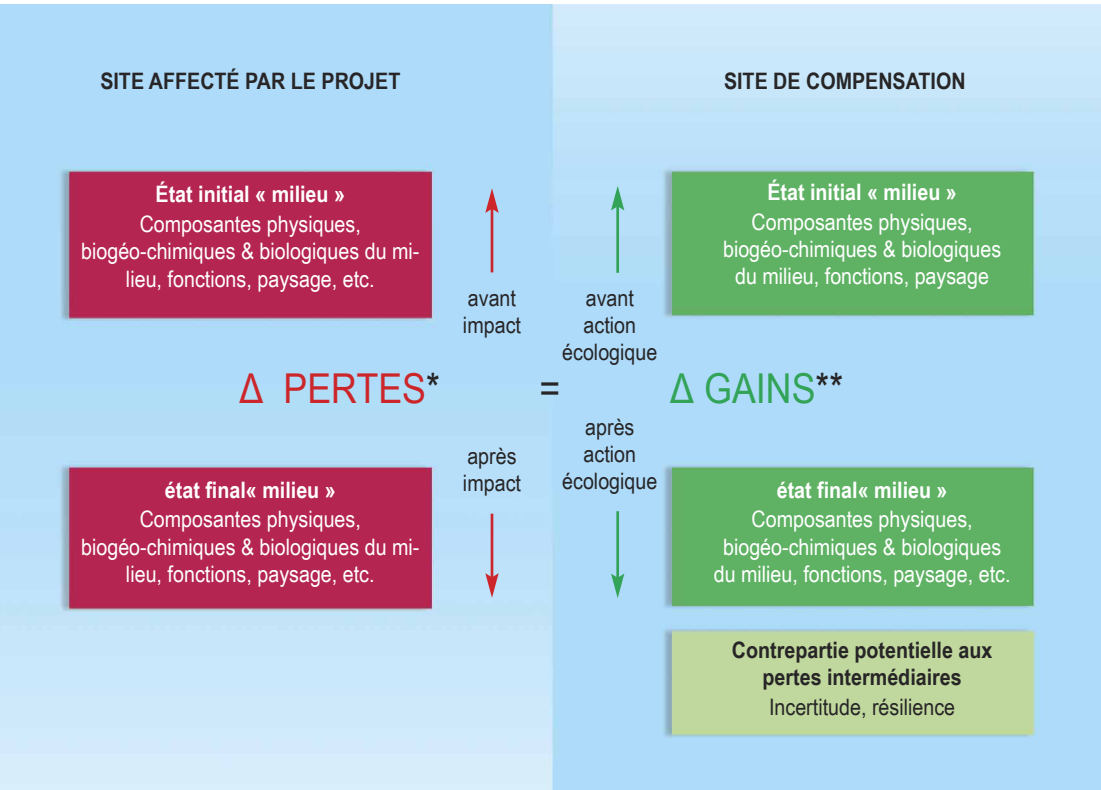


Figure 9



Approche d'équivalence entre écarts d'état des milieux.
* Les enjeux environnementaux participent parfois au choix des critères ou indicateurs.
** Les pertes intermédiaires liées à la résilience des écosystèmes concernés ou à l'incertitude sur le génie écologique participent parfois au calcul des gains de biodiversité.

Afin de veiller à l'équivalence entre les pertes et les gains, les surfaces, linéaires ou volumes à compenser peuvent être déduits de la formule suivante :

$$\text{Métrique à compenser} = \text{Métrique affectée} \times (\Delta \text{ pertes} / \Delta \text{ gains})$$

« Métrique » = Surface, linéaire ou volume utilisé de milieu affecté par le projet, ou bénéficiant de la compensation

Au sein de cette approche, l'équivalence qualitative (en espèces, habitats et fonctions) entre le site affecté et le site de compensation est considérée comme un prérequis devant être vérifié préalablement à tout calcul. Le caractère « significatif » de l'impact est estimé au regard de la valeur de l'écart calculé avant puis après projet.

Ces écarts d'état ou de capacité d'accueil des milieux sont évalués au regard de leur **état initial** et de leurs **trajectoires potentielles** (état dit « projeté »). Les critères utilisés pour les caractériser sont similaires entre le site affecté et le site de compensation. Ils se basent notamment sur :

- **les composantes physiques et biogéochimiques des milieux naturels** (ex. : régime hydrologique, qualité physico-chimique, fonctionnement hydrogéomorphologique, taux d'érosion des sols, niveau d'expression des fonctions associées, etc.) ;

- **leurs composantes biologiques**, dont la composition, la structure, la dynamique et l'état de conservation des communautés d'espèces et des milieux naturels (ex. : richesse et diversité floristique et faunistique, présence d'espèces inféodées aux habitats présents, capacité de résilience et de résistance des espèces, mosaïque d'habitat, dynamique et état de conservation des populations d'espèces ou des habitats, présence d'espèces exotiques envahissantes, etc.) ;

- **les caractéristiques du paysage** (mosaïque des habitats jouxtant les sites évalués ; présence de corridors écologiques et fragmentation éventuelle de ces derniers ; connexion ou isolement des sites évalués avec ces milieux naturels ; présence d'habitats favorables aux espèces affectées ; présence d'espèces exotiques envahissante ; occupation des sols et usages anthropiques ; etc.).

Témoignages

Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE)

L'équivalence entre pertes et gains de biodiversité lors d'un projet d'aménagement doit être évaluée quantitativement en intégrant plusieurs « dimensions » :

- écologique (composantes de biodiversité et indicateurs pour les évaluer) ;
- spatiale (rôle des sites dans le paysage) ;
- temporelle (délai entre mise en place et efficacité des mesures) ;
- incertitudes (risque d'échec des mesures).

La question du dimensionnement ne se limite pas à la fourniture d'un ratio surfacique mais peut être traitée via différentes métriques. C'est ce que propose le cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence (Écoval), issu d'un projet de thèse Cifre (INRAE, EDF, et MNHN) pour les milieux terrestres en adéquation avec le contexte réglementaire français. La biodiversité des sites affectés et compensatoires est évaluée grâce à un lot d'indicateurs avant et après impact ou action écologique, et à court et long terme. Un degré d'incertitude est associé à chaque estimation. Les pertes et les gains sont calculés selon ces estimations et l'évaluation finale de l'équivalence écologique est réalisée en deux temps : indicateur par indicateur et de manière transversale à tous les indicateurs.

Une interface utilisateur est disponible en version bêta depuis 2019 et est en cours de test. Elle vient finaliser l'outil et le rendre pleinement opérationnel. Des travaux sont en cours pour tester le cadre méthodologique sur des projets concrets en partenariat avec l'UMS PatriNat.

Ces critères peuvent être considérés séparément. Dans ce cas, plusieurs deltas « pertes » et deltas « gains » sont calculés et peuvent être comparés deux à deux entre le site affecté et le site de compensation (ex. méthode Écoval). Ils peuvent aussi être classés en catégories (ex. : diversité, patrimonialité, fonctionnalité, etc.) ou agrégés en un seul coefficient global (ex. méthode MERCIe) pour une lecture plus synthétique des résultats. Dans ce dernier cas, les critères utilisés doivent présenter la même unité de mesure. Les critères peuvent être renseignés soit sur la base de données quantitatives (nombre d'individus, surface d'habitat, hauteur de végétation, etc. ; Bezombes *et al.*, 2018), soit à l'aide de classes qualitatives prédéfinies (ex. : bon état de conservation : 3, moyen : 2 et mauvais : 0).

L'estimation des trajectoires de ces milieux est réalisée soit à dire d'expert, soit à l'aide de catégories ou de modèles préalablement définis (cas des méthodes *Habitat Equivalency Analysis* [HEA], *Resource Equivalency Analysis* [REA], *Landscape Equivalency Analysis* [LEA], etc.). Dans ce cadre, les types d'impacts engendrés par le projet sur les milieux naturels au droit du projet ou de plus-values générées par les actions écologiques sur les sites de compensation sont indirectement pris en compte dans le choix des catégories ou des modèles.

Certaines méthodes ajoutent des critères supplémentaires de pondération des gains, dont l'incertitude sur les actions écologiques mises en œuvre sur le site de compensation, ou les pertes intermédiaires générées par le décalage temporel entre les impacts du projet d'une part, et le retour à un état fonctionnel satisfaisant des sites de compensation d'autre part (ex. : méthode MERCIe).