

Relier les empreintes biodiversité aux coûts de restauration : une approche méthodologique

Delphine IRAC et Adrien WENDENBAUM¹

Résumé

Les empreintes biodiversité sont de plus en plus utilisées pour mesurer les pressions exercées sur les écosystèmes, tant dans les travaux de recherche que dans les exercices de reporting et les analyses des risques liés à la nature. Exprimées en unités biophysiques telles que le Mean Species Abundance (MSA), elles permettent de comparer des portefeuilles, des organisations ou des activités, mais leur interprétation économique demeure limitée. Cette étude propose une méthode visant à rapprocher ces indicateurs physiques des coûts de restauration des écosystèmes afin de fournir des ordres de grandeur économiques facilitant leur interprétation.

Le document présente d'abord les principaux fondements méthodologiques des empreintes biodiversité et les conventions sur lesquelles elles reposent, notamment les règles d'allocation des impacts, la prise en compte des chaînes de valeur, les hypothèses de couverture des données et les choix de modélisation. Il souligne que ces indicateurs ne constituent pas des grandeurs directement observables mais le résultat de conventions méthodologiques qui doivent être prises en compte dans leur interprétation.

L'étude construit ensuite une courbe mondiale de coûts d'abattement et de restauration de la biodiversité à partir d'un large ensemble d'actions de réduction des principales pressions et de restauration des écosystèmes. Cette approche s'appuie sur les travaux méthodologiques préliminaires de CDC Biodiversité (2026), qu'elle prolonge en élargissant le périmètre des actions considérées et en reposant exclusivement sur des hypothèses, paramètres et données documentés publiquement. Pour les lecteurs familiers de la littérature économique du climat, cette démarche peut être vue comme une transposition au domaine de la biodiversité de la logique des courbes de coûts marginaux d'abattement, appliquée ici aux actions de réduction des pressions et de restauration des écosystèmes. Les estimations obtenues suggèrent qu'une amélioration de quatre points de Mean Species Abundance, par rapport au niveau de 100% qui correspond à un écosystème intact, représenterait, à l'échelle mondiale, un coût compris entre 9 000 et 11 900 milliards d'euros sur trente-cinq ans, soit environ 0,25 à 0,33 % du PIB mondial par an.

Enfin, ces coûts unitaires sont mobilisés afin de proposer une interprétation économique d'empreintes biodiversité existantes. À titre illustratif, une empreinte de 0,04 MSA.km² par million d'euros conduit à un ordre de grandeur compris entre 68 000 et 89 600 euros par million d'euros, soit un équivalent annuel voisin de 0,2 point de rendement des actifs correspondants sur une période de trente-cinq ans.

Ces résultats doivent être interprétés avec prudence. Les estimations dépendent à la fois des conventions retenues pour mesurer les empreintes biodiversité et des hypothèses mobilisées pour estimer les coûts de restauration. Elles ne constituent ni une mesure de la valeur économique de la biodiversité, ni une estimation des coûts qui seraient effectivement supportés par les acteurs économiques, ni une proposition de politique publique. Elles fournissent avant tout un cadre méthodologique permettant de rapprocher des indicateurs physiques de biodiversité d'ordres de

¹ Autorité de contrôle prudentiel et de résolution, Direction d'étude et d'analyse des risques.

grandeur économiques, afin de contribuer au développement des analyses relatives aux risques de transition liés à la nature.

Dans un dernier temps nous proposons une approche préliminaire pour lier restauration de la biodiversité et restauration de services écosystémiques, avec comme cas d'étude le stress hydrique.

Codes JEL :

Mots-clés : biodiversité ; services écosystémiques ; assurance ; restauration ; réglementation financière ; empreinte

Introduction

La prise en compte de la biodiversité dans les analyses économiques et financières s'est fortement développée au cours des dernières années. Les travaux de l'IPBES ont mis en évidence l'ampleur de l'érosion actuelle de la biodiversité, estimant qu'environ un million d'espèces animales et végétales sont aujourd'hui menacées d'extinction et que 75 % des milieux terrestres ainsi que 66 % des milieux marins ont été significativement modifiés par les activités humaines. Dans ce contexte, l'adoption en décembre 2022 du Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal, lors de la quinzième Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique (COP15), constitue une étape importante. Cet accord fixe notamment l'objectif de stopper et d'inverser la perte de biodiversité d'ici 2030, à travers vingt-trois cibles, parmi lesquelles la protection d'au moins 30 % des terres et des océans, la restauration de 30 % des écosystèmes dégradés et la réduction des principales pressions exercées sur la nature.

Ces évolutions se sont progressivement traduites dans les pratiques des acteurs économiques et financiers. Les institutions financières publient de plus en plus fréquemment des indicateurs d'empreinte biodiversité, les fournisseurs de données développent des métriques permettant de relier les activités économiques à leurs impacts sur les écosystèmes, tandis que les autorités de supervision intègrent progressivement les risques liés à la nature dans leurs travaux. En Europe, la SFDR, la taxonomie européenne et la directive CSRD, notamment à travers la norme ESRS E4, renforcent la prise en compte des enjeux de biodiversité dans les obligations de transparence. En France, l'article 29 de la loi Énergie-Climat a conduit plusieurs établissements financiers à publier des mesures quantitatives de leur empreinte biodiversité.

Cette évolution soulève toutefois une difficulté méthodologique importante. Les empreintes biodiversité sont aujourd'hui généralement exprimées dans des unités biophysiques telles que le *Mean Species Abundance* (MSA), qui permettent d'agréger des pressions environnementales de nature très différente - changement d'usage des terres, changement climatique, pollutions ou autres pressions - dans une métrique commune. Ces indicateurs constituent un progrès important pour comparer des entreprises, des secteurs ou des portefeuilles financiers. En revanche, leur interprétation économique demeure délicate. Une empreinte de 0,04 MSA.km² par million d'euros investi est calculable, mais il reste difficile d'apprécier ce que représente concrètement un tel ordre de grandeur. À la différence du changement climatique, pour lequel les émissions peuvent être rapprochées d'un prix du carbone ou de courbes de coûts marginaux d'abattement, il n'existe pas aujourd'hui de cadre largement partagé permettant de donner une traduction économique à une empreinte biodiversité.

La présente étude propose une première démarche en ce sens. Elle met en relation des indicateurs d'empreinte biodiversité avec une courbe mondiale de coûts d'abattement et de restauration de la

biodiversité afin de fournir des ordres de grandeur économiques susceptibles d'éclairer leur interprétation. L'objectif n'est ni d'estimer la valeur économique de la biodiversité, ni de proposer un mécanisme de tarification, mais de construire un cadre méthodologique permettant de rapprocher des indicateurs biophysiques de coûts de restauration documentés.

Cette démarche s'inscrit dans un cadre plus général d'analyse de la double matérialité des relations entre économie et nature. D'une part, les entreprises et les institutions financières dépendent des services rendus par les écosystèmes - pollinisation, fertilité des sols, régulation du cycle de l'eau, stockage du carbone ou protection contre certains aléas naturels. D'autre part, les activités qu'elles financent exercent elles-mêmes des pressions sur la biodiversité à travers le changement d'usage des terres, les émissions de gaz à effet de serre, les pollutions ou la fragmentation des habitats. Ces deux dimensions sont étroitement liées mais ne renvoient pas exactement au même objet. Les dépendances concernent principalement les services écosystémiques, tandis que les impacts concernent l'état de la biodiversité. Une amélioration de l'un ne se traduit donc pas nécessairement par une amélioration proportionnelle de l'autre. Une infrastructure peut, par exemple, préserver un service de protection contre les inondations tout en dégradant les habitats naturels ; inversement, la restauration d'un écosystème peut améliorer la biodiversité sans maximiser immédiatement certains services de production.

La présente étude se concentre sur cette seconde dimension. Son objectif est d'apporter un cadre d'interprétation économique aux empreintes biodiversité en les reliant à des coûts de restauration. Les services écosystémiques ne sont pas directement étudiés, mais ils constituent un prolongement naturel de cette démarche. Une articulation plus étroite entre restauration de la biodiversité et restauration des services écosystémiques permettrait en effet, à terme, de rapprocher plus directement les analyses d'impact et de dépendance, et de mieux relier les empreintes biodiversité aux conséquences économiques de la dégradation de la nature.

La suite du document est organisée comme suit. La première partie présente les principales conventions méthodologiques sous-jacentes aux empreintes biodiversité et explicite les fondements du *Mean Species Abundance* comme unité d'agrégation des pressions environnementales. La deuxième partie décrit la méthodologie de calcul des empreintes appliquée aux portefeuilles financiers. La troisième construit une courbe mondiale de coûts d'abattement et de restauration de la biodiversité à partir de travaux méthodologiques préliminaires de CDC Biodiversité, prolongés et rendus entièrement reproductibles à partir de données publiques. Enfin, la dernière partie mobilise ces coûts afin de proposer une interprétation économique d'empreintes biodiversité existantes et d'illustrer leur utilisation dans une analyse des risques de transition liés à la nature, et elle expose une méthodologie qui vise à évaluer conjointement des coûts de restauration de la nature et de services écosystémiques liés à l'eau.

1. Notre approche

1.1. La double matérialité dans le lien à la nature : deux natures différentes

Comme nous l'avons déjà évoqué, les deux dimensions - dépendance et impact - sont liées, mais elles ne renvoient pas exactement à la même manière de définir la nature. Lorsqu'on s'intéresse aux dépendances, la nature est principalement appréhendée à travers les services écosystémiques qu'elle

fournit aux activités humaines, ou, selon la terminologie de l'IPBES, à travers les contributions de la nature aux populations. Celles-ci sont généralement regroupées en trois grandes catégories : les contributions matérielles, comme la fourniture de nourriture, d'eau douce, de bois, de fibres, de ressources génétiques ou de substances utilisées par les industries pharmaceutiques et chimiques ; les contributions régulatrices, comme la pollinisation, la fertilité des sols, la régulation du climat et du cycle de l'eau, la purification de l'eau, le contrôle de l'érosion, la régulation des maladies ou des ravageurs ; et les contributions immatérielles, liées aux usages récréatifs, esthétiques, patrimoniaux ou spirituels des milieux naturels. L'enjeu est alors d'identifier les fonctions naturelles dont une activité dépend pour produire, vendre, assurer, prêter ou investir. Lorsqu'on s'intéresse aux impacts, la nature est davantage appréhendée à travers l'état des écosystèmes et de la biodiversité elle-même : diversité des espèces, abondance des populations, intégrité des habitats, qualité écologique des sols, des eaux ou des milieux naturels. Une activité peut donc préserver certains services utiles aux humains tout en dégradant la biodiversité, ou inversement restaurer un écosystème sans maximiser à court terme un service économique particulier. Cette distinction est importante pour le secteur financier. Mesurer les dépendances permet d'identifier des vulnérabilités économiques : une entreprise agricole dépend de la fertilité des sols et de l'eau, un assureur peut être exposé à l'aggravation des aléas physiques lorsque les écosystèmes jouent moins bien leur rôle de régulation.

Mais l'amélioration d'un service écosystémique ne se confond pas toujours avec l'amélioration de la biodiversité. Certaines solutions peuvent renforcer un service particulier tout en dégradant l'intégrité écologique des milieux : la stabilisation des sols ou des dunes peut, par exemple, reposer sur des plantations monospécifiques ou sur des espèces exotiques à croissance rapide qui réduisent l'érosion mais concurrencent les espèces locales ; la protection contre les inondations ou l'érosion côtière peut être assurée par des digues ou des infrastructures en béton qui sécurisent les activités humaines tout en artificialisant encore plus les milieux ; inversement, des politiques de réensauvagement ou de restauration d'habitats peuvent améliorer l'état de la biodiversité tout en réduisant, à court terme, certains services d'approvisionnement, notamment agricoles. Cette tension renvoie à un débat ancien de la philosophie environnementale entre une conception instrumentale de la nature, valorisée pour les services qu'elle rend aux sociétés humaines, et une conception accordant à la nature ou à la biodiversité une valeur propre, irréductible à son utilité économique.

Mesurer les impacts permet dès lors de poser une autre question : quelle part de la dégradation de la biodiversité peut être attribuée aux activités financées ? C'est sur cette seconde dimension que se concentre notre approche, en cherchant à quantifier l'empreinte biodiversité du secteur financier et à donner un premier ordre de grandeur des coûts qui seraient associés à la réduction ou à la restauration de cette empreinte. L'enjeu de la biodiversité a également pris une place croissante dans le cadre réglementaire applicable aux entreprises et au secteur financier. Au niveau européen, la SFDR impose aux institutions financières de publier certaines informations relatives aux principales incidences négatives de leurs investissements sur l'environnement, tandis que la taxonomie européenne contribue à identifier les activités économiques considérées comme durables. La CSRD renforce cette logique de transparence : à travers la norme ESRS E4, les entreprises concernées doivent fournir des informations sur leurs impacts, risques et dépendances liés à la biodiversité et aux écosystèmes, selon une approche de double matérialité. En France, l'article 29 de la loi énergie-climat, souvent désigné comme LEC 29, a également renforcé les obligations de reporting des assureurs en matière de climat et de biodiversité. Ce cadre réglementaire français demande notamment aux grandes banques, assurances et investisseurs de publier des informations sur leur stratégie d'alignement avec les objectifs

internationaux de préservation de la biodiversité et sur la manière dont les risques liés à la biodiversité sont pris en compte.

Les premiers travaux de scénarisation et de stress test nature, notamment ceux développés dans le cadre du NGFS (NGFS 2023 a, NGFS 2023 b), ont jusqu'ici principalement proposé d'appréhender les risques liés à la nature par le canal des dépendances : dégradation de la pollinisation, choc sur l'approvisionnement en eau, baisse de productivité agricole ou forestière, perturbation des services de régulation rendus par les écosystèmes. Cette approche est essentielle pour évaluer les risques physiques liés à la perte de nature. La présente note vise à la compléter par une autre entrée : celle des impacts et des coûts de transition. Le risque de transition lié à la nature est ici compris comme le coût à supporter pour freiner, éviter ou restaurer la dégradation de la nature, dès lors que les entreprises, les secteurs et les financeurs doivent s'aligner avec une trajectoire de préservation ou de restauration de la biodiversité.

1.2. Une unité de mesure unique pour mesurer des pressions hétérogènes : le MSA.km2

Les pressions exercées sur la biodiversité sont hétérogènes. L'usage des terres joue un rôle central, notamment pour les secteurs fortement consommateurs d'espace comme l'agriculture, l'alimentation, la forêt, le papier ou certaines infrastructures. Les émissions de gaz à effet de serre affectent également la biodiversité à travers le changement climatique. Les pollutions de l'eau, des sols et de l'air constituent une autre source de pression, particulièrement importante pour certains secteurs industriels, chimiques, pharmaceutiques, miniers ou de transport. Les résultats présentés dans les travaux préparatoires montrent ainsi que les profils d'impact diffèrent fortement selon les secteurs : certains impacts sont dominés par l'usage des terres, d'autres par la pollution de l'eau ou par les émissions atmosphériques. Dans les portefeuilles d'assurance étudiés, l'usage des terres apparaît comme la principale composante de l'empreinte biodiversité, devant la pollution de l'eau, les émissions de gaz à effet de serre et la pollution de l'air.

Cette diversité des pressions pose une difficulté méthodologique majeure. Pour comparer des activités ou des portefeuilles, il ne suffit pas de disposer d'une liste d'indicateurs physiques séparés — tonnes de CO₂, hectares occupés, tonnes d'azote, émissions de particules, rejets toxiques. Ces unités ne sont pas directement comparables entre elles. Or, du point de vue financier, il est nécessaire de pouvoir agréger les impacts, les comparer entre secteurs, les rapporter à des expositions et, éventuellement, les relier à des coûts de transition. Une métrique synthétique est donc nécessaire pour convertir des pressions de nature différente en une mesure cardinale commune de perte ou de gain de biodiversité.

L'exemple agricole illustre ce besoin. Une agriculture intensive peut exercer une pression importante via les émissions de gaz à effet de serre, les intrants ou certaines pollutions, tandis qu'une agriculture extensive peut exercer une pression par l'occupation d'une surface plus grande. Dans les deux cas, l'impact final porte sur la biodiversité, mais il transite par des canaux physiques différents. Une métrique commune permet de comparer ces pressions non pas seulement en tonnes, en hectares ou en flux de polluants, mais en contribution à la dégradation d'un même objet : l'état de la biodiversité. La présente note retient pour cela l'indicateur MSA, ou Mean Species Abundance.

Le MSA mesure l'abondance moyenne des espèces originelles dans un écosystème par rapport à un état de référence non perturbé. Il varie de 0% à 100% : un MSA égal à 100% correspond à un écosystème considéré comme intact ; un MSA égal à 0% correspond à un écosystème entièrement

dégradé du point de vue de l'abondance des espèces originelles. Le MSA moyen de la planète est de l'ordre de 60%, ce qui signifie que l'abondance moyenne des espèces originelles est déjà fortement réduite par rapport à un état non perturbé. Le MSA à l'échelle de la France métropolitaine est de l'ordre de 36%². Cela traduit que le sol français est en moyenne plus artificialisé que le reste du monde. L'indicateur peut être utilisé comme mesure d'état, mais aussi comme unité d'impact lorsqu'il est combiné à une surface, par exemple en MSA.m² ou en MSA.km². Dans ce cas, l'impact est calculé comme le produit d'une variation de MSA par la surface concernée. Une activité entraînant une perte de 1 MSA.m² peut ainsi s'interpréter comme l'équivalent d'une dégradation complète de l'intégrité écologique d'un mètre carré initialement intact, c'est-à-dire une baisse de MSA de 100% sur 1 m². Mais elle peut aussi correspondre, de manière équivalente, à une dégradation partielle sur une surface plus grande : par exemple une baisse de MSA de 50% sur 2 m², ou de 10% sur 10 m². L'unité MSA.m² permet donc d'agréger des pertes d'intensité différente sur des surfaces différentes, en les ramenant à une mesure commune de perte d'intégrité écologique.

Le MSA est notamment utilisé par le modèle d'évaluation de la biodiversité GLOBIO développé par l'Agence néerlandaise d'évaluation environnementale. Il se distingue d'autres indicateurs, comme l'indice de liste rouge, qui se concentre sur les risques d'extinction des espèces, ou le Living Planet Index, qui mesure l'évolution moyenne de l'abondance des populations de vertébrés au cours du temps. Son intérêt, dans une perspective financière, est de permettre des comparaisons entre écosystèmes, pressions et secteurs différents. Il ne mesure toutefois pas directement les services écosystémiques, dont l'évaluation suppose souvent une pluralité d'indicateurs et dépend davantage des usages humains associés à la nature.

Dans la base Iceberg Data Lab mobilisée dans les travaux internes de l'ACPR, l'indicateur de Corporate Biodiversity Footprint est ainsi exprimé en MSA.km². Comme déjà expliqué, un CBF égal à 1 peut s'interpréter comme l'équivalent, sur une année, de l'artificialisation complète d'un kilomètre carré de nature intacte. Cette convention permet de relier des pressions environnementales hétérogènes à une unité commune d'impact sur la biodiversité, puis d'attribuer cette empreinte aux portefeuilles financiers. Elle rend également le CBF globalement comparable, en ordre de grandeur, aux empreintes calculées par d'autres outils de place fondés sur le MSA, notamment le Global Biodiversity Score développé par CDC Biodiversité. Dans les deux cas, l'objectif est de traduire des pressions exercées par les activités économiques en perte d'intégrité écologique exprimée sur une surface donnée. Les modèles diffèrent dans le périmètre des pressions couvertes, la différenciation entre impacts statiques et dynamiques, le recours à des données sectorielles ou spécifiques aux entreprises, et les règles d'allocation des impacts le long de la chaîne de valeur. Cependant, le CBF peut être interprété comme une mesure cohérente avec la famille des indicateurs en MSA.km², plutôt que comme une duplication exacte d'autres indicateurs.

1.3. Mobilisation de deux ensembles de travaux

Notre travail repose sur deux ensembles de travaux complémentaires. Le premier est une étude interne de l'ACPR visant à calculer l'empreinte biodiversité du secteur financier français. Elle mobilise les données d'Iceberg Data Lab, qui convertissent différentes pressions environnementales — changement climatique, usage des terres, pollutions de l'eau, des sols et de l'air — en impact biodiversité exprimé en MSA.km². Ces données sont ensuite rapprochées des expositions financières des assureurs et des

² [Érosion de la biodiversité | La France face aux neuf limites planétaires, Terrestrial mean species abundance, globally and for selected world regions | Maps and charts | European Environment Agency \(EEA\)](#)

banques. Pour les assureurs, l'analyse porte notamment sur les actifs détenus en portefeuille ; pour les banques, elle s'appuie sur les expositions de crédit recensées dans AnaCredit. Dans les deux cas, l'objectif est de relier les positions financières aux émetteurs ou emprunteurs sous-jacents, puis d'attribuer au secteur financier une fraction de leur empreinte biodiversité.

Le principe d'attribution est proportionnel. Lorsqu'un assureur détient des titres d'une entreprise, ou lorsqu'une banque finance une entreprise par un prêt, l'empreinte attribuée dépend du poids de cette exposition dans la valeur économique de l'entreprise ou du groupe concerné. Autrement dit, le secteur financier ne se voit pas attribuer la totalité de l'impact d'une entreprise qu'il finance, mais une part correspondant à sa participation financière. Cette logique permet de passer d'une empreinte d'entreprise à une empreinte de portefeuille, puis d'agréger les résultats au niveau d'un assureur, d'une banque ou d'un ensemble d'institutions financières. Elle suppose toutefois un travail important de correspondance entre identifiants financiers, entités juridiques, groupes consolidés, secteurs d'activité et données d'impact biodiversité.

Le second ensemble de travaux, mené avec la CDC Biodiversité, vise à construire une première courbe de coûts d'abattement et de restauration de la biodiversité. L'objectif est de transposer à la biodiversité une logique déjà utilisée pour le climat : classer des mesures selon leur coût par unité de gain environnemental, puis estimer le coût moyen et marginal permettant d'atteindre un objectif donné. La différence avec le climat est que la transition biodiversité ne consiste pas seulement à réduire des flux négatifs ; elle implique aussi de restaurer des écosystèmes dégradés. L'approche combine donc des mesures d'évitement d'impact, de réduction d'impact et de restauration ou compensation. Les coûts sont exprimés en euros par MSA.m² restauré ou préservé, ce qui permet de relier une ambition écologique à une estimation financière.

L'intérêt de cette approche est qu'elle permet de passer d'une cible écologique, exprimée en MSA.km² restaurés à l'échelle de la planète, à une estimation financière : l'outil fournit un coût moyen par MSA.km² et permet ainsi de calculer un ordre de grandeur de la « facture » associée à la restauration de l'empreinte biodiversité attribuable au secteur financier. Cette facture dépend du modèle mobilisé, des hypothèses de coût et d'efficacité des mesures de restauration, ainsi que du scénario de déploiement retenu. Par ailleurs, les estimations présentées doivent être interprétées comme conservatrices. Nous retenons en effet une approche incluant le scope 3, ce qui permet de prendre en compte l'empreinte associée à l'ensemble de la chaîne de valeur des entreprises financées, mais peut aussi conduire à comptabiliser plusieurs fois une même pression environnementale lorsque plusieurs entreprises appartenant à une même chaîne de valeur sont simultanément financées. Ce risque de double comptage a été préféré aux limites d'une approche restreinte au scope 1, qui réduirait fortement l'empreinte de certaines entreprises et introduirait des distorsions en faveur de celles qui externalisent une partie importante de leurs impacts en amont ou en aval de leur chaîne de valeur. L'inclusion du scope 3 permet également de mieux appréhender, au moins partiellement, l'empreinte liée à la consommation finale des ménages, et non uniquement celle directement portée par les entreprises productrices.

1.4. Risque de transition nature

L'articulation de ces deux travaux constitue l'apport principal de la note. Le calcul d'empreinte permet d'identifier la quantité de biodiversité dégradée ou mobilisée par les activités financées. La courbe d'abattement et de restauration permet ensuite d'associer à cette empreinte un ordre de grandeur de

coût de transition, en estimant la « facture » nécessaire pour réduire ou restaurer l’empreinte biodiversité attribuable au secteur financier, selon différents scénarios et niveaux d’ambition. Le stress de transition est donc appréhendé ici par le canal d’un coût d’abattement et de restauration. Cette approche ne prétend toutefois pas couvrir l’ensemble des formes que pourrait prendre une transition liée à la nature. Les coûts de transition pourraient aussi résulter de nouvelles réglementations, de restrictions d’usage des terres ou de certaines ressources, du déplacement de sites productifs exposés ou non compatibles avec des objectifs de restauration, de changements dans les procédés de production, de substitutions d’intrants, de pertes de valeur d’actifs devenus incompatibles avec une trajectoire de préservation de la biodiversité, ou encore de transformations des chaînes d’approvisionnement. Cette démarche ne prétend donc pas fournir une mesure définitive ou exhaustive du risque nature. Elle constitue plutôt une première illustration de la manière dont des métriques biodiversité peuvent être utilisées pour calibrer un stress de transition appliqué au secteur financier. Elle permet de passer d’un constat qualitatif — le secteur financier dépend de la nature et contribue à sa dégradation — à une analyse quantitative reliant expositions, empreintes, coûts de réduction et coûts de restauration. Dans cette perspective, la présente note vise à montrer que les risques de transition liés à la nature peuvent être appréhendés avec des outils proches de ceux développés pour le climat, tout en tenant compte des spécificités de la biodiversité : multiplicité des pressions, forte dimension spatiale, dépendance aux écosystèmes locaux, articulation entre impact et services écosystémiques, et nécessité de combiner réduction des pressions et restauration des milieux. Elle propose ainsi une première étape vers un cadre d’analyse permettant aux superviseurs, aux banques et aux assureurs de mieux intégrer la nature dans l’évaluation des risques financiers.

2. L’empreinte biodiversité

2.1 Pressions sur la biodiversité

L’IPBES définit la biodiversité comme « *la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, ainsi que les complexes écologiques dont ils font partie. Elle comprend la diversité au sein des espèces, entre les espèces et la diversité des écosystèmes* ».

L’IPBES regroupe les principales pressions exercées par l’activité humaine sur la biodiversité en 5 catégories : (i) le changement d’usage des terres et des mers et la perte des habitats qui en résulte, (ii) la surexploitation des ressources (pêche notamment), (iii) le changement climatique, (iv) les pollutions et (v) les espèces exotiques envahissantes. L’importance de ces différentes pressions varie en fonction des régions et des types d’écosystèmes. À l’échelle mondiale, la première de ces pressions est l’usage des terres et des mers.

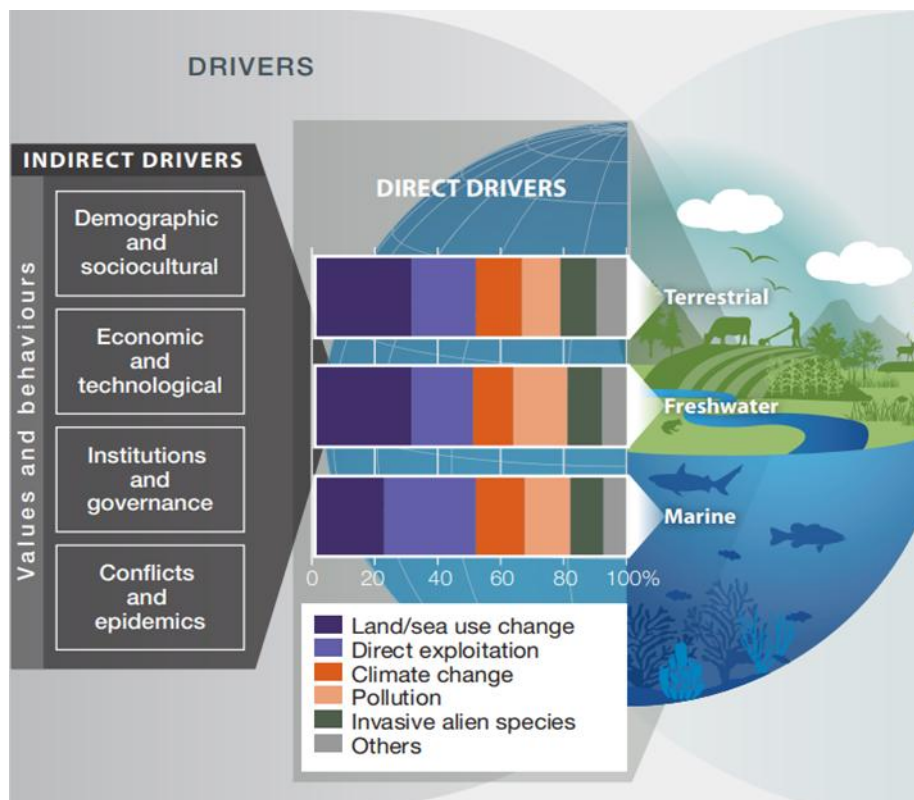


Figure 1: Drivers of biodiversity loss, from the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem services by the IPBES, page 31

2.2 Mesurer l'empreinte biodiversité : exemple du CBF d'Iceberg Data Lab

Le Corporate Biodiversity Footprint construit par Iceberg Data Lab est exprimé en MSA.km2. Le MSA.km2, dont la définition et l'interprétation ont été données en première partie, est un indicateur notamment utilisé par le modèle d'évaluation de la biodiversité [GLOBIO](#) développé par l'Agence néerlandaise d'évaluation environnementale (PBL), et est utilisé dans plusieurs articles scientifiques qui modélisent des trajectoires de restauration de la nature ([Kok et al. 2023](#), [Alkemade et al. 2009](#)). Le MSA.km2 est l'indicateur le plus utilisé par le secteur assurance pour mesurer son empreinte sur la biodiversité³.

Encadré MSA et services écosystémiques

Les liens entre amélioration de la biodiversité et amélioration des services écosystémiques sont complexes. Les services écosystémiques sont plus liés à des questions de dépendance de l'activité humaine à la nature qu'à des enjeux d'empreintes de l'activité humaine sur la nature.

La littérature scientifique tend vers la conclusion suivante : en général, une amélioration de la biodiversité entraîne une amélioration des services écosystémiques⁴ et une biodiversité riche peut

³ [20240620 analyses synthèses biodiv_fr.pdf](#) ACPR

⁴ [Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review - ScienceDirect](#) Disaggregating the evidence linking biodiversity and ecosystem services | Nature Communications

réguler les impacts néfastes de l'activité humaine sur l'environnement⁵. Cependant ces relations ne sont pas linéaires, dépendent des écosystèmes, des régions et une amélioration de la biodiversité peut avoir un impact positif sur un service écosystémique tout en entraînant la dégradation d'un autre. En particulier une amélioration du MSA dans des écosystèmes dégradés (dont le MSA est inférieur à 60%) entraîne une nette amélioration des services écosystémiques, tandis que des améliorations de MSA dans des écosystèmes très préservés peuvent avoir des effets négatifs sur les services de production de nourriture ou de provision d'eau⁶.

Par ailleurs, s'il est possible de préserver ou d'améliorer les services écosystémiques d'un écosystème via des mesures qui restaurent la nature, il est également possible de préserver un service écosystémique en mettant en place des mesures qui ne sont pas basées sur la nature et peuvent avoir un effet néfaste sur la biodiversité : c'est le cas par exemple de la construction de digues.

Ainsi, la restauration (ou dégradation) de la biodiversité et la restauration (ou dégradation) des services écosystémiques sont deux réalités différentes. Pour la suite nous faisons le choix de nous concentrer sur l'empreinte biodiversité et sur des restaurations de la biodiversité.

2.3 Les empreintes de investissements réalisés

2.3.1 Les données 29LEC

En France, les obligations de publication prévues par l'article 29 de la loi Énergie-Climat ont conduit plusieurs organismes d'assurance à publier une mesure quantitative de l'empreinte biodiversité de leurs portefeuilles d'investissement. Les rapports correspondants, notamment centralisés par l'ADEME sur le Climate Transparency Hub, présentent fréquemment des résultats en MSA.km², souvent rapportés au montant investi. À titre d'exemple, AXA S.A. publie, pour un portefeuille d'actions cotées et d'obligations d'entreprises lié à ses activités de réassurance dommages, une intensité de -0,036 MSA.km² par million d'euros investi à fin 2023. AXA France Vie présente une intensité de -0,042 MSA.km²/M€ pour un portefeuille d'épargne individuelle, tandis qu'AXA Retraite Entreprise publie une valeur de -0,045 MSA.km²/M€. KERALIS publie, pour la même année, des intensités comprises entre -0,03 et -0,04 MSA.km²/M€ selon ses portefeuilles Retraite, IFC et Autres. Groupama présente également une intensité biodiversité moyenne de l'ordre de -0,05 MSA.km²/M€ investi pour l'un des périmètres étudiés, contre -0,07 pour son indice de comparaison. Ces chiffres ne sont cependant pas immédiatement comparables sans précaution : les périmètres d'actifs, les taux de couverture, les millésimes des données et la prise en compte des différents scopes peuvent varier sensiblement d'un rapport à l'autre.

Ces publications expliquent le choix de concentrer l'exercice sur les portefeuilles d'assurance. Elles fournissent des données publiques exprimées dans la même unité que celle retenue dans la présente étude, à savoir le MSA.km² par million d'euros investi. À l'inverse, la CSRD et la norme ESRS E4 n'imposent pas aux entreprises non financières de calculer une empreinte synthétique en MSA.km². Leurs publications portent principalement sur les sites situés dans ou à proximité de zones sensibles, les principales pressions exercées, les dépendances aux services écosystémiques, les politiques, les objectifs et les actions mises en œuvre. Les informations peuvent être quantitatives, notamment en

⁵ [Biodiversity mediates relationships between anthropogenic drivers and ecosystem services across global mountain, island and delta systems](#)

⁶ [Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe - ScienceDirect](#)

matière de surfaces ou de sites concernés, mais elles ne sont généralement pas agrégées dans une métrique homogène de type MSA.km². Il n'est donc pas possible, à partir des seules publications CSRD, de reproduire directement le même exercice pour un ensemble d'entreprises non financières.

Ces ordres de grandeur peuvent être interprétés de manière relativement intuitive. Une intensité de – 0,04 MSA.km² par million d'euros investi signifie qu'un portefeuille de 1 million d'euros est associé, sur une année, à une empreinte équivalente à la perte de biodiversité correspondant à 0,04 km² de nature intacte, soit environ 4 hectares ou 40 000 m². On peut l'interpréter comme l'équivalent de la dégradation complète de 4 % d'un kilomètre carré de forêt vierge, ou, de manière équivalente, comme une dégradation plus faible répartie sur une surface plus importante. Cette interprétation ne signifie évidemment pas que l'investissement conduit directement à la destruction de 4 hectares de forêt. Il s'agit d'une unité d'équivalence qui agrège des pressions de nature très différente et les convertit dans une métrique commune d'impact sur la biodiversité.

Cette empreinte est calculée sur l'ensemble de la chaîne de valeur des entreprises financées (scope 1, 2 et 3). Elle ne reflète donc pas uniquement les impacts directs des entreprises, mais également ceux associés à leurs fournisseurs, à leurs consommations intermédiaires et, lorsque la méthodologie le prévoit, à certaines étapes en aval. Les pertes de MSA peuvent provenir de plusieurs types de pressions : occupation et transformation des sols, émissions de gaz à effet de serre, pollutions de l'eau, des sols ou de l'air. Dans les portefeuilles financiers étudiés, les deux principaux contributeurs sont toutefois l'usage des terres (land use) et le changement climatique, qui correspondent également à deux des principaux moteurs mondiaux de l'érosion de la biodiversité terrestre identifiés par l'IPBES. Une intensité de –0,04 MSA.km² par million d'euros investi ne correspond donc pas à une surface effectivement déboisée ; elle représente l'effet agrégé de l'ensemble de ces pressions, converties dans une unité commune grâce au modèle GLOBIO.

2.3.2 L'empreinte biodiversité du secteur assurantiel français

Nous présentons ici une méthodologie possible mise en place en interne à l'ACPR pour calculer l'empreintes des assurances françaises. Cette section reprend les travaux développés par Darragi, Irac et Legros (2025). Les développements qui suivent en présentent les principales étapes ainsi que les hypothèses de calcul mobilisées.

Avant de présenter la méthodologie retenue, il convient de souligner que l'empreinte biodiversité d'un portefeuille financier ne constitue pas une grandeur directement observable. Son estimation repose sur une succession de choix méthodologiques et de conventions d'allocation. Parmi les plus structurants figurent notamment le principe consistant à attribuer à un investisseur une fraction de l'empreinte des entreprises qu'il finance au prorata de son investissement, le choix du périmètre des impacts retenus (scope 1, 2 ou 3), le rattachement éventuel d'une filiale à l'empreinte consolidée de son groupe, ou encore les hypothèses de couverture et de redressement des actifs pour lesquels aucune donnée d'empreinte n'est disponible. Chacun de ces choix peut influencer les résultats obtenus et d'autres conventions pourraient être retenues. Les valeurs présentées dans cette étude doivent donc être interprétées comme des estimations illustratives, davantage que comme une mesure scientifique de l'empreinte biodiversité du secteur assurantiel. L'objectif principal de cette section est avant tout de présenter de manière transparente les différentes étapes types de calcul aujourd'hui mises en œuvre pour construire ce type d'indicateur, afin d'en expliciter les hypothèses, les limites et les principaux ordres de grandeur.

Méthodologie

L’empreinte biodiversité des assurances mesure la part de pression exercée sur le vivant par les actifs financiers qu’elles détiennent. Le principe est d’attribuer à l’assureur une fraction de l’empreinte biodiversité des émetteurs qu’il finance, en fonction du montant investi dans leurs titres. Cette logique sera très proche de celle retenue pour les banques, même si, dans leur cas, l’exposition passera principalement par les prêts plutôt que par les titres.

Les calculs de l’empreinte

Ils reposent sur la base de données Iceberg Data Lab (IDL) qui fournit des données sur l’impact d’entreprises sur la biodiversité via un indicateur : la Corporate Biodiversity Footprint (CBF), exprimé en MSA.km2. Cet indicateur prend en compte le changement climatique (émissions de GES), l’utilisation des sols (occupation et transformation) ainsi que de multiples indicateurs relatifs à la pollution de l’eau, des sols et de l’air. Les principales pressions sur la biodiversité sont ainsi prises en compte. L’empiètement des activités humaines, la fragmentation des habitats, la surexploitation des océans et l’impact des espèces invasives ne sont pas inclus dans le périmètre de cet indicateur. Le CBF distingue de manière standard trois scopes.

Le scope 1 correspond aux impacts directs liés au fonctionnement propre de l’entreprise. Le scope 2 couvre les impacts indirects associés à l’énergie consommée. Le scope 3 agrège les pressions liées aux chaînes de valeur, en amont comme en aval. Dans l’exercice présenté ici, les calculs d’empreinte reposent sur le CBF brut agrégé sur l’ensemble des scopes. Les calculs d’empreinte réalisés par IDL s’appuient sur des bases de données entrées-sorties multirégionale (MRIO), qui intègre les pressions environnementales liées à l’activité économique et sur le modèle GLOBIO 3.5 pour convertir les pressions environnementales en impact sur la biodiversité⁷. IDL ne fournit pas un seul indicateur, mais plusieurs variantes : un CBF brut, un CBF rapporté au chiffre d’affaires, au capital employé ou à la valeur d’entreprise. C’est ce dernier type de déclinaison qui permet d’attribuer une part de l’empreinte à un investisseur selon son poids relatif dans le financement de l’émetteur.

La méthodologie que nous présentons sépare deux empreintes : l’empreinte liée au portefeuille d’entreprises non financières et l’empreinte liée au portefeuille de titres souverains. Les titres d’entreprises financières sont exclus pour éviter de double compter des empreintes. On présente en premier lieu le calcul pour le portefeuille d’entreprises non financières.

Comme ce sera le cas pour les banques, l’ensemble de l’exercice repose sur l’utilisation de la base Iceberg Data Lab (IDL), qui fournit des mesures d’impact biodiversité pour des entreprises et, dans une autre partie de l’étude, pour des émetteurs souverains. Le cœur de cette base est l’indicateur Corporate Biodiversity Footprint (CBF), qui synthétise l’empreinte biodiversité d’une entreprise. Les données sont disponibles sur plusieurs millésimes ; pour l’exercice présenté ici, les années exploitées sont 2020 et 2022. La base 2022 contient environ 3 500 observations et 140 variables, tandis que celle de 2020 contient 3 438 entreprises. Chaque observation est associée à un actif, généralement identifiable par

⁷ Sur le plan technique, IDL construit ses indicateurs à partir d’un cadre MRIO (Multi-Regional Input Output), enrichi d’informations environnementales issues de plusieurs sources : Ecoinvent, Agribalyse, FAO, IEA, ainsi que des traitements internes. La granularité est élevée : environ 1 200 secteurs NACE niveau 5, 259 régions du monde et environ 2 200 produits sont mobilisés dans les traitements internes. L’outil central d’IDL est une base environnementale augmentée appelée Wunderpus, et l’impact final est exprimé au moyen du modèle GLOBIO 3.5, en MSA.km².

un ISIN, c'est-à-dire un code international permettant d'identifier de manière unique un instrument financier, par exemple une action ou une obligation. De nombreuses variables permettent de décrire soit l'émetteur, soit différents indicateurs d'empreinte. Dans la plupart des cas, un LEI est également disponible. Le LEI, ou Legal Entity Identifier, est l'identifiant international d'une entité juridique : il s'agit d'un code alphanumérique à 20 caractères, fondé sur la norme ISO 17442, qui permet d'identifier de manière claire et unique les entités participant à des transactions financières. Il facilite donc le passage d'un titre financier à l'entité économique ou juridique qui l'a émis.

Le rapprochement entre les positions détenues par les assureurs et les données d'impact biodiversité repose ensuite sur une procédure de mapping séquentielle. Pour les actifs corporate, lorsqu'un titre possède un ISIN directement présent dans la base IDL, le CBF correspondant lui est attribué directement. Si l'ISIN n'est pas trouvé tel quel, on vérifie s'il est rattaché à un LEI pour lequel un autre ISIN du même émetteur est présent dans IDL ; dans ce cas, le CBF de cet autre titre est utilisé. Si cette étape ne suffit pas, l'information est enrichie à partir des données de la GLEIF, la Global Legal Entity Identifier Foundation, qui administre le système mondial des LEI et met notamment à disposition une base "Who owns who?" décrivant les relations de consolidation entre entités juridiques. Cette base permet d'identifier l'ultimate parent LEI, c'est-à-dire le LEI de la maison mère ultime dans laquelle l'entité est consolidée. Lorsque cette maison mère, ou une autre entité du même groupe, dispose d'un CBF dans IDL, ce CBF est alors rattaché à la position initiale. Enfin, lorsqu'aucune de ces étapes n'aboutit — absence d'ISIN mappable, de LEI exploitable ou de rattachement groupe utilisable — la position reste non couverte. Nous verrons qu'un redressement de l'empreinte est mis en œuvre via le taux de couverture pour qu'une institution financière avec plus de lignes non couvertes n'ait pas une empreinte sous-estimée. La procédure suit donc une logique de remontée progressive : ISIN direct, LEI de l'émetteur, LEI de la maison mère ultime, puis, le cas échéant, absence de mapping. Elle permet d'associer les positions financières à un niveau d'impact biodiversité économiquement pertinent, même lorsque l'information n'est pas disponible à l'échelle exacte du titre détenu. Comme nous le verrons plus bas, pour les actifs souverains, le principe est plus direct : les ISIN des titres souverains sont directement mobilisés pour effectuer le rapprochement avec les données IDL disponibles.

Les taux de couverture obtenus après mapping sont élevés sans être complets. Pour les corporate, environ 77 % des montants sont couverts en 2022 ; la médiane des taux de couverture par assureur est proche de 73 %. Pour les souverains, la couverture moyenne atteint environ 79,3 %, avec une médiane autour de 87,5 %. Cela signifie que l'on observe directement l'empreinte sur une large partie du portefeuille, mais pas sur sa totalité. Comme pour les banques plus tard, l'empreinte totale est donc calculée sur la partie couverte puis redressée par le taux de couverture, ce qui revient à supposer que les actifs non couverts ressemblent en moyenne aux actifs couverts du point de vue biodiversité.

Supposons que le portefeuille d'une compagnie d'assurance donnée soit composé de n titres d'entreprises non financières. Pour cette partie du portefeuille, l'empreinte de l'assurance est calculée à l'aide de la formule suivante :

$$Empreinte = \frac{1}{coverage\ rate} \sum_{i=1}^n \frac{Montant\ investi_i}{Valeur\ de\ l'entreprise_i} CBF_i(scope\ x)$$

La valeur d'entreprise est donc une variable centrale du calcul. Elle correspond à une mesure de type *enterprise value*, construite à partir de la capitalisation boursière, de la dette, des actions privilégiées

et des intérêts minoritaires. Lorsque l'émetteur appartient à un groupe et que le CBF est mesuré à ce niveau consolidé, c'est également la valeur d'entreprise du groupe qui est retenue. Autrement dit, l'empreinte et son dénominateur économique sont calculés au même niveau de consolidation, afin de préserver la cohérence du ratio utilisé pour l'attribution financière.

Pour les titres souverains, la logique méthodologique reprend le cadre général du CBF, mais en l'adaptant à l'échelle d'un État plutôt qu'à celle d'une entreprise. Le point d'entrée n'est alors plus le chiffre d'affaires ou la valeur d'entreprise, mais le PIB du pays, utilisé comme grandeur économique de référence pour représenter l'activité nationale. Ce PIB est ventilé entre les différents secteurs d'activité selon la nomenclature NACE, à un niveau de détail d'environ 270 secteurs NACE niveau 3, afin de reconstituer la structure productive du pays et d'y associer les pressions environnementales correspondantes. Cette approche permet de mesurer l'empreinte biodiversité d'un titre souverain de manière holistique, en tenant compte non seulement des pressions directement produites sur le territoire, mais aussi d'une vision plus large de l'activité économique intégrant les différents scopes. Le recours au PIB, plutôt qu'aux ventes sectorielles, présente un avantage méthodologique important : il permet d'éviter les doubles comptes qui apparaîtraient si l'on additionnait des flux de ventes entre secteurs à l'intérieur d'un même pays. L'empreinte souveraine ainsi obtenue peut ensuite être rapportée au PIB, ce qui permet d'interpréter l'impact soit en niveau absolu, soit en intensité économique.

Pour un portefeuille de n titres souverains, l'empreinte est ainsi donnée par la formule suivante :

$$Empreinte = \frac{1}{coverage\ rate} \sum_{i=1}^n \frac{Montant\ investi_i}{GDP_i} CBF_i(scope\ x)$$

Empreinte biodiversité du secteur des assurances

La mise en place de la méthodologie présentée nous permet de calculer l'empreinte biodiversité des assurances françaises.

Les données prudentielles mobilisées sont les positions d'assurances françaises observées au quatrième trimestre 2022, la base brute contient environ 22 millions de positions en 2022, pour des encours totaux d'environ 2 550 milliards d'euros. Après filtrage, le portefeuille corporate contient environ 331 milliards en 2022, tandis que le portefeuille souverain représente environ 518 milliards. Le portefeuille corporate retenu est composé d'environ 55 % d'obligations et 45 % d'actions. La composition sectorielle du portefeuille corporate constitue un déterminant majeur de l'empreinte. Trois grands secteurs concentrent environ 70 % des investissements corporate : l'industrie manufacturière représente environ 30,1 %, les activités scientifiques et techniques environ 24,0 %, et l'information-communication près de 12,8 %.

La décomposition par type de pression montre que l'usage des terres domine très largement l'empreinte des portefeuilles d'assurance. Pour les actifs corporate, il représente environ 70,6 % de l'empreinte ; viennent ensuite la pollution de l'eau avec 15 %, les émissions de GES avec 10,6 %, et la pollution de l'air avec 3,8 %. Pour les souverains, la hiérarchie est proche : l'usage des terres représente environ 77,7 % de l'empreinte, devant la pollution de l'eau, les émissions de GES et la pollution de l'air.

L'empreinte agrégée du secteur assurantiel en France en 2022 est de 0,117 MSA.km²/M€ investi. Cette valeur est légèrement plus élevée que les valeurs que l'on a pu recenser présentes dans les rapports

publics. Les intensités d'empreinte biodiversité des assureurs apparaissent relativement concentrées. La moyenne de l'échantillon s'établit à 0,107 MSA.km² par million d'euros investi, tandis que le premier quartile (Q25), la médiane (Q50) et le troisième quartile (Q75) atteignent respectivement 0,0886, 0,117 et 0,169 MSA.km²/M€. La moitié des assureurs présentent ainsi une intensité comprise entre 0,0886 et 0,169 MSA.km² par million d'euros investi, traduisant une dispersion modérée des résultats au sein de l'échantillon.

3 Mesurer les coûts de restauration de la biodiversité

3.1 Méthodologie

L'objectif de cette partie est de détailler une méthodologie de calcul de coûts de restauration de la biodiversité. Cette partie s'inspire largement de travaux méthodologiques préliminaires réalisés par CDC Biodiversité (2026), qui constituent, à notre connaissance, l'une des premières tentatives de construction d'une courbe mondiale de coûts d'abatement et de restauration de la biodiversité. L'approche développée ici reprend les principes généraux de cette méthodologie tout en les étendant sur plusieurs points. D'une part, le nombre d'actions étudiées est sensiblement élargi afin de couvrir un éventail plus large de leviers de réduction des pressions et de restauration des écosystèmes. D'autre part, l'ensemble des calculs repose exclusivement sur des hypothèses, des paramètres et des données documentés publiquement. En particulier, certains coefficients propriétaires mobilisés dans les travaux de CDC Biodiversité ont été remplacés par des estimations reposant sur des sources publiques et reproductibles. Cette démarche vise à améliorer la transparence et la reproductibilité des calculs, tout en conservant la logique générale de construction d'une courbe de coûts d'abatement et de restauration de la biodiversité.

3.1.1 Construction d'une base de données regroupant des actions de restauration de la biodiversité et leur coût

Une courbe d'abatement et de restauration vise à transposer à la biodiversité une logique déjà utilisée pour le climat : classer un ensemble de mesures selon leur coût net par unité de gain environnemental, puis estimer la facture associée à différents niveaux d'ambition. Dans le cas du climat, l'unité est généralement la tonne de CO₂ évitée ; dans le cas de la biodiversité, l'unité retenue est le MSA.m² restauré ou préservé. La courbe associe donc à chaque action deux informations : d'une part, un coût unitaire, exprimé en euros par MSA.m² ; d'autre part, un potentiel de gain, exprimé en MSA.m² ou, une fois rapporté à la surface terrestre mondiale, en pourcentage de MSA mondial.

L'exercice ne porte pas sur l'ensemble théorique des actions possibles en faveur de la biodiversité. Il repose sur une sélection pragmatique de mesures jugées à la fois importantes du point de vue de leur potentiel écologique et suffisamment documentées pour permettre un calcul de coût. Dans la version retenue, 10 grands types d'actions sont étudiés, répartis en cinq blocs : agriculture, forêt, mines, énergie-industrie et restauration des écosystèmes. Ces 10 types d'actions se déclinent en 46 sous-actions. Les mesures retenues couvrent trois grandes logiques : éviter de nouveaux impacts, par exemple en empêchant la conversion d'écosystèmes naturels ; réduire des impacts existants, par exemple en modifiant certaines pratiques agricoles, minières ou énergétiques ; et restaurer des écosystèmes déjà dégradés.

Le choix des actions répond à une double contrainte. La première est écologique : les actions doivent porter sur des secteurs qui contribuent de façon importante aux pressions directes sur la biodiversité,

en particulier l'usage des terres, le changement climatique, l'extraction de ressources, la pollution ou l'artificialisation. La seconde est empirique : pour qu'une action puisse entrer dans la courbe, il faut disposer à la fois d'une estimation de son coût, d'une estimation de son potentiel de déploiement et d'une manière de traduire son effet environnemental en MSA. La courbe n'est pas un inventaire exhaustif des politiques de biodiversité ; elle correspond plutôt à un ensemble d'actions suffisamment documentées pour être quantifiées de manière homogène.

Le calcul repose généralement sur le croisement de plusieurs sources. Une première source fournit le coût économique de l'action, souvent exprimé dans une unité propre au secteur considéré : euros par hectare restauré, dollars par tonne de CO₂ évitée, coût d'investissement ou de maintenance, coût d'opportunité lié à l'usage des terres, coût d'une technologie ou d'un changement de pratique. Ce coût doit être compris, lorsque les données le permettent, comme un coût net : certaines actions génèrent en effet des gains financiers directs qui viennent réduire, voire plus que compenser, la dépense initiale. C'est notamment le cas du captage et de la valorisation du méthane dans le secteur minier : certaines technologies permettent de réduire les émissions fugitives de méthane des mines de charbon tout en récupérant un gaz valorisable, par exemple pour un usage énergétique sur site ou pour une vente externe. Dans ce cas, l'action peut présenter un coût d'abattement faible ou même négatif lorsque les recettes associées au méthane capté excèdent les coûts d'investissement et d'exploitation. Une deuxième source permet d'estimer le volume physique ou le potentiel de déploiement de l'action : surfaces agricoles concernées, hectares de forêt dont la conversion pourrait être évitée, volumes d'émissions évitées, potentiel de substitution technologique ou surfaces d'écosystèmes restaurables. Une troisième source permet de traduire ce changement physique en gain de biodiversité, le plus souvent à partir du modèle GLOBIO ou de valeurs de MSA associées à différents usages des terres (cf. tableau XX). L'intuition est donc toujours la même : partir d'une action concrète, l'associer à un coût net, estimer la surface ou la pression environnementale concernée, puis convertir cette variation en gain de MSA.

Cette traduction en MSA est le cœur de la méthode. Pour les actions portant sur l'usage des terres, le raisonnement consiste à comparer deux états écologiques : l'état avec action et l'état contrefactuel sans action. Par exemple, éviter la conversion d'une forêt en pâturage revient à préserver un écosystème dont le MSA est plus élevé que celui du pâturage qui l'aurait remplacé. Le gain en biodiversité est alors calculé comme un écart de MSA multiplié par la surface concernée. Globio donne des MSA par type d'usage des terres ([GLOBIO](#)). Pour les actions climatiques, le passage au MSA peut se faire à partir d'un facteur d'impact reliant une tonne de CO₂ évitée à une perte de biodiversité évitée. Dans certains cas, les deux canaux sont combinés : éviter la déforestation permet à la fois d'éviter des émissions de gaz à effet de serre et d'éviter une dégradation liée au changement d'usage des terres.

Tableau XX : MSA par type d'usage des terres dans GLOBIO

Usage des terres	MSA
Forêt naturelle	100 %
Plantation forestière	30 %
Forêt après coupe rase / forêt en régénération	50 %

Usage des terres	MSA
Forêt exploitée par coupe sélective	70 %
Forêt exploitée à impact réduit	85 %
Végétation naturelle arbustive ou herbacée	100 %
Pâturage cultivé, modérément à intensivement utilisé	60 %
Pâturage artificiel	30 %
Agriculture extensive, cultures pluviales à faibles intrants	30 %
Agriculture intensive, cultures pluviales à forts intrants	10 %
Agriculture irriguée	5 %
Cultures ligneuses destinées aux biocarburants	30 %
Sol nu naturel, glace ou autre milieu sans végétation	100 %
Zone urbaine	5 %

Une fois le coût unitaire et le potentiel de gain calculés pour chaque action, les mesures sont classées par coût croissant en euros par MSA.m². Les actions les moins coûteuses sont placées en premier, puis les actions plus coûteuses sont ajoutées jusqu'à atteindre une cible donnée de restauration ou de réduction d'impact. Cela permet ainsi de passer d'une cible écologique, exprimée par exemple en gain de MSA mondial, à une facture de transition.

Un exemple particulièrement pédagogique est celui de la déforestation évitée. L'action consiste à empêcher la conversion de forêts vers d'autres usages, par exemple l'agriculture intensive, le pâturage, l'agriculture de subsistance ou l'exploitation forestière non durable. Le calcul part d'un coût économique, souvent estimé à partir des coûts d'opportunité ou des compensations nécessaires pour éviter cette conversion : revenus agricoles ou pastoraux non perçus, revenus tirés de l'exploitation du bois, ou paiements permettant de soutenir les populations concernées. Ce coût est ensuite rapporté à un potentiel physique, mesuré en hectares de forêt préservés. Le gain environnemental combine deux effets. D'une part, la forêt non convertie permet d'éviter des émissions de gaz à effet de serre, ce qui peut être traduit en gain de biodiversité via le canal du changement climatique. D'autre part, elle permet d'éviter une dégradation liée au changement d'usage des terres, en comparant le MSA de la forêt conservée au MSA du contre-factuel agricole, pastoral ou forestier dégradé. La méthode consiste donc à passer d'un coût initialement exprimé en euros par tonne de CO₂ évitée ou en euros par hectare, à un coût par mètre carré préservé, puis à un coût par MSA.m². Cet exemple fait bien comprendre l'intuition de la courbe : une même action est traduite successivement en coût économique, en surface protégée, en pressions évitées, puis en gain de biodiversité mesurable. Il montre aussi pourquoi les résultats dépendent fortement des hypothèses retenues : type d'usage des terres évité, MSA du milieu

préservé, MSA du contre-factuel, potentiel de déploiement et prise en compte éventuelle des coûts de coordination ou des risques de déplacement de la déforestation vers d'autres zones.

Les gains de biodiversité ne passent pas toujours par le même canal. Deux canaux principaux sont en œuvre : les économies en CO₂ et les économies en land use. Le secteur minier est assez illustratif de cette multiplicité des canaux. Une première action s'intitule *Drained Coal Mine Methane utilisation* et relève du canal climatique. L'action consiste à capter, par drainage, le méthane présent dans les couches de charbon avant ou pendant l'exploitation minière, puis à l'utiliser plutôt qu'à le laisser s'échapper dans l'atmosphère. Le gain environnemental est alors lié à la réduction des émissions fugitives de CH₄ : les tonnes de méthane évitées sont converties en équivalent climatique, puis traduites en impact biodiversité évité via le facteur d'impact "climate change" utilisé dans l'approche GBS/GLOBIO. Il n'y a pas ici de gain direct d'usage des terres : la mine n'occupe pas moins d'espace, mais elle émet moins de gaz à effet de serre. Cet exemple est également utile pour comprendre la notion de coût net. Le méthane capté peut être valorisé énergétiquement, utilisé sur site ou vendu lorsque les conditions techniques et économiques le permettent. Le coût d'abattement ne correspond donc pas seulement au coût d'installation et d'exploitation des équipements de captage ; il intègre aussi la valeur économique du méthane récupéré. Lorsque cette valeur excède les coûts techniques, l'action peut apparaître avec un coût d'abattement négatif : elle réduit une pression environnementale tout en générant un gain financier. À l'inverse, d'autres actions minières passent principalement par le canal "land use". C'est le cas du *dry stacking* des résidus miniers filtrés, qui vise à réduire l'empreinte au sol des *Tailings Storage Facilities*. Dans ce cas, le gain en MSA ne vient pas d'une baisse d'émissions, mais d'une moindre artificialisation ou dégradation de surface pour un même niveau de production minière. Le secteur minier illustre donc bien la pluralité des mécanismes de la courbe : certaines actions réduisent une pression globale, comme le changement climatique ; d'autres réduisent une pression locale, comme l'usage des terres ; et certaines peuvent même présenter un coût net négatif lorsque la réduction de pression s'accompagne d'une valorisation économique directe.

Ainsi, la première étape consiste à construire une base de données regroupant un maximum d'actions de restauration de la biodiversité et d'évitement d'impact sur la biodiversité. Pour chacune des actions on calcule son coût en €/MSA.m² restauré. On propose à chaque fois 3 variantes du coût, en prenant des hypothèses pessimistes, médianes ou optimistes. Pour chaque action, on calcule également le potentiel de réduction de l'action en MSA.m². Pour notre étude nous avons retenu 5 secteurs d'actions (agriculture, secteur minier, secteur forestier, énergie et industrie, restauration), 10 types d'actions, qui se déclinent en 46 actions.

Secteur	Action	Description de l'action	Détails du coût
Agriculture	Agriculture de conservation	Système cultural qui favorise une perturbation minimale du sol, le maintien d'une couverture permanente sur le sol et la diversification des espèces végétales	Coût d'implémentation (travail, équipements, construction), coût des intrants (engrais).
Agriculture	Agroforesterie dans les écosystèmes tropicaux	Évolution des pratiques agricoles : meilleure intégration de la biodiversité via des mesures d'agroforesterie	Coût d'implémentation (travail, équipements, construction), coût des intrants (engrais).
Secteur minier	Réduction des émissions de méthane provenant des mines de charbon	Réduction des émissions via plusieurs technologies : récupération et utilisation sur site, utilisation du méthane drainé, oxydation du méthane, torchage, efficacité énergétique	Coût d'implémentation de la technologie. Selon la technologie, gain de la valeur du méthane qui peut être réutilisé.

Secteur minier	Empilement à sec des résidus miniers	Par rapport à un stockage sous forme liquide, réduction de l'empreinte au sol, des risques de lessivage ou de marées de résidus toxiques.	Coût d'implémentation de la technologie selon le type de mine (aluminium, cuivre, or, plomb, nickel, terres rares, argent, fer, uranium, zinc)
Secteur forestier	Évitement de la déforestation	Évitement de la déforestation	Coût d'opportunité du sol
Restauration	Conversion d'écosystème vers des écosystèmes plus intacts	Conversion de terres cultivées vers des forêts tempérées ou tropicales, des prairies, ou des zones boisées	Coût d'implémentation de la conversion, coût d'opportunité de ne plus exploiter la terre.
Restauration	Restauration d'écosystèmes	Restauration de forêts tempérées ou tropicales, restauration de prairies, restauration de zones boisées	Coût d'implémentation des restauration, coût d'opportunité de ne pas exploiter davantage
Restauration	Restauration d'écosystème urbain	Conversion d'écosystème initialement urbanisé (bâti, imperméabilisé, compacté ou pollué) vers des écosystèmes végétalisés ou recouvert d'un revêtement perméable	Coût d'implémentation (démolition, décapage, assainissement, amélioration des sols et plantation)
Energie	Installation d'infrastructures productrices d'électricité plus vertueuses	Installation de centrales nucléaires ou géothermiques. Elles permettent une baisse d'impact sur la biodiversité via la baisse d'impact sur le changement climatique, sans représenter une trop forte pression sur le sol.	Par rapport à des centrales fossiles, coût d'implémentation, coût des intrants
Energie	Efficacité énergétique	Mesures d'efficacité énergétique dans le secteur des hydrocarbures, dans la sidérurgie ou dans la construction	Coût d'implémentation de la technologie, gain de l'énergie évitée.

Tableau 1

La description précise de tous les coûts est en Annexe 1.

Pour améliorer la démarche, il est possible d'encore enrichir la base de données sur les actions de restauration ou d'évitement d'impact. Le choix des actions a été fait en fonction des données disponibles, en priorisant les actions qui avaient le plus de potentiel de réduction.

3.1.2 Définition de scénarios de restauration

Dans un deuxième temps, on définit trois scénarios de transition. Chaque scénario comprend une partie des mesures de restauration que l'on vient de décrire, et on fait varier les potentiels des mesures selon les scénarios.

Le premier scénario « stratégie efficiente » regroupe l'ensemble des mesures. On définit ensuite 2 scénarios inspiré du Nature Future Framework de l'IPBES : « nature for nature » et « nature for society ». Dans le premier, on associe à la nature une valeur intrinsèque, on accorde de la valeur en soi à la diversité des espèces. Dans le second, la nature est vue plutôt de manière utilitariste et on valorise davantage les services qu'elle apporte aux humains. Par exemple, le potentiel de l'action « Conversion d'écosystème vers des écosystèmes plus intacts » est grand dans le scénario « nature for nature » et très faible dans le scénario « nature for society ». Les actions et potentiels de ces scénarios sont décrit précisément dans l'Annexe 2.

3.1.3 Calcul du coût en fonction d'un objectif

À présent, pour un scénario donné, on classe toutes les actions par ordre croissant de coût, et on effectue les actions jusqu'à avoir atteint l'objectif chiffré exprimé en %MSA terrestre mondial. On

obtient ainsi le coût total de restauration, ainsi que le coût moyen et le coût marginal en €/MSA.m² pour chaque scénario et pour chaque objectif.

3.2 Deux exercices complémentaires : du coût mondial de restauration au coût implicite d'un investissement

Les résultats présentés dans cette partie reposent sur deux exercices conceptuellement très différents, qui mobilisent les mêmes données mais répondent à des questions distinctes. Il est donc important de ne pas les confondre.

Le premier exercice est un exercice macroéconomique de restauration de la biodiversité. À partir de la courbe mondiale de coûts d'abattement et de restauration construite précédemment, nous estimons le coût nécessaire pour améliorer de 4 points de MSA l'état de la biodiversité mondiale sur une période de trente-cinq ans. Les trois scénarios retenus – *stratégie efficiente*, *nature for nature* et *nature for society* – conduisent respectivement à des coûts moyens de 1,70 €/MSA.m², 2,04 €/MSA.m² et 2,24 €/MSA.m². Ces résultats peuvent être interprétés comme un ordre de grandeur du coût moyen qu'il faudrait engager pour restaurer une unité supplémentaire de biodiversité, dans chacun des scénarios considérés. Ils relèvent d'une logique de planification environnementale mondiale et ne concernent pas directement le secteur financier.

Le second exercice poursuit un objectif différent. Il ne cherche plus à répondre à la question : *combien coûterait la restauration de la biodiversité à l'échelle mondiale ?* mais à la question : *que représenterait, pour un investisseur institutionnel, la prise en charge du coût de restauration de l'empreinte biodiversité qui lui est attribuée ?* Il s'agit donc d'un exercice de pensée, destiné à donner un ordre de grandeur économique et non à décrire un mécanisme réglementaire existant ou un coût effectivement supporté par les investisseurs.

Le principe est simple. Nous retenons les coûts unitaires obtenus dans le premier exercice (1,70 ; 2,04 ; 2,24 €/MSA.m²) et nous les appliquons à l'empreinte biodiversité attribuée à un portefeuille d'investissement. On obtient ainsi un coût de restauration exprimé par million d'euros investi. Ce coût est ensuite rapporté à la durée de la transition (35 ans) afin de calculer une charge annuelle équivalente, interprétable comme une réduction théorique du rendement de l'investissement si les investisseurs devaient financer progressivement la restauration de l'empreinte qui leur est attribuée.

Cette démarche ne revient pas à estimer le coût que devrait supporter une entreprise pour réduire ses propres impacts sur la biodiversité. L'exercice est construit du point de vue de l'investisseur. Autrement dit, ce sont les détenteurs des actions ou des obligations qui se voient attribuer une fraction de l'empreinte biodiversité des entreprises qu'ils financent, proportionnellement à leur participation dans leur financement. Il s'agit donc d'une logique d'allocation financière de l'empreinte et non d'une mesure des dépenses de restauration que supporterait directement l'entreprise.

Il convient également de rappeler que l'empreinte retenue est calculée selon une définition particulièrement extensive, qui tend probablement à majorer les ordres de grandeur obtenus. Premièrement, les calculs mobilisent le Corporate Biodiversity Footprint sur l'ensemble des scopes 1, 2 et 3, ce qui conduit à intégrer les impacts directs des entreprises, mais aussi ceux de leurs fournisseurs, de leurs consommations intermédiaires et, lorsque la méthodologie le prévoit, de certaines étapes aval des chaînes de valeur. Deuxièmement, lorsque les données ne sont pas disponibles au niveau exact du titre détenu, l'empreinte calculée au niveau de la maison mère

consolidée est attribuée aux filiales du groupe. Enfin, l'empreinte est répartie entre les investisseurs au prorata de leur poids dans le financement de l'entreprise, ce qui signifie qu'une même empreinte d'entreprise est distribuée entre ses différents apporteurs de capitaux plutôt qu'imputée uniquement à l'entreprise elle-même. À ces hypothèses s'ajoutent les conventions de couverture des portefeuilles et de redressement des actifs non couverts, qui participent elles aussi au caractère illustratif de l'exercice.

L'objectif n'est donc pas de proposer un futur mécanisme de tarification de la biodiversité, ni de suggérer que les investisseurs devraient effectivement acquitter une telle somme. Il s'agit plutôt d'utiliser les coûts de restauration calculés précédemment comme un prix implicite de la biodiversité, de la même manière que les analyses climatiques utilisent parfois un prix implicite du carbone. Dans les travaux consacrés au climat, il est courant de convertir une empreinte carbone en un coût potentiel à partir d'un prix de la tonne de CO₂. L'exercice réalisé ici est conceptuellement analogue : une empreinte biodiversité exprimée en MSA.m² est valorisée au moyen d'un coût unitaire de restauration exprimé en euros par MSA.m². Cette transposition permet de passer d'un indicateur physique d'impact à un ordre de grandeur économique, sans pour autant prétendre que ce coût serait effectivement observé sur un marché ou qu'il correspondrait à une obligation réglementaire.

Les résultats montrent que, malgré le caractère volontairement conservateur des hypothèses retenues, les ordres de grandeur obtenus demeurent relativement modérés. En annualisant les coûts de restauration sur la durée de trente-cinq ans retenue pour les scénarios, la réduction équivalente du rendement d'un portefeuille représente seulement quelques dixièmes de point de pourcentage par an. Autrement dit, même dans une approche extensive intégrant l'ensemble des chaînes de valeur et des conventions d'allocation de l'empreinte, le financement théorique de la restauration de la biodiversité n'aboutit pas à une diminution très importante du rendement financier des investissements. Cette conclusion ne préjuge évidemment ni des modalités concrètes d'une éventuelle politique de restauration, ni de la répartition effective de son financement entre entreprises, investisseurs, ménages et pouvoirs publics, mais elle fournit un premier ordre de grandeur des montants en jeu dans une logique de transition liée à la biodiversité.

3.2.1 Amélioration du MSA à l'échelle mondiale de 4 points

Nous présentons ici les résultats pour une amélioration du MSA à l'échelle mondiale de 4 points de pourcentage. Le MSA mondial étant autour de 60%, ces 4 points sont équivalents à une réduction de 10% de la perte de MSA actuelle (40%). Il faut comprendre cette amélioration comme une moindre dégradation par rapport à un scénario *business-as-usual* (BAU) où la dégradation de la biodiversité est plus forte : dans les scénarios [Alkemade et al. \(2018\)](#) la perte de biodiversité est de 9,5% dans le scénario BAU et entre 4,7 et 5,1% dans le scénario où on engage une restauration. Par ailleurs les coûts que l'on présente sont des coûts sur 35 ans.

Les résultats pour un objectif de 4% sont les suivants :

Scénario	Stratégie efficiente	Nature for nature	Nature for society
Coût total (Mds €) sur 35 ans	9 032	10 846	11 891
Coût Moyen €/MSA.m2	1,70	2,04	2,24
Coût annuel moyen	258	310	340

Part du PIB mondial par an*	0,25 point/an	0,30 point/an	0,33 point/an
-----------------------------	---------------	---------------	---------------

*En retenant un PIB mondial annuel d'environ 103 000 milliards d'euros (ordre de grandeur obtenu à partir du PIB mondial nominal 2024 publié par la Banque mondiale et converti en euros)

Pour les 3 scénarios, le coût marginal est compris entre 3,98 €/MSA.m² et 4,64 €/MSA.m².

Le coût total de restauration est croissant de manière non linéaire. Pour un objectif faible de l'ordre de 1%, les coûts sont inférieurs à 1 000 Mds € et peuvent être négatifs selon les scénarios, pour un objectif plus important, de l'ordre de 5%, les coûts peuvent dépasser les 16 000 Mds €.

On peut ensuite faire un exercice de pensée où on suppose qu'on attribue ce coût de restauration à la France selon son poids dans l'économie mondiale que l'on prend à 1,58%.

Scénario	Stratégie efficiente	Nature for nature	Nature for society
Coût annuel (Mds € - attribution selon le poids dans l'économie)	4,07	4,89	5,36
Equivalent en % du PIB français (≈ 3 250 Md€)	0,125 %	0,150 %	0,165 %

3.2.2 Exercice illustratif de valorisation de l'empreinte biodiversité des investissements.

Comme nous l'avons expliqué, dans cette seconde étape, nous ne cherchons plus à estimer le coût de restauration de la biodiversité à l'échelle mondiale, mais à illustrer ce que représenteraient les coûts précédemment calculés lorsqu'ils sont appliqués à l'empreinte biodiversité d'un portefeuille d'investissement. Il s'agit d'un exercice purement illustratif consistant à valoriser économiquement une empreinte exprimée en MSA.km², en lui appliquant les coûts moyens de restauration obtenus dans la section précédente (1,70 ; 2,04 et 2,24 €/MSA.m² selon les scénarios). Cette approche ne décrit ni un mécanisme réglementaire existant ni un coût effectivement supporté par les investisseurs ; elle vise uniquement à fournir un ordre de grandeur économique associé à une unité d'empreinte biodiversité.

En retenant une intensité d'empreinte de 0,04 MSA.km² par million d'euros investi, plus proche des valeurs publiées par plusieurs assureurs dans leurs rapports au titre de l'article 29 de la loi Énergie-Climat, le coût associé à la restauration de cette empreinte serait compris entre 68 000 et 89 600 euros par million d'euros investi, selon le scénario considéré. Il représenterait ainsi un coût cumulé équivalent à 6,8 % à 9,0 % du montant investi. Ce coût doit être interprété comme attaché à l'investissement initial: il correspond à la restauration de l'empreinte attribuée à un portefeuille de 1 million d'euros, et non à une dépense devant être répétée intégralement chaque année. En supposant, à titre illustratif, que ce coût soit amorti de manière linéaire sur 35 ans, il équivaudrait à une charge annuelle comprise entre 1 943 et 2 560 euros par million d'euros investi, soit une réduction de rendement de l'ordre de 0,19 à 0,26 point de pourcentage par an (cf. tableau XX).

Comme indiqué précédemment, cette empreinte est calculée selon une approche volontairement extensive, intégrant les trois scopes, une attribution de l'empreinte au prorata du financement apporté par les investisseurs et, lorsque nécessaire, le recours à des empreintes consolidées au niveau des groupes. Les ordres de grandeur présentés doivent donc être interprétés comme des estimations

prudentes, voire majorantes, des coûts associés à l'empreinte biodiversité des investissements. Malgré ces hypothèses conservatrices, la traduction de ces coûts en une charge annuelle équivalente conduit à une baisse théorique du rendement de l'ordre de deux dixièmes de point de pourcentage par an, ce qui suggère que les ordres de grandeur financiers associés à la restauration de l'empreinte biodiversité demeurent relativement modérés.

Tableau XX : coût de restauration par million d'euros investis

Scénario	Coût de restauration par M€ investi	Part de l'investissement	Annualisation linéaire sur 35 ans	Équivalent annuel
Stratégie efficiente	68 000 €	6,80 %	1 943 €/an	0,194 % par an
<i>Nature for nature</i>	81 600 €	8,16 %	2 331 €/an	0,233 % par an
<i>Nature for society</i>	89 600 €	8,96 %	2 560 €/an	0,256 % par an

3.3 Peut-on restaurer les services écosystémiques par la biodiversité ? A quels coûts et pour quels bénéfices ? Le cas du stress hydrique

Les liens entre état de la biodiversité et fourniture des services écosystémiques sont loin d'être univoques. Pour s'en convaincre, il suffit d'observer que les grandes phases d'accroissement des services écosystémiques liés à la production agricole ont largement coïncidé avec une transformation et une simplification des écosystèmes : développement de l'agriculture à partir du Néolithique, extension progressive des terres cultivées, puis forte accélération de l'expansion et de l'intensification agricoles entre 1700 et 2000, en particulier à partir de la révolution industrielle et au XX^e siècle (Ellis et al., 2010 ; Ellis, 2021).

L'augmentation de certains services écosystémiques peut donc aller de pair avec une diminution de la biodiversité. Celle-ci n'en joue pas moins un rôle important dans la stabilité et la résilience des fonctions écosystémiques : la littérature écologique souligne que la diversité biologique peut accroître la stabilité du fonctionnement des écosystèmes face aux perturbations (Loreau et de Mazancourt, 2013 ; Isbell et al., 2015), tandis que l'IPBES insiste sur le rôle de la biodiversité dans le maintien à long terme des fonctions écosystémiques et des contributions de la nature aux sociétés humaines.

L'objet de cette section est donc le suivant : peut-on identifier des actions de restauration susceptibles d'améliorer conjointement biodiversité et services écosystémiques ? A quel coût ? L'exemple de l'eau permet d'illustrer à la fois la possibilité et les limites d'un tel exercice.

Une revue des principaux modèles utilisés pour évaluer les services écosystémiques liés à l'eau — notamment InVEST, Aqueduct ou ARIES — fait d'abord apparaître que l'état de la biodiversité n'est généralement pas une variable explicative directe de la fourniture d'eau douce ou du stress hydrique. Ces modèles décrivent principalement les processus hydrologiques à partir des précipitations, de l'évapotranspiration, des caractéristiques des sols, du relief, de l'occupation des terres et des prélèvements. La biodiversité peut intervenir dans des modèles écologiques plus spécifiques, par exemple pour représenter le fonctionnement ou l'évolution d'un écosystème aquatique, comme dans AQUATOX, mais elle n'entre généralement pas directement dans le calcul de la quantité d'eau disponible.

Cette absence de lien explicite dans les modèles ne signifie toutefois pas que la biodiversité soit sans effet sur la fourniture d'eau. Plusieurs mécanismes conduisent au contraire à penser qu'elle contribue, notamment à plus long terme, au maintien des fonctions hydrologiques. Une plus grande diversité de végétation et d'organismes du sol peut modifier la structure et la porosité des sols, favoriser l'infiltration de l'eau, limiter l'érosion et contribuer à sa filtration ; la diversité des systèmes racinaires affecte également les flux d'eau dans les sols. Ces mécanismes sont documentés par la littérature sur la biodiversité des sols et le fonctionnement des écosystèmes (Bach et al., 2020). Plus largement, les écosystèmes forestiers contribuent à la fourniture de services hydrologiques qui concernent non seulement la quantité d'eau, mais aussi sa qualité et sa disponibilité dans le temps, avec des effets fortement dépendants des caractéristiques locales des bassins versants (Carvalho-Santos et al., 2014).

Ces effets restent cependant très imparfaitement représentés dans les modèles opérationnels de fourniture d'eau ou de stress hydrique, qui décrivent principalement les déterminants biophysiques directement observables des flux hydrologiques — précipitations, évapotranspiration, caractéristiques des sols, couverture des terres, topographie et prélèvements. De fait, végétalisation et restauration de la biodiversité ne sont pas équivalentes : une augmentation de la couverture végétale peut améliorer certaines fonctions hydrologiques sans nécessairement accroître la biodiversité, notamment lorsqu'elle repose sur des peuplements homogènes ou des espèces invasives. Inversement, les effets d'une plus grande diversité biologique sur les propriétés fonctionnelles des sols et le cycle de l'eau peuvent être progressifs et difficiles à quantifier (Lange et al., 2019). Cette difficulté apparaît également dans les évaluations empiriques des solutions fondées sur la nature. González-García et al. (2025) évaluent ainsi séparément les gains de biodiversité et les gains de services écosystémiques produits par 83 solutions fondées sur la nature dans les Alpes. Les auteurs constatent des améliorations importantes de plusieurs services et relèvent notamment que la restauration forestière peut améliorer les services hydrologiques en augmentant l'infiltration ; mais la fourniture d'eau elle-même n'est pas quantifiée, faute de données de modélisation suffisamment spécifiques.

Cela ne signifie pas pour autant que biodiversité et services liés à l'eau évoluent indépendamment. Ils sont en partie codéterminés par des facteurs communs. L'usage des sols en fournit une illustration particulièrement simple. L'artificialisation d'un sol réduit généralement son état de biodiversité mais modifie également son fonctionnement hydrologique : une surface imperméabilisée laisse davantage ruisseler l'eau lors des précipitations et en retient moins localement qu'un sol végétalisé. La restauration d'un sol artificialisé peut donc produire simultanément un gain de biodiversité et une amélioration de certaines fonctions hydrologiques, sans que l'un soit nécessairement la cause directe de l'autre.

Nous proposons d'illustrer ce mécanisme sur le bassin de la Loire. Le calcul détaillé, présenté en annexe, compare le ruissellement provoqué par un même épisode pluvieux sur un sol très artificialisé et sur un sol végétalisé. Il repose sur la méthode du Curve Number, qui caractérise la propension d'un sol à transformer une précipitation en ruissellement direct selon sa nature et sa couverture. Pour un épisode pluvieux de 50 mm, la végétalisation d'un sol artificialisé (mais pas forcément la biodiversité en tant que telle) réduit fortement le volume d'eau évacué sous forme de ruissellement rapide. Une partie de cette eau peut alors être davantage retenue dans les sols ou contribuer à l'infiltration et, potentiellement, à une disponibilité plus régulière de la ressource en eau.

Pour donner une traduction économique à cet effet, nous le rapprochons du stress hydrique, défini par le World Resources Institute comme le rapport entre les prélèvements d'eau et la ressource disponible. Toutes choses égales par ailleurs, une amélioration de la capacité d'un territoire à retenir l'eau peut accroître la ressource disponible et donc réduire ce ratio. Le passage du ruissellement au stress hydrique nécessite toutefois une hypothèse supplémentaire : l'eau soustraite au ruissellement direct devient pleinement disponible pour le milieu. A contrario, celle qui est l'objet d'un ruissellement direct (direct run off), est supposée intégralement soustraite au provisionnement d'eau disponible pour le milieu, augmentant donc le stress hydrique. Notre chiffrage doit donc être lu comme un scénario de sensibilité, destiné à donner un ordre de grandeur du canal considéré, et non comme une estimation hydrologique complète.

Les premiers résultats permettent de donner un ordre de grandeur des coûts et des co-bénéfices associés à une telle restauration. Pour une désartificialisation d'une surface urbaine vers des sols végétalisés portant sur une surface équivalente à celle de la ville d'Orléans (27,5 km²) dans le bassin de la Loire, et pour un épisode pluvieux de 50 mm, notre scénario conduit à une amélioration du stress hydrique de l'ordre de 0,8 %, pour un stress hydrique moyen initial de 16 %, ainsi qu'à un gain de biodiversité de 4,95 millions de MSA.m². Le coût correspondant serait toutefois très élevé, de l'ordre de 4,69 milliards d'euros. Ces résultats doivent être interprétés avec une grande prudence : ils reposent sur un scénario hydrologique simplifié et, en particulier, sur des hypothèses fortes concernant la transformation de la réduction du ruissellement en ressource en eau supplémentaire. Ils correspondent par ailleurs à la restauration de sols urbains fortement artificialisés, qui constitue une forme de restauration particulièrement coûteuse. Ces ordres de grandeur ne permettent donc pas de conclure sur le coût général de la restauration de la biodiversité ni sur son efficacité pour réduire le stress hydrique ; ils illustrent plutôt, dans un cas volontairement circonscrit, la possibilité de mettre en regard le coût d'une action de restauration et ses co-bénéfices potentiels en matière de biodiversité et de disponibilité de l'eau.

L'exercice permet néanmoins de calculer, pour une même action de restauration, trois grandeurs : son coût, le gain d'état de la biodiversité mesuré en MSA.m² et l'amélioration potentielle du stress hydrique. La désartificialisation apparaît ainsi comme un exemple de restauration susceptible de produire des co-bénéfices pour la biodiversité et pour un service écosystémique particulièrement matériel pour l'économie. Les premiers ordres de grandeur suggèrent toutefois que la restauration de sols urbains est coûteuse. Ils invitent donc moins à conclure à sa rentabilité générale qu'à développer des travaux permettant d'identifier les territoires où les bénéfices conjoints — biodiversité, disponibilité de l'eau et éventuellement réduction du risque d'inondation — sont les plus élevés.

4 Conclusion

Cette étude propose une première démarche permettant d'articuler deux champs de travaux aujourd'hui largement développés de manière séparée : d'une part, la mesure de l'empreinte biodiversité des portefeuilles financiers et, d'autre part, l'estimation des coûts de restauration de la biodiversité. L'objectif n'est pas de fournir une mesure définitive du risque de transition lié à la nature, mais d'illustrer comment une métrique physique d'empreinte peut être traduite en un ordre de grandeur économique.

Les résultats doivent être interprétés avec prudence. Le calcul des empreintes biodiversité repose lui-même sur un ensemble de conventions méthodologiques importantes : attribution aux investisseurs

d'une fraction de l'empreinte des entreprises qu'ils financent, prise en compte de l'ensemble des scopes, recours, lorsque cela est nécessaire, à des empreintes consolidées au niveau des groupes, hypothèses de couverture des portefeuilles et redressement des actifs non couverts. Chacun de ces choix influence les résultats obtenus et d'autres conventions auraient pu être retenues. Les estimations présentées ne constituent donc pas une mesure directement observable de l'empreinte biodiversité du secteur financier.

De même, les coûts de restauration reposent sur une courbe d'abattement construite à partir des connaissances actuellement disponibles. Celle-ci mobilise un nombre limité d'actions de réduction des pressions et de restauration, même si cette étude élargit sensiblement le périmètre des actions considérées par rapport aux premiers travaux disponibles. Les coûts unitaires, les potentiels de déploiement et les gains en biodiversité demeurent entourés d'incertitudes importantes. Les trois scénarios étudiés ne constituent pas des prévisions mais des trajectoires illustratives correspondant à des visions différentes de la transition écologique.

L'exercice consistant à appliquer ces coûts de restauration aux portefeuilles d'investissement relève également d'une logique illustrative. Il ne correspond ni à un mécanisme réglementaire existant, ni à une proposition de tarification de la biodiversité, ni à une estimation des dépenses qui seraient effectivement supportées par les entreprises ou les investisseurs. Il s'agit plutôt de raisonner, par analogie avec les travaux consacrés au climat, à partir d'un prix implicite de la biodiversité permettant de convertir une empreinte physique en un ordre de grandeur économique.

Sous ces hypothèses, les coûts mondiaux de restauration nécessaires pour améliorer de quatre points le MSA terrestre représentent environ 0,2 à 0,3 point de PIB mondial par an sur une période de trente-cinq ans. Appliqués, à titre illustratif, aux empreintes biodiversité publiées par plusieurs assureurs français (de l'ordre de 0,04 MSA.km² par million d'euros investi), ces coûts conduisent à un coût cumulé compris entre 6,8 % et 9,0 % du montant investi, soit, après annualisation sur trente-cinq ans, une charge équivalente de l'ordre de 0,2 point de rendement par an.

Ces ordres de grandeur doivent toutefois être interprétés avec précaution. D'une part, ils reposent sur une approche volontairement conservatrice de l'empreinte biodiversité, intégrant notamment les chaînes de valeur et les conventions d'allocation retenues par les indicateurs de type *Corporate Biodiversity Footprint*. D'autre part, ils ne préjugent en rien de la manière dont une éventuelle politique de restauration de la biodiversité serait effectivement financée. Les coûts pourraient être répartis entre entreprises, investisseurs, ménages et pouvoirs publics, financés par des instruments variés ou être partiellement compensés par les bénéfices économiques associés à la restauration des écosystèmes.

Au-delà des valeurs numériques obtenues, la principale contribution de cette étude est donc méthodologique. Elle montre qu'il est possible de rapprocher des indicateurs d'empreinte biodiversité aujourd'hui utilisés par certaines institutions financières d'une évaluation économique fondée sur des coûts de restauration. Cette démarche ouvre la voie à de futurs travaux visant à mieux intégrer la biodiversité dans les analyses de risque de transition, tout en soulignant que les résultats devront être régulièrement révisés à mesure que les méthodes de mesure des empreintes, les données disponibles et les connaissances scientifiques progresseront.

Une piste importante de recherche consiste désormais à articuler plus étroitement les empreintes biodiversité avec les services écosystémiques. La présente étude raisonne exclusivement en termes de restauration de la biodiversité, mesurée par le *Mean Species Abundance*. Or les conséquences

économiques de la dégradation de la nature transitent en grande partie par l'altération des services rendus par les écosystèmes : pollinisation, régulation hydrologique, fertilité des sols, protection contre les aléas naturels ou encore stockage du carbone. Une étape ultérieure consisterait par exemple à construire des courbes de coûts non seulement de restauration de la biodiversité, mais également de restauration des services écosystémiques, puis à analyser les synergies et les arbitrages entre ces deux objectifs. Une telle approche permettrait de rapprocher plus directement les analyses d'impact et de dépendance, aujourd'hui largement développées de manière séparée, et contribuerait à renforcer les outils d'évaluation des risques de transition liés à la nature.

5 Références

ADEME (2025), « Rapport annuel du Climate Transparency Hub. Analyse des rapports “Article 29 LEC” 2024 portant sur l'exercice 2023 », *Climate Transparency Hub (CTH) – ADEME / Sustainable Finance Observatory*.

Bach, E. M., Ramirez, K. S., Fraser, T. D. & Wall, D. H. (2020), « Soil Biodiversity Integrates Solutions for a Sustainable Future », *Sustainability*, 12(7), 2662. DOI : 10.3390/su12072662.

Carvalho-Santos, C., Honrado, J. P. & Hein, L. G. (2014), « Hydrological Services and the Role of Forests: Conceptualization and Indicator-Based Analysis with an Illustration at a Regional Scale », *Ecological Complexity*, 20, 69–80. DOI : 10.1016/j.ecocom.2014.09.001.

CDC Biodiversité (2026), « Transition Cost for Nature Conservation Strategies – Global Biodiversity Impacts Abatement Cost Curve », *CDC Biodiversité*.

Clerc, L., Fonteny, E., Irac, D., Dequet, A. & Goumet, L. (2024), « Les assureurs français face aux risques liés à la perte de biodiversité : enjeux et enseignements pour les organismes et leur supervision », *Analyses et synthèses*, n° 159-2024, Autorité de contrôle prudentiel et de résolution (ACPR) – Banque de France.

Clough, J. S. (2018), *AQUATOX (Release 3.2): Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems. Volume 1: User's Manual*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, EPA/600/B-18/233.

Dasgupta, P. (2021), *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*, HM Treasury.

De Groot, R. S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T. & Farley, J. (2013), « Benefits of Investing in Ecosystem Restoration », *Conservation Biology*.

Ellis, E. C. (2021), « Land Use and Ecological Change: A 12,000-Year History », *Annual Review of Environment and Resources*, 46, 1–33. DOI : 10.1146/annurev-environ-012220-010822.

Ellis, E. C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D. & Ramankutty, N. (2010), « Anthropogenic Transformation of the Biomes, 1700 to 2000 », *Global Ecology and Biogeography*, 19(5), 589–606. DOI : 10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x.

González-García, A., Palomo, I., Codemo, A., Rodeghiero, M., Dubo, T., Vallet, A. & Lavorel, S. (2025), « Co-Benefits of Nature-Based Solutions Exceed the Costs of Implementation », *Cell Reports Sustainability*, 2(3), 100336. DOI : 10.1016/j.crsus.2025.100336.

Gu, B., Zhang, X., Lam, S. K., Yu, Y., van Grinsven, H. J. M., Zhang, S., Wang, X., Bodirsky, B. L., Wang, S., Duan, J., Ren, C., Bouwman, L., de Vries, W., Xu, J., Sutton, M. A. & Chen, D. (2021), « Cost-Effective Mitigation of Nitrogen Pollution from Global Croplands », *Nature*.

Harrison, P. A., Berry, P. M., Simpson, G., Haslett, J. R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamănă, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L. & Turkelboom, F. (2014), « Linkages between Biodiversity Attributes and Ecosystem Services: A Systematic Review », *Ecosystem Services*.

IPBES (2019), *The Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services*, IPBES Secretariat.

Irac, D., Darragi, E. & Legros, T. (2025), « Empreintes biodiversité du secteur assurantiel », Autorité de contrôle prudentiel et de résolution (ACPR) – Banque de France.

Isbell, F., Craven, D., Connolly, J., et al. (2015), « Biodiversity Increases the Resistance of Ecosystem Productivity to Climate Extremes », *Nature*, 526, 574–577. DOI : 10.1038/nature15374.

Kok, M., Meijer, J., Zeist, W.-J., Hilbers, J. P., Immovilli, M., Janse, I. H., Stehfest, E., Bakkenes, M., Tabeau, A., Schipper, A. M. & Alkemade, R., « Assessing Ambitious Nature Conservation Strategies in a Below 2 Degrees Warmer and Foodsecure World – Supplementary Spatial Data », *Biological Conservation*.

Kuzma, S., Bierkens, M. F. P., Lakshman, S., Luo, T., Saccoccia, L., Sutanudjaja, E. H. & Van Beek, R. (2023), *Aqueduct 4.0: Updated Decision-Relevant Global Water Risk Indicators*, World Resources Institute, Washington, DC. DOI : 10.46830/wri.23.00061.

Lange, M., Koller-France, E., Hildebrandt, A., Oelmann, Y., Wilcke, W. & Gleixner, G. (2019), « How Plant Diversity Impacts the Coupled Water, Nutrient and Carbon Cycles », *Advances in Ecological Research*, 61, 185–219. DOI : 10.1016/bs.aecr.2019.06.005.

Leclère, D. et al. (2020), « Bending the Curve of Terrestrial Biodiversity Needs an Integrated Strategy », *Nature*.

Loreau, M. & de Mazancourt, C. (2013), « Biodiversity and Ecosystem Stability: A Synthesis of Underlying Mechanisms », *Ecology Letters*, 16(S1), 106–115. DOI : 10.1111/ele.12073.

Maes, J., Paracchini, M. L., Zulian, G., Dunbar, M. B. & Alkemade, R. (2012), « Synergies and Trade-Offs between Ecosystem Service Supply, Biodiversity, and Habitat Conservation Status in Europe », *Biological Conservation*.

Natural Capital Project (2026), *InVEST User Guide – Annual Water Yield*, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy & WWF.

NGFS (2023a), *Nature-Related Financial Risks: A Conceptual Framework to Guide Action by Central Banks and Supervisors*, septembre 2023.

NGFS (2023b), *Recommendations toward the Development of Scenarios for Assessing Nature-Related Economic and Financial Risks*, décembre 2023.

PBL Netherlands Environmental Assessment Agency, *Modèle GLOBIO (Global Biodiversity Model)*, PBL.

Reader, M. O., Eppinga, M. B., de Boer, H. J., Damm, A., Petchey, O. L. & Santos, M. J. (2022), « Biodiversity Mediates Relationships between Anthropogenic Drivers and Ecosystem Services across Global Mountain, Island and Delta Systems », *Global Change Biology*.

Ricketts, T. H., Watson, K. B., Koh, I., Ellis, A. M., Nicholson, C. C., Posner, S., Richardson, L. L. & Sonter, L. J. (2016), « Disaggregating the Evidence Linking Biodiversity and Ecosystem Services », *Scientific Reports*.

U.S. Environmental Protection Agency (2018), *AQUATOX (Release 3.2): Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems. Technical Documentation*, EPA/600/B-18/241, Washington, DC.

Villa, F., Bagstad, K. J., Voigt, B., Johnson, G. W., Portela, R., Honzák, M. & Batker, D. (2014), « A Methodology for Adaptable and Robust Ecosystem Services Assessment », *PLoS ONE*, 9(3), e91001. DOI : 10.1371/journal.pone.0091001.

6 Annexe 1 : Actions de restauration

En €/MSA.m2

Action	Coût optimiste	Coût médian	Coût pessimiste
Conservation agriculture	0,66	2,10	4,15
Mixing of agriculture with nature, via agroforestry in tropical biomes	1,04	2,94	6,88
Reduction of coal methane mine emissions - Drained CMM Utilisation	-0,44	-0,44	-0,44
Reduction of coal methane mine emissions – Flare	6,75	6,75	6,75
Reduction of coal methane mine emissions - On site recovery and use	3,60	3,60	3,60
Reduction of coal methane mine emissions - VAM oxidation	3,73	3,73	3,73
Reduction of coal methane mine emissions - Efficiency improvements	1,91	1,91	1,91
Reduction of coal methane mine emissions - Capture fugitives and route to abatement	3,99	3,99	3,99
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Aluminium	6,89	6,89	6,89
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Copper	51,63	51,63	51,63
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Gold	48,66	48,66	48,66
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Lead	51,54	51,54	51,54
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Nickel	40,36	40,36	40,36
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Rare earths	27,14	27,14	27,14
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Silver	44,17	44,17	44,17
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Tin	38,92	38,92	38,92
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Uranium	123,10	123,10	123,10
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Zinc	45,92	45,92	45,92
Restoration of tropical forest	2,04	2,04	2,04
Restoration of temperate forest	1,19	1,19	1,19

Restoration of woodland	1,55	1,55	1,55
Restoration of grassland	2,22	2,22	2,22
Cropland/pasture to tropical forest	3,98	3,98	3,98
Cropland/pasture to temperate forest	3,19	3,19	3,19
Cropland/pasture to woodland	2,62	2,62	2,62
Cropland/pasture to grassland	0,70	0,70	0,70
	12800,00	12800,00	12800,00
B_V_l	8025,00	8025,00	8025,00
B_V_m	2094,12	2094,12	2094,12
B_V_h	1677,78	1677,78	1677,78
S_PP	7500,00	7500,00	7500,00
S_V_l	5375,00	5375,00	5375,00
S_V_m	847,06	847,06	847,06
S_V_h	1061,11	1061,11	1061,11
C_V_l	4875,00	4875,00	4875,00
C_V_m	611,76	611,76	611,76
C_V_h	750,00	750,00	750,00
P_V_l	20375,00	20375,00	20375,00
P_V_m	2294,12	2294,12	2294,12
P_V_h	416,67	416,67	416,67
Avoided Deforestation	1,78	4,64	13,98
Geothermal	1,25	2,14	N/A
Nuclear	4,34	4,63	6,38
Energy efficiency - Iron and steel	-48,58	13,66	48,50
Energy efficiency – oil and gas	-26,30	-26,30	-26,30
Energy efficiency – buildings	-12,35	-12,35	-12,35

Les notations signifient : 4 états initiaux possibles B = *Built-up* : zone bâtie ; S = *Sealed* : surface artificialisée et imperméabilisée ; C = *Compacted* : sol compacté. P = *Polluted* : sol pollué. 2 états finals possibles: V = *Vegetated* : zone végétalisée ; PP = *Permeable paving* : revêtement perméable. Niveau d'ingénierie écologique : l = faible (*low*) ; m = moyen (*moderate*) ; h = élevé (*high*). Par exemple, C_V_m correspond à la restauration d'un sol compacté en zone végétalisée, avec un niveau moyen d'ingénierie écologique. Cf Salin et al. (2024)

Les secteurs retenus représentent la plupart des principales pressions sur la biodiversité. On notera qu'on pourrait notamment rajouter des mesures de meilleure gestion forestière, d'autres mesures correspondant à des pratiques vertueuses d'agriculture, ou par exemple des mesures d'intensification durable qui consisterait à mieux utiliser les engrais. Pour cette dernière mesure, elle aurait un impact positif particulièrement sur le MSA aquatique, difficilement comparable au MSA terrestre, nous avons ainsi fait le choix de ne pas la prendre en compte.

Les hypothèses prises pour construire les versions optimistes et pessimistes de chaque coût sont à comprendre comme permettant d'avoir des bornes inférieure et supérieure. L'estimation médiane est toujours la plus vraisemblable.

Les coûts et potentiels sont calculés sur une période de 35 ans. Les coûts correspondent donc aux coûts en capital et à 35 années de coûts d'opérations.

Annexe 2 : Les scénarios de restauration

Lien vers doc de travail pour expliquer certaines choses ?

En M MSA.km2

Action	EFF OPT	EFF MED	EFF
Conservation agriculture	0,92923	0,74275	
Mixing of agriculture with nature, via agroforestry in tropical biomes	1,76745	1,28140	
Reduction of coal methane mine emissions - Drained CMM Utilisation	0,02282	0,02282	
Reduction of coal methane mine emissions - Flare	0,00242	0,00242	
Reduction of coal methane mine emissions - On site recovery and use	0,00979	0,00979	
Reduction of coal methane mine emissions - VAM oxidation	0,03167	0,03167	
Reduction of coal methane mine emissions - Efficiency improvements	0,00141	0,00141	
Reduction of coal methane mine emissions - Capture fugitives and route to abatement	0,00533	0,00533	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Aluminium	0,00261	0,00261	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Copper	0,00500	0,00500	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Gold	0,00182	0,00182	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Lead	0,00000	0,00000	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Nickel	0,00043	0,00043	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Rare earths	0,00002	0,00002	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Silver	0,00004	0,00004	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Tin	0,00003	0,00003	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Uranium	0,00002	0,00002	
Dry stacking of filtered mine tailings technology - Zinc	0,00000	0,00000	
Restoration of tropical forest	0,59863	0,59863	
Restoration of temperate forest	0,34647	0,34647	
Restoration of woodland	0,05185	0,05185	
Restoration of grassland	0,00000	0,00000	
Cropland/pasture to tropical forest	1,94175	1,94175	
Cropland/pasture to temperate forest	1,00463	1,00463	
Cropland/pasture to woodland	0,15591	0,15591	
Cropland/pasture to grassland	0,84350	0,84350	
B_RP	0,00002	0,00002	
B_V_I	0,00005	0,00005	
B_V_m	0,00011	0,00011	
B_V_h	0,00022	0,00022	
S_PP	0,00002	0,00002	
S_V_I	0,00005	0,00005	
S_V_m	0,00011	0,00011	
S_V_h	0,00022	0,00022	
C_V_I	0,00005	0,00005	
C_V_m	0,00011	0,00011	
C_V_h	0,00022	0,00022	
P_V_I	0,00005	0,00005	
P_V_m	0,00011	0,00011	

P_V_h	0,00022	0,00022
Avoided deforestation	1,36879	1,36879
Geothermal	0,13582	0,05277
Nuclear	0,16152	0,10087
Iron and steel	0,03726	0,03726
Energy efficiency from improved maintenance and process control	0,10696	0,05562
More energy efficient new builds	0,09151	0,09151

7 Annexe 2 : Évaluation conjointe du stress hydrique, de la biodiversité et des coûts de désartificialisation

Cette annexe vise à estimer conjointement le coût de la désartificialisation en euros par MSA.m² et en euros par unité d'amélioration du stress hydrique, en évaluant le co-bénéfice produit sur l'état de la biodiversité et la disponibilité en eau. L'analyse dépend étroitement du sol et du bassin choisi, du contexte météorologique retenu et de l'échelle temporelle choisie pour apprécier le stress hydrique. Nous nous plaçons dans le cadre du bassin versant de la Loire en région Centre (117 800 km²) lors d'un épisode pluvieux marqué de $P = 50$ mm, représentatif d'événements observés dans la région à l'image de [Mai 2016](#). Le scénario étudie le passage d'un sol artificialisé initial, caractérisé par un niveau de MSA de 5 %, à un sol végétalisé assimilé à une prairie de faible qualité dont le niveau de MSA atteint 23 % (une nouvelle fois nous prenons les chiffres de Globio pour évaluer le MSA des différents types de sols).

On considère schématiquement que le bassin versant fonctionne comme une immense "machine hydraulique". Lorsqu'il pleut, l'eau peut s'évaporer immédiatement, s'infiltrer dans le sol, recharger les nappes phréatiques ; être consommée par la végétation. Elle peut aussi ruisseler vers les rivières. On fait l'hypothèse que l'eau soustraite au ruissellement direct devient pleinement disponible pour le milieu. À contrario, celle qui est l'objet d'un ruissellement direct (direct run off), est supposée intégralement soustraite au provisionnement d'eau disponible pour le milieu, augmentant donc le stress hydrique.

La méthode d'évaluation du stress hydrique que nous proposons repose d'abord sur l'évaluation du ruissellement direct (*direct runoff*) défini par le *Natural Resources Conservation Service* (NRCS) de l'USDA. L'ampleur du ruissellement est établie à partir du *Curve Number* (CN), un indice qualifiant le potentiel de ruissellement selon l'occupation et le type de sol.

Deux paramètres vont alors être déterminés par CN. La rétention potentielle maximale du sol qui diminue avec l'ampleur du ruissellement S ainsi que l'absorption initiale I_a . S et CN sont reliés par la formule suivante : $S = 25\,400/\text{CN} - 254$, en mm¹. L'absorption initiale du sol est prise de manière conventionnelle à 20% de son rétention maximale²: $I_a = 0,2 \times S$

S et I_a déterminent ensuite la lame d'eau ruisselée Q selon la formule³ :

$$Q = (P - I_a)^2 / (P - I_a + S)$$

si

$$P > I_a$$

$$Q = 0$$

sinon

Nous calculons ainsi la différence d'eau ruisselée en fonction des deux sols différents.

Nous utilisons ensuite le *Baseline Water Stress* (BWS) du *World Resources Institute* (WRI Aqueduct), défini comme le ratio des prélèvements totaux (W) sur la ressource disponible.

Baseline water stress $BWS = W/A_0$

L'impact du ruissellement évité (ΔQ) sur ce ratio de water stress est ensuite calculé. En considérant les prélèvements constants, la variation de stress hydrique liée à la désartificialisation s'écrit :

$$\Delta BWS = W/(A_0 + \Delta Q) - W/A_0$$

Ce qui peut se réécrire comme :

$$\Delta BWS = BWS(A_0) \times [-\Delta Q/(A_0 + \Delta Q)]$$

L'application numérique prend un CN de 98 pour le sol artificialisé et un CN médian de 80 ([NRCS](#)) pour la prairie de faible qualité, ce qui donne respectivement $S = 5,2$ mm ($I_a = 1,04$ mm) et $S = 63,5$ mm ($I_a = 12,7$ mm). Pour la pluie de 50 mm, le ruissellement direct passe de $Q = 44,3$ mm sur sol artificialisé à $Q = 13,8$ mm sur sol végétalisé, soit une réduction de $\Delta Q = 30,5$ mm, correspondant à 30,5 litres de ruissellement direct évités par mètre carré. À partir d'une ressource initiale de référence $A_0 = 477$ millions de m^3 /mois (15,9 millions de m^3 /jour) pour le bassin concerné et d'un BWS initial de 16 % pour le secteur d'Orléans ([Source](#), [Source](#)), la désartificialisation d'un mètre carré induit une amélioration du stress hydrique de $-3,07 \times 10^{-10}$.

La dernière étape de notre calcul est d'attribuer un coût à cette désartificialisation. Pour cela, nous utilisons la base construite dans le présent article, précisément sur les coûts de restauration d'écosystèmes urbains documentés par [Salin et al. \(2025\)](#) pour des transitions depuis des états initiaux pollués, compactés ou bâtis vers un état végétalisé avec un haut niveau d'ingénierie écologique (P_V_h , C_V_h et B_V_h). Le coût moyen de ces trois restaurations est de 948 $\text{€}_{2024}/\text{MSA.m}^2$. Le gain écologique rapporté au mètre carré est de 0,18 MSA.m^2 , ce qui donne un coût moyen de 170,50 € par mètre carré restauré. À l'échelle de la surface communale d'Orléans (27,48 km^2), une telle restauration représenterait un gain de 4,95 millions de MSA.m^2 et une diminution de 0,84 point de pourcentage du stress hydrique lors de l'épisode pluvieux considéré, pour un investissement total de 4,69 milliards d'euros.