ECONSTOR
Make Your Publications Visible.

A Service of

ZBW Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft
Leibniz Information Centre for Economics

Fabre, Camille; Vertier, Paul

Working Paper

Enjeux économiques de la perte de biodiversité en Afrique et mesures mises en œuvre pour la limiter

FERDI Document de travail, No. P344

Provided in Cooperation with:
Fondation pour les études et recherches sur le développement international (FERDI), Clermont-Ferrand

Suggested Citation: Fabre, Camille; Vertier, Paul (2024) : Enjeux économiques de la perte de biodiversité en Afrique et mesures mises en œuvre pour la limiter, FERDI Document de travail, No. P344, Fondation pour les études et recherches sur le développement international (FERDI), Clermont-Ferrand

This Version is available at:
https://hdl.handle.net/10419/322566

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

WWW.ECONSTOR.EU

Mitglied der Leibniz-Gemeinschaft

FONDATION POUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES SUR LE DÉVELOPPEMENT INTERNATIONAL

Document de travail 344 Octobre 2024 Politiques de développement

Enjeux économiques de la perte de biodiversité en Afrique et mesures mises en œuvre pour la limiter

Camille Fabre, Paul Vertier

Camille Fabre, Direction générale du Trésor

Paul Vertier, Banque de France

Résumé

Alors que les pays africains disposent d'une biodiversité particulièrement riche, celle-ci connaît une dégradation marquée depuis plusieurs décennies, qui semble s'accélérer ces dernières années. Cette dégradation de la biodiversité a des conséquences aussi bien au niveau local, les populations africaines, majoritairement rurales, étant fortement dépendantes des services écosystémiques, qu'au niveau mondial au vu des implications majeures de la dégradation de la biodiversité sur le réchauffement climatique, la santé, la sécurité alimentaire ou encore la stabilité financière mondiale. La préservation de la biodiversité en Afrique apparaît ainsi comme un enjeu majeur, dont l'articulation avec les objectifs de développement économique du continent africain soulève de nombreux enjeux. Cet article s'intéresse ainsi à l'impact de l'activité économique sur la biodiversité. Il montre notamment, grâce à des bases de données géolocalisées à l'échelle mondiale entre 1990 et 2015, qu'une hausse de l'activité économique locale est associée à une baisse des populations vertébrées locales. L'article discute également les mesures de protection mises en œuvre, aussi bien au niveau local qu'au niveau mondial afin de favoriser la préservation de la biodiversité, ainsi que les défis auxquels elles font face.

Mots-clefs : biodiversité, croissance, Afrique, développement.

Codes JEL : Q57, Q54.

Remerciements : Les auteurs remercient les participants au séminaire du réseau de recherche sur le climat de la Banque de France et au séminaire Ferdi-Banque de France, ainsi que Sylvie Lemmet pour sa discussion de l'article, et Bruno Cabrillac, Laurent Clerc, Stéphane Dées, Marie-Hélène Ferrer, Vincent Fleuriet, Guillaume Gaulier, Hervé Le Bihan et Oriane Wegner pour leurs commentaires. Une version raccourcie de cet article est disponible dans le *Rapport annuel des coopérations monétaires Afrique-France 2023*. Les points de vue exprimés dans cet article sont ceux des auteurs et n'engagent pas la Banque de France, la DG Trésor ou l'Eurosystème.

LA FERDI EST UNE FONDATION RECONNUE D'UTILITÉ PUBLIQUE.
CETTE PUBLICATION A BÉNÉFICIÉ D'UNE AIDE DE L'ÉTAT FRANÇAIS AU TITRE
DU PLAN D'INVESTISSEMENT FRANCE 2030 PORTANT LA RÉFÉRENCE ANR-16-IDEX-0001.

Introduction

L'accélération de la disparition de la biodiversité, constatée au niveau mondial depuis plusieurs décennies, affecte particulièrement l'Afrique. D'une part, les populations africaines sont parmi les plus vulnérables aux pertes de biodiversité : une majorité de la population rurale dépend en effet des services rendus par les écosystèmes pour sa nourriture, ses besoins en eau et en énergie, ses soins et la satisfaction de ses besoins vitaux (IPBES, 2018). D'autre part, la biodiversité aurait diminué particulièrement rapidement depuis les années 1970 dans les pays africains par rapport aux autres régions du monde (- 66 % entre 1970 et 2018 selon le *Living Planet Index 2022*[1], bien au-delà de l'Europe et de l'Asie Centrale (- 18 %), de l'Amérique du Nord (- 20 %), de la zone Asie-Pacifique (- 55 %), mais en-dessous de l'Amérique latine (- 94 %)).

La perte de biodiversité dans les pays africains pourrait en outre être exacerbée par la croissance économique attendue du continent au cours des prochaines décennies. Nous illustrons cela en évaluant, à l'échelle mondiale, l'effet d'une hausse du PIB local (estimé selon une résolution de 5 arc-min, soit environ 9 km à l'équateur) sur la biodiversité locale (mesurée à l'aide des données d'études géolocalisées au sein du *Living Planet Index*). Nous documentons ainsi qu'une hausse du PIB local de 1 % réduit en moyenne d'environ 0,5 % le niveau de biodiversité. Une évaluation par la méthode des variables instrumentales suggère que cet effet pourrait être une borne inférieure.

Nous explorons divers mécanismes pertinents pour les économies africaines, et discutons des facteurs à même d'expliquer leurs contributions. En particulier, nos résultats suggèrent que l'effet du PIB sur la biodiversité s'explique plus fortement par les hausses de population que par les hausses de PIB par habitant. En outre, la perte de biodiversité n'est pas identique selon le niveau initial d'activité. Les pertes les plus fortes sont observées pour des niveaux d'activité initiaux intermédiaires. Ces résultats, compatibles avec l'existence d'une courbe de Kuznets de la biodiversité, peuvent s'expliquer par différents facteurs, liés notamment aux effets de transformation sectorielle de l'économie, ou de qualité des institutions. L'ensemble de ces résultats suggèrent que les choix de politique économique opérés par les pays africains au cours des années à venir détermineront de façon cruciale l'équilibre entre développement économique et préservation de la biodiversité.

Les enjeux propres à l'Afrique s'agissant de la biodiversité ne peuvent toutefois être considérés isolément du reste du monde, les pertes locales de biodiversité ayant à la fois des effets locaux et globaux. D'une part, en raison de l'importance mondiale des écosystèmes africains, la perte de biodiversité sur le continent pourrait avoir des conséquences sur l'économie mondiale. D'autre part, en cas de perte brutale de biodiversité au niveau mondial, les économies africaines seraient là aussi les plus exposées, avec des pertes de PIB pouvant atteindre – 10 % dans un scénario d'effondrement mondial de la biodiversité à l'horizon 2030, contre – 2 % dans les économies avancées.

Dans ce contexte une coordination accrue des politiques locales et internationales est nécessaire, non seulement afin de préserver la biodiversité africaine et mondiale, mais également afin de limiter les conséquences pour l'Afrique d'une perte de biodiversité au niveau mondial. Si la nécessité de protéger la biodiversité fait l'objet d'accords internationaux depuis le début des années 1990, l'accélération de sa détérioration dans les dernières décennies a renforcé l'importance de cette thématique au sein des discussions de la communauté internationale, conduisant à une multiplication des initiatives en la matière. La conclusion de la 15ème réunion de la Conférence des Parties à la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique, qui s'est tenue du 7 au 19 décembre 2022 à Montréal, a ainsi permis d'établir le Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal fixant des objectifs en matière de préservation et de restauration de la biodiversité à horizon 2030 et 2050, à l'image de l'Accord de Paris pour le climat. De plus, l'organisation du *One Forest Summit* au Gabon en mars 2023 témoigne d'une prise de conscience du rôle central des écosystèmes africains, et de la forte vulnérabilité du continent aux pertes locales et mondiales de biodiversité.

Toutefois, les engagements financiers demeurent encore en deçà des besoins estimés, et la prise en compte des risques liés à la biodiversité au sein des programmes financiers bilatéraux ou multilatéraux pourrait être renforcée. Si de nombreux outils visant à préserver la biodiversité font actuellement l'objet de propositions, leur déploiement dépendra notamment du développement d'un système d'évaluation robuste des

[1] Les chiffres du *Living Planet Index* mentionnés dans cet article, ainsi que les données sous-jacentes utilisées dans l'analyse économétrique, proviennent de la version 2022 de l'indicateur. Ce dernier a été mis à jour en octobre 2024 (cf. les chiffres mis à jour sont présentés dans la note de bas de page 4).

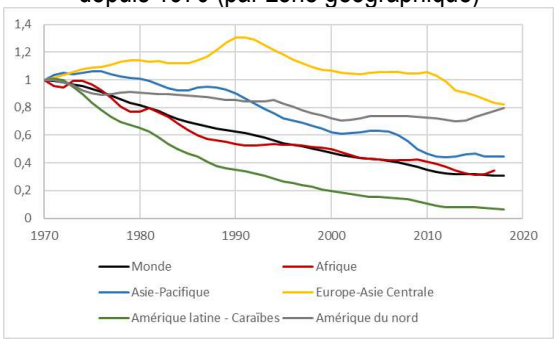
services écosystémiques, et leur efficacité dépendra non seulement de leur mise en cohérence, mais également de l'intégration étroite des populations locales dans leur élaboration et leur mise en œuvre.

1. La préservation de la biodiversité et le développement économique constituent-ils des objectifs incompatibles pour les économies africaines ?

A. Les pays africains sont confrontés à une baisse de la biodiversité marquée depuis les années 1970, qui menace leurs perspectives de développement

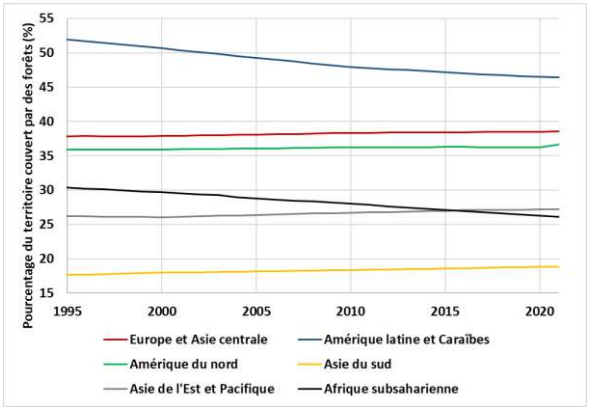
La biodiversité[2] du continent africain est particulièrement riche (IPBES, 2018). Le continent est le dernier endroit au monde comprenant une large variété de grands mammifères. Près d'un quart de sa surface au sol est constitué de forêts, tandis qu'un autre quart est constitué de terres arables (dont seul un cinquième est cultivé). Le reste, soit la moitié du continent, est constitué de savane, de pelouses, de zones arides et de déserts. Les zones humides constituent près de 1 % de la surface du continent, qui est également entouré de six écosystèmes marins (dont trois figurent parmi les quatre écosystèmes marins les plus productifs au monde). Trois pays du continent sont en outre considérés comme méga divers (Madagascar, République Démocratique du Congo, Afrique du Sud) et le continent contient huit des 36 points mondiaux de biodiversité (IPBES, 2018).[3]

Graphique 1 – Évolution du *Living Planet Index* depuis 1970 (par zone géographique)



Source: Living Planet Report 2022, WWF/ZSL

Graphique 2 - Évolution du couvert forestier entre 1995 et 2021 (par zone géographique)



Source: Banque mondiale

De très nombreuses études documentent une perte massive de biodiversité au niveau mondial, et particulièrement en Afrique. Le taux d'extinction des espèces au niveau mondial est ainsi des dizaines, voire des centaines de fois supérieur à celui observé sur période longue (IPBES, 2019). Selon le *Living Planet Index* (Graphique 1), la population mondiale d'espèces vertébrées aurait baissé de 69 % entre 1970 et 2018. Si l'Afrique se situe dans la moyenne mondiale, avec une baisse estimée de 66 %, ce rythme est bien supérieur à celui de l'Europe et de l'Asie Centrale (18 %), de l'Amérique du Nord (20 %), de la zone Asie-Pacifique (55 %), mais en-dessous de l'Amérique latine (94 %)[4]. Le continent africain est également particulièrement sujet à la déforestation (Graphique 2) : les terres agricoles se sont étendues d'environ 3 % par an en Afrique au cours des années 2010, alors qu'elles sont restées stables dans les autres pays à faible revenu ou à revenu intermédiaire (Barrett, 2021)[5] et entre 2001 et 2015, 92 % des pertes de forêts en Afrique seraient imputables à l'extension de terres agricoles par des petits exploitants (Curtis et al., 2018). Au total, selon Weber et al. (2024), entre 2005 et 2019, les capabilités écosystémiques du continent (synthétisant des mesures relatives à la couverture des terres, aux infrastructures écosystémiques, à la disponibilité en eau et aux émissions de carbone) ont diminué de 5,6 %. L'hétérogénéité est

[2] Voir Annexe A pour un bref aperçu des définitions et des mesures de la biodiversité.

[3] Les zones critiques de biodiversité désignent des zones à forte concentration d'espèces endémiques (plus de 1 500 plantes vasculaires) et ayant perdu au moins 70 % de leur végétation primaire.

[4] Dans la dernière version du *Living Planet Index* (2024), la baisse de population d'espèces vertébrée entre 1970 et 2020 est estimée à 73 % dans le monde, 76 % en Afrique, 35 % en Europe-Asie Centrale, 39 % en Amérique du Nord, 60 % en Asie-Pacifique et 95 % en Amérique Latine.

[5] À l'échelle mondiale, l'extension des terres agricoles serait responsable de 83 % des pertes de forêts au niveau mondial entre 1980 et 2000 (Gibbs et al., 2010).

marquée selon les régions (-13,9 % à Madagascar, -7,5 % en Afrique australe, - 6,5 % en Afrique orientale, -6,0 % en Afrique centrale et -5,1 % en Afrique du nord), et une dégradation particulièrement forte au cours des dernières années est notamment observable en Afrique de l'ouest (-7,0 % entre 2015 et 2019), ainsi qu'en Afrique centrale et à Madagascar (-5,8 % dans les deux cas). Par habitant, la capabilité écosystémique du continent a diminué de 35 % entre 2010 et 2019.

Le réchauffement climatique est susceptible d'accélérer la perte de biodiversité, et l'Afrique est particulièrement exposée à cette boucle de rétroaction. Selon le GIEC, la température moyenne sur le continent africain a déjà augmenté de 1,4 °C par rapport à la température moyenne pré-industrielle, ce qui est supérieur à la moyenne mondiale (+1,1 °C). Dans le scénario médian du rapport du GIEC, la hausse moyenne des températures d'ici la fin du siècle pourrait être de 4°C en été, et de 2,5 °C en hiver. À 3°C, la quasi-totalité du continent perdrait de 25 à 50 % de sa biodiversité (Woillez, 2023).

Les populations africaines sont ainsi parmi les plus vulnérables en matière de dégradation de leurs services écosystémiques[6]. 62 % de la population rurale des pays africains sont en effet dépendants des services rendus par les écosystèmes pour leur nourriture, leurs besoins en eau et en énergie, leurs soins et la satisfaction de leurs besoins vitaux (IPBES, 2018). Selon le classement de la *Notre Dame Global Adaptation Initiative* (ND-GAIN), qui propose un score spécifique de vulnérabilité des services écosystémiques, la moitié des économies africaines seraient situées dans le dernier tiers du classement mondial en termes de vulnérabilité de leurs services écosystémiques, et les trois quarts d'entre elles auraient une vulnérabilité supérieure à la médiane mondiale. Selon Weber et al. (2024), plus de la moitié des écozones africaines sont classées comme « non-soutenables », ce qui concerne 750 millions de personnes (dont 157 millions dans des écozones menacées de façon critique). Les écozones les moins soutenables sont situées en Afrique du nord (côte atlantique du Maghreb, vallée du Nil), en Afrique de l'ouest et australe, et à Madagascar. La perte de biodiversité du continent pourrait affecter directement le secteur agricole - tant en matière de cultures (hausse des épisodes d'infection) que de bétail (Woillez, 2023) – la pêche ou le tourisme (Klöck et Woillez, 2023). Ceci pourrait accroître l'insécurité alimentaire, qui est déjà marquée sur le continent, et devrait l'être d'autant plus que la population africaine pourrait presque doubler d'ici à 2050.

Cette vulnérabilité des pays africains à la perte de biodiversité intervient dans un contexte de fragilités économiques et institutionnelles. Les pays africains sont également parmi les plus vulnérables au changement climatique, et font partie des pays ayant le plus faible degré de préparation au monde (Debels-Lamblin et Jacolin, 2020). La perte de biodiversité du continent pourrait affecter directement le secteur agricole, tant en matière de cultures (hausse des épisodes d'infection) que de bétail (Woillez, 2023). Ceci pourrait accroître l'insécurité alimentaire, déjà marquée sur le continent : depuis la deuxième moitié des années 2010, le nombre de personnes en situation d'insécurité alimentaire a fortement augmenté dans les pays africains, et cette tendance s'est accentuée avec la pandémie de Covid-19 et la forte progression des cours mondiaux en 2022 (Lemaire et Vertier, 2023). Les enjeux de sécurité alimentaire et de maintien des rendements agricoles sont d'autant plus significatifs pour le continent que sa population devrait presque doubler d'ici à 2050, alors même que le secteur agricole souffre d'un déficit d'attractivité (Lee et al., 2022).

Les pertes de biodiversité sont ainsi très importantes en Afrique, alors même que les populations sont particulièrement vulnérables à celles-ci. Or, la détérioration de la biodiversité observée sur longue période doit s'articuler dans les pays africains avec des objectifs de développement économiques ambitieux.

B. Objectifs de développement économique et de préservation de la biodiversité sur le continent africain : une articulation complexe, mais encore insuffisamment étudiée

a. Une littérature encore parcellaire

La forte exposition des économies africaines à la perte de biodiversité alors même que les enjeux de développement y demeurent essentiels impose d'étudier de façon plus approfondie les arbitrages entre activité économique et biodiversité et les appels à développer ces études se multiplient (Dasgupta, 2021).

[6] Bénéfices directs et indirects que les humains retirent de la nature.

Cependant, le nombre d'études économiques sur la biodiversité demeure limité[7], en raison de divers facteurs. D'une part, ces deux variables sont interdépendantes : l'activité économique est susceptible de réduire la biodiversité, et la perte de biodiversité est susceptible de réduire l'activité économique (Giglio et al., 2024). D'autre part, l'appariement de données de biodiversité et de données d'activité économique traditionnelles est parfois complexe, les données de biodiversité évoluant avec une certaine inertie, et les liens entre biodiversité et activité économique donnant lieu à de nombreux effets indirects difficiles à capter empiriquement (Svartzman et al., 2021).

Parmi les études existantes, les travaux les plus influents visent à chiffrer la dépendance de l'activité économique aux services écosystémiques (Costanza 2014 ; Johnson et al., 2021), tandis que ceux tentant d'établir l'effet de la croissance économique sur la biodiversité sont moins concluants. Certes, les travaux en biologie environnementale ont fait émerger un consensus sur le fait que la perte de biodiversité est liée à l'activité économique, et divers travaux documentent les effets de certains secteurs d'activité économique sur la biodiversité, tels que la construction de routes (Asher et al. 2020), l'utilisation des sols (Cole et al. 2021, Newbold et al. 2015, Marques et al., 2019), les industries manufacturières ou extractives (Kinda et Thiombiano, 2023). En outre, une large littérature interdisciplinaire, faisant suite aux travaux d'Ostrom (1990), a documenté l'impact des arrangements institutionnels sur la préservation de la biodiversité au niveau local. Toutefois, il existe à ce jour peu d'études démontrant le lien entre activité économique *générale* et perte de biodiversité. En effet, bien qu'une approche fondée sur le PIB puisse s'avérer utile pour les décideurs politiques (le PIB demeurant, malgré ses limites bien identifiées, le principal indicateur d'activité économique produit systématiquement et de façon comparable entre pays, et ciblé par les décideurs politiques), un nombre étonnamment faible d'études fait le lien entre variation du PIB et perte de biodiversité. Si le concept de courbe de Kuznets environnementale fournit un point de départ fréquemment utilisé pour étudier le lien entre activité économique et dégradation de l'environnement, il a surtout été appliqué à la pollution[8], et peu à la biodiversité (Parrique et al., 2019). De plus, les conclusions des quelques études en la matière sont dans l'ensemble contradictoires, notamment car elles mobilisent des données de biodiversité et d'activité agrégées, ce qui peut limiter la capacité à détecter un lien significatif, en raison de la complexité des mesures de biodiversité[9].

La disponibilité récente de données granulaires relatives à la fois au niveau d'activité économique et à la biodiversité permet toutefois d'envisager des avancées sur ce sujet. Ainsi, Liang et al. (2023), en mobilisant des données économiques locales (au niveau des États américains) et des mesures de biodiversité tirées de la base *BioTime* montrent un effet marqué de l'activité économique sur la biodiversité. Ces travaux ne mettent toutefois pas en évidence de différence d'effet selon le niveau initial d'activité (ce qui pourrait s'expliquer par le fait que l'hétérogénéité des niveaux d'activité est limitée, l'étude se concentrant uniquement sur les États-Unis).

b. Proposition de quantification de l'effet de l'activité économique sur la biodiversité

Analyse par moindres carrés ordinaires

Nous proposons ici une évaluation de la corrélation entre hausse de l'activité économique et perte de biodiversité entre pays entre 1990 et 2015, mobilisant des mesures de biodiversité et d'activité finement géolocalisées. Notre évaluation repose sur une méthodologie proche de celle de Liang et al. (2023), i.e. mobilisant des relevés de biodiversité à un niveau désagrégé, mais en l'étendant à l'échelle mondiale. Pour ce faire, nous mobilisons des données granulaires de PIB à l'échelle de 5 arc-min (soit environ 9 km à l'équateur), issues de Kummu et al. (2018) entre 1990 et 2015, et les apparions à des données de la base *Living Planet,* répertoriant

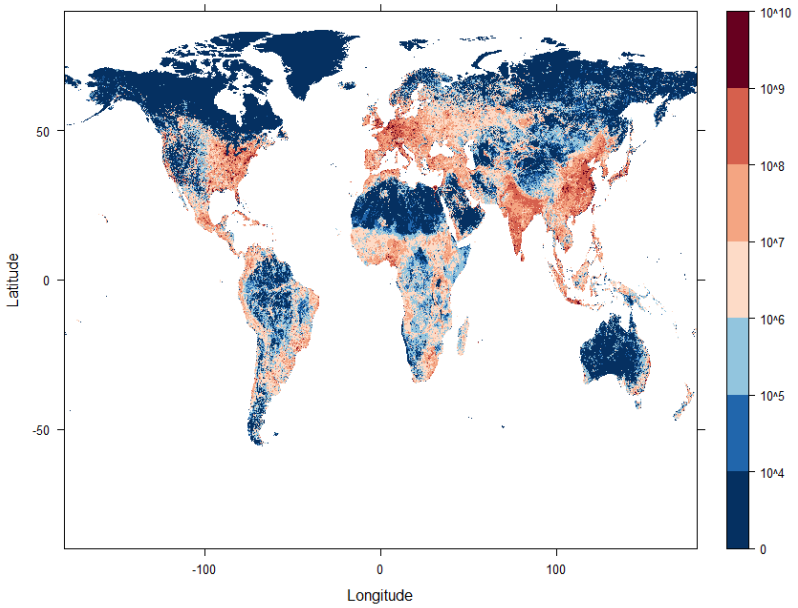
[7] Il est même largement inférieur au nombre d'études économiques portant sur le changement climatique : d'après le site REPEC, en 2022, les études économiques portant sur le changement climatique (code JEL Q54) étaient environ cinq fois plus nombreuses que celles portant sur la biodiversité (Q57).

[8] La courbe de Kuznets est une hypothèse qui a d'abord été formulée au sujet des inégalités (Kuznets, 1955), selon laquelle que le niveau d'inégalités augmenterait tout d'abord avec le niveau de développement, jusqu'à atteindre un certain seuil, puis diminuerait ensuite, formant une courbe en U inversé. Depuis la contribution pionnière de Grossman et Krueger (1991), cette hypothèse a été appliquée aux émissions polluantes, et de très nombreuses études ont tenté de mettre en évidence une courbe de Kuznets des émissions polluantes dans des cadres différents (Jalil et Mahmud, 2009 ; Ahmed et Long, 2012 ; Iwata et al., 2010 ; Li et al., 2016 ; Fang et al., 2020). Les méta-analyses sur le sujet donnent lieu à des conclusions contrastées (Parrique et al. ; 2019 ; Saqib et Benhmad, 2021), et l'interprétation des résultats suggérant l'existence de courbes de Kuznets environnementale fait l'objet de vifs débats (Stern, 2004 ; Stern, 2017).

[9] Kauppi et al. (2006) ont montré qu'au-delà d'un PIB par habitant de 4 600 dollars US, aucun pays ne voyait son couvert forestier diminuer. Tan et al. (2022) ont également mis en évidence une courbe en U inversée de nombre d'espèces menacées en Asie du Sud et du Sud-Est. Au contraire, Dietz et Adger (2003), Mozumder et al. (2006), Mills et Waite (2009) ne trouvent pas d'éléments permettant de conclure à une courbe de Kuznets de la biodiversité.

environ 30 000 populations de près de 5 000 espèces, suivies sur plusieurs années à un endroit fixe (et identifié par des coordonnées GPS de longitude et de latitude[10]). Les détails méthodologiques de l'appariement des données sont présentés en Annexe B.

Graphique 3 - PIB en 2015, en USD constants de 2011 (à parité de pouvoir d'achat)



Source : Kummu et al. (2018), calculs des auteurs. Les données de ce graphique portent sur l'année 2015.

Notre analyse consiste à régresser les variations de mesures de population d'espèces locales sur les variations du PIB de la zone au sein de laquelle a lieu l'étude. Notre variable expliquée correspond au taux de variation de la mesure de population de l'espèce étudiée, entre deux relevés au sein d'une même étude *Living Planet*. Notre variable explicative correspond au taux de croissance du PIB local (i.e. du PIB de la zone au sein de laquelle l'étude a lieu) entre deux relevés[11][12]. Plus spécifiquement, notre analyse de base est une régression en panel de la forme :

$$\Delta\log(1+Y)_{i,t1,t2} = \alpha + \beta \times \Delta\log(1+PIB)_{c(i),t1,t2} + \theta X_{i,t1} + \vartheta_i + \mu_{t1,t2} + \varepsilon_{i,c,t1,t2} \qquad (1)$$

où *i* désigne une étude, *c* désigne la zone dans laquelle le PIB est mesuré pour une étude *i,* et *t* désigne une année. La variable $\Delta\log(1+Y)_{i,t1,t2}$ désigne la variation de la mesure de population au sein de l'étude *i,* entre les

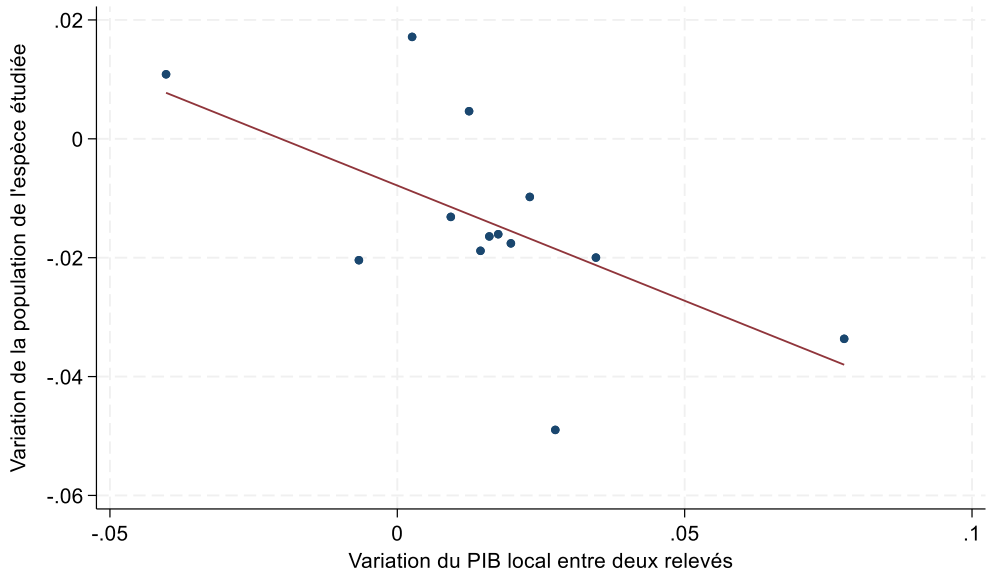
[10] Nous préférons cette base à la base *BioTime*, au sein de laquelle les observations provenant d'Amérique du Nord et de Nouvelle-Zélande sont nettement surreprésentées

[11] À noter que les zones de la base de Kummu et al. (2018) n'ont pas une surface constante selon la latitude : 5 arc minutes font environ 9 kms à l'équateur, mais 6,7 kms au 44e parallèle. Dès lors, la mesure de PIB n'est pas homogène selon la latitude. Divers facteurs limitent cependant les risques en matière d'estimation. D'une part, nous nous intéressons aux effets de la *variation* du PIB, et pour chaque étude *Living Planet*, la localité est constante au cours du temps : la cellule de PIB appariée à chaque étude est donc identique au cours du temps, et d'une année à l'autre, les variations de PIB associées à une étude donnée sont calculées sur une superficie constante. D'autre part, dans l'analyse principale, nous introduisons des effets fixes propres à chaque étude : l'effet est ainsi estimé en moyenne *au sein* de chaque étude, et l'effet potentiel de la surface est absorbé par l'effet fixe, puisque la surface de la cellule de PIB appariée est constante au cours du temps pour chaque étude. Enfin, dans les cas où nous ne contrôlons pas pour des effets fixes propres à chaque étude, nous contrôlons pour la surface, en km², correspondant à la cellule de 5 arc-min appariée où est mesurée le PIB. Les résultats sont globalement invariants à l'inclusion ou non de ce contrôle.

[12] Ici, en raison d'un grand nombre de données de PIB nulles (43,6 % des zones au sein desquelles ont lieu les relevés), la variation est calculée sur la base d'une transformation du PIB. Dans ce cas, nous considérons les différences de log(1+PIB), qui est une approximation raisonnable dans la mesure, où conditionnellement au fait d'être non-nulles, les valeurs de PIB sont très élevées (au minimum de 200, et en moyenne 3,1x10^8). Leur ajouter une valeur de 1 changera donc peu le logarithme en résultant.

années *t1* et *t2*[13]. La variable $\Delta\log(1+PIB)_{c(i),t1,t2}$ correspond à la variation de PIB au sein de la zone *c(i)* au sein de laquelle a lieu l'étude *i,* entre les dates *t1 et t2.* Dans l'analyse de base, la variable $\Delta\log(1+PIB)_{c(i),t1,t2}$ est winsorisée au premier et dernier percentile afin que les résultats ne dépendent pas de valeurs extrêmes. ϑ_i désigne un effet-fixe étude. $\mu_{t1,t2}$ désigne un effet-fixe propre à la paire d'années entre lesquelles sont calculées les variations de biodiversité et de PIB. L'équation prévoit également l'inclusion de contrôles $X_{i,t1}$, mesurés à la date *t1* pour l'étude *i,* tels que le taux de croissance du PIB local avant la date *t1*, ou le niveau du PIB en *t1.* Dans des spécifications alternatives, nous testons d'autres définitions de la variation de l'activité économique ou des populations d'espèces.

Graphique 4 - Corrélation entre variation de l'activité économique et variation de population des espèces étudiées



Source : *Living Planet Database,* Kummu et al. (2018), calculs des auteurs.
Note : le graphique est un *binscatter plot*, net des effets fixes propres à chaque étude de la base *Living Planet* et aux paires d'années entre lesquelles sont calculées les variations de biodiversité et de PIB, mais sans variables de contrôles. L'estimation correspond au coefficient estimé dans la colonne (1) du tableau 1. Le PIB est exprimé en USD de 2011, à parité de pouvoir d'achat.

Selon les estimations, une hausse de 1 % du PIB local serait en moyenne associée à une baisse d'environ 0,5 % de la population de l'espèce étudiée (Graphique 4 et Tableaux 1-2). En se focalisant uniquement sur la présence ou non d'une population d'espèce (colonne 5 du Tableau 1), une hausse de 1 % du PIB réduit de 11 points la probabilité d'observer au moins un individu de la population étudiée (sachant que 85 % des relevés sont non-nuls).

Ces résultats doivent être interprétés avec prudence pour plusieurs raisons. D'une part, les résultats estimés dans cette régression sont sujets à un certain nombre de limites propres au cadre d'analyse proposé. En particulier, nos résultats ne permettent pas d'évaluer les interdépendances mondiales en matière de biodiversité (Lenzen et al., 2012), car la mesure de PIB employée ne permet pas de savoir si la consommation incorporée dans le PIB local relève d'une production locale ou d'importations. Par ailleurs, chaque étude au sein de la base *Living Planet* documente la population d'une seule espèce : nos estimations ne permettent donc pas de

[13] Afin de prendre en compte le fait que les données contiennent des zéros (15,2 % des relevés), les taux de variation sont, dans la spécification de base, approximés par des différences de log(1+x). Par abus de langage, nous interprétons cette différence comme une évolution en pourcentage : en effet, cette mesure est corrélée à plus de 95 % avec les différences de logarithme que nous pouvons calculer (i.e. celles pour lesquelles aucune des valeurs de relevé entre les deux périodes de mesure n'est nulle). Cependant, cette normalisation peut s'avérer problématique dans un cas où, comme ici, les valeurs de *x* peuvent être très différentes selon les espèces, et où il existe un grand nombre de valeurs faibles (pour lesquels la normalisation en 1+x n'est pas neutre). Dans un exercice alternatif, nous testons donc des spécifications où la variation de population est exprimée comme une différence d'arcsinh du relevé de population *x*, où $\text{arcsinh}(x) = \log(x+\sqrt{x^2+1})$. Les résultats présentés ci-après sont largement robustes à des choix de spécification différentes (Tableaux 1 et 2).

conclure quant à l'effet du PIB sur l'ensemble de la biodiversité locale. À ce titre, le développement de bases de données détaillant des mesures d'abondance ou de richesse à un niveau local sur longue période, sera clé afin de mieux caractériser les effets de l'activité économique sur la biodiversité[14].

Tableau 1 – Corrélation entre variation de la population d'espèce étudiée et taux de croissance du PIB local, avec différentes variables de mesure de la variation de biodiversité

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
Effet d'une variation de 1% du PIB	-0,388 (0,0913)	-0,445 (0,104)	-0,324 (0,080)	-0,376 (0,093)	-0,114 (0,029)	-0,497 (0,129)	-0,230 (0,122)
Observations	167 960	167 960	167 960	167 960	167 960	166 476	134 054
R^2	0,059	0,059	0,063	0,063	0,052	0,067	0,060
Effets fixes							
Étude	O	O	O	O	O	O	O
Paire d'années	O	O	O	O	O	O	O
Contrôles	N	N	N	N	N	N	N
Échantillon	1990-2015	1990-2015	1990-2015	1990-2015	1990-2015	1990-2015	1990-2015
Variation de population vertébrée (*x*)	Δlog(1+x)	Δarcsinh(x)	Δlog(1+x), winsor 1 %	Δarcsinh(x), winsor à 1 %	Δ(x>0)	Δ arcsinh($\frac{100\,x}{\max(x)}$)	Δlog(x)

Note : erreurs-types robustes entre parenthèses. Dans l'ensemble de ce tableau, les variations de PIB correspondent à Δlog(1+PIB), winsorizé à 1 % en haut et en bas de la distribution.

Tableau 2 – Corrélation entre variation de la population d'espèce étudiée et taux de croissance du PIB local, avec différentes définitions de la variation de PIB, variables de contrôle et échantillons

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
Effet d'une variation de 1% du PIB	-0,388 (0,0913)	-0,627 (0,186)	-0,503 (0,101)	-0,533 (0,108)	-0,549 (0,122)	-0,699 (0,148)	-0,402 (0,108)	-0,270 (0,100)
Observations	167 960	167 690	135 754	106 920	68 836	32 900	104 371	139 410
R^2	0,059	0,059	0,060	0,070	0,089	0,116	0,0590	0,062
Effets fixes								
Étude	O	O	O	O	O	O	O	O
Paire d'années	O	O	O	O	O	O	O	O
Contrôles	N	N	O	N	N	N	N	N
Échantillon	1990-2015	1990-2015	1990-2015	2000-2015	2005-2015	2010-2015	1990-2015, dist<4kms	1990-2015, années contigues
Variation de PIB	winsor 1%	winsor 5%	winsor 1%	winsor 1%	winsor 1%	winsor 1%	winsor 1%	winsor 1%

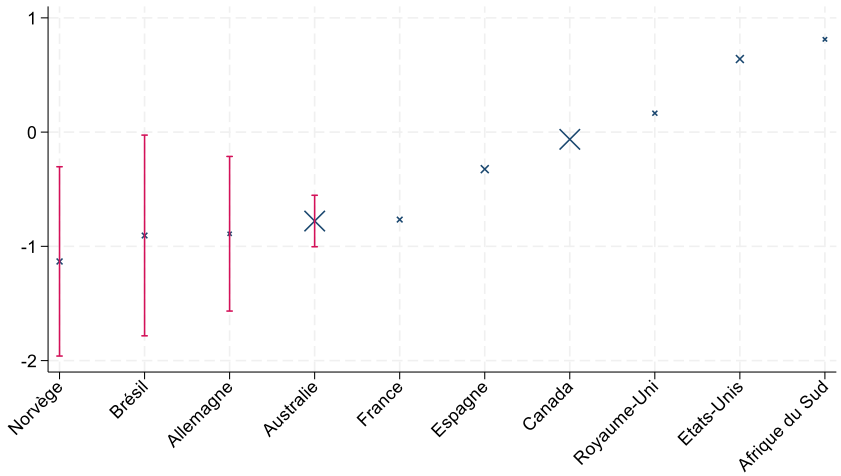
Note : erreurs-types robustes entre parenthèses. Dans l'ensemble de ce tableau, les variations de populations vertébrées correspondent à Δlog(1+x) et les variations de PIB correspondent à Δlog(1+PIB), winsorizées à 1 % ou 5 %. Dans la colonne (3), les variables de contrôles incluent la variation du PIB entre les 5 années précédant *t1,* et le niveau moyen du PIB (en logarithme) au cours des 5 années précédant *t1.*

D'autre part, tous les pays ne contribuent de façon égale aux résultats. Bien que la base *Living Planet* ait une large couverture géographique, les observations demeurent concentrées dans un faible nombre de pays. Ainsi, comme indiqué en Annexe B, bien que la base appariée comprenne 171 pays (pour environ 200 000 relevés), seuls 10 pays comportent plus de 2 000 observations. Ils représentent à eux seuls 81 % de la base : Australie (31 %), Canada (30 %), Espagne (5 %), États-Unis (4 %), Norvège (3 %), France (2 %), Brésil (2 %), Royaume-Uni (2 %), Afrique du Sud (1 %), Allemagne (1 %). Tous les autres pays représentent moins de 1 % des

[14] À noter enfin que si, dans notre analyse principale, nous ne testons pas l'existence d'effets non-linéaires du taux de croissance du PIB sur la biodiversité, des analyses complémentaires faisant intervenir des fonctions quadratiques du taux de croissance ne soutiennent pas l'existence d'effets non-linéaires dans ce cadre.

observations. Une estimation pays par pays des coefficients, pour chacun des 10 pays ayant plus de 2 000 observations (Graphique 5), fait ressortir que, si les résultats agrégés sont principalement tirés par l'Australie, les coefficients sont majoritairement négatifs dans 7 pays sur 10, et significativement négatifs dans 4 pays sur 7 (Norvège, Brésil, Allemagne, Australie ; la France, l'Espagne et le Canada ayant des coefficients négatifs mais non-significatifs). Les 3 coefficients positifs (Royaume-Uni, États-Unis, Afrique du Sud), sont quant à eux non-significatifs. Si cette analyse doit être considérée avec prudence, les observations du *Living Planet Index* n'étant pas représentatives de la biodiversité de l'ensemble d'un pays, le fait que les coefficients estimés dans les pays les plus représentés soit dans l'ensemble négatifs et significatifs suggère que nos résultats ne sont pas issus d'un seul et unique pays.

Graphique 5 - Corrélation entre variation de l'activité économique et variation de population des espèces étudiées, estimation pour chacun des principaux pays de la base



Source : *Living Planet Database,* Kummu et al. (2018), calculs des auteurs.
Note : le graphique représente, pour chaque pays, le coefficient estimé dans l'équation principale (spécification de la colonne (1) dans le Tableau 1), pour chacun des 10 pays ayant au moins 2 000 observations dans la base de données. Seuls les intervalles de confiance correspondant à une significativité d'au moins 10 % sont représentés. La taille de la croix de chaque pays est proportionnelle à son nombre d'observations dans la base.

Enfin, si divers facteurs suggèrent que les résultats reflètent d'abord un effet négatif d'une hausse de l'activité économique sur la biodiversité, le cadre d'analyse ne permet pas, à lui seul, de déduire une relation causale. S'il n'est pas à exclure que la corrélation estimée reflète en partie un effet négatif sur l'activité économique d'une hausse de la biodiversité (par exemple via la mise en place d'aires protégées), il est peu probable que ce canal domine dans les effets estimés. En effet, au sein de l'échantillon de zones d'appariement étudié, la hausse moyenne de PIB entre deux années est de 1,6 %. Au contraire, au sein de l'échantillon, les indicateurs de biodiversité baissent en moyenne de 1 % par an. Ces éléments suggèrent que l'essentiel de l'effet s'explique par une baisse de la biodiversité en lien avec une hausse de l'activité économique. Toutefois, il n'est pas impossible que d'autres facteurs non-inclus comme contrôles, et corrélés à la fois avec les populations d'espèces et l'activité économique, affectent les résultats. Dans la section suivante, nous proposons quelques pistes afin de fournir une interprétation plus causale des coefficients estimés.

Analyse par variable instrumentale

Afin de fournir une interprétation plus causale des résultats, nous proposons une approche par variable instrumentale, où l'activité économique locale est instrumentée par un choc n'affectant pas directement, selon toute vraisemblance, la biodiversité, mais accroissant l'activité économique. L'instrument proposé repose sur la construction de centrales énergétiques à proximité du lieu d'étude, soit à moins de 100 km mais à plus de 10 km de ce dernier, afin de s'assurer qu'elles n'affectent pas directement la biodiversité locale. Les données mobilisées sont celles de la *Global Database of Power Plants* du World Resources Institute (2021). Cette

base de données indique la localisation de 34 936 centrales énergétiques mises en activité dans le monde depuis 1900. Toutefois, les dates d'ouverture de ces centrales ne sont renseignées que pour 45 % des observations. De plus, sur la période 1990-2015, si 9 760 ouvertures de centrales sont renseignées, 66 % d'entre elles concernent la seule période 2005-2015. Afin de limiter le risque d'erreur de mesure dans la variable instrumentale, susceptible de biaiser l'analyse, nous nous focalisons sur cette période 2005-2015. Pour chaque lieu d'étude de la base *Living Planet Index,* et pour chaque année au cours de cette période, nous identifions le nombre de centrales énergétiques entrant en activité entre 10 et 100 km: 31 972 points de mesure-année sont concernés par la mise en activité d'au moins une centrale énergétique à une distance comprise entre 10 et 100 km. Parmi eux, 48 % ne connaissent qu'une ouverture dans l'année, et 52 % en connaissent au moins deux (pour une valeur moyenne de 4).

L'analyse par variable instrumentale est menée, sur la période 2005-2015, en estimant les équations suivantes à l'aide des moindres carrés en deux étapes (*Two-Stage Least Square – 2SLS) :*

$$\Delta\log\,(1+PIB)_{c(i),t1,t2} = \alpha + \gamma Z_{i,t1,t2} + \theta X_{i,t1} + \mu_{t1,t2,p(i)} + \varepsilon^{0}_{i,c,t1,t2} \qquad (2)$$

$$\Delta\log\,(1+Y)_{i,t1,t2} = \alpha + \beta \times \Delta\log\,(1+\widehat{PIB})_{c(i),t1,t2} + \theta X_{i,t1} + \mu_{t1,t2,p(i)} + \varepsilon^{1}_{i,c,t1,t2} \qquad (3)$$

L'équation (2) correspond à une équation de première étape, où le taux de croissance du PIB dans la zone *c*, au sein de laquelle a lieu l'étude *i* entre les années *t1* et *t2* ($\Delta\log\,(1+PIB)_{c(i),t1,t2}$), est régressé sur l'instrument $Z_{i,t1,t2}$ correspondant au nombre de centrales énergétiques mises en activité entre 10 et 100 kms de l'étude *i* entre ces deux années. Plus spécifiquement, afin de capter de manière parcimonieuse de possibles effets non-linéaires des centrales sur le PIB (dans un contexte où il existe des observations avec plus d'une centrale mise en activité entre deux relevés), notre variable instrumentale comprend trois modalités : 0 si aucune centrale n'est mise en activité, 1 si une seule centrale est mise en activité, 2 si plus d'une centrale est mise en activité. Contrairement à l'analyse de base, nous n'incluons qu'un un effet fixe propre aux paires d'années *t1* et *t2* dans le pays *p(i)* auquel appartient l'étude *i.* La modification des effets fixes par rapport à l'analyse de base (qui contrôlait pour un effet fixe correspondant à la l'étude *i*) provient du fait que, bien que les instruments fournissent une certaine variabilité, il existe un grand nombre d'observations (i.e. d'intervalles entre deux relevés) pour lesquelles aucune centrale énergétique n'est mise en route à une distance de 10 à 100 kms au cours de la période 2005-2015 (92 % sur la période). Un tel effet fixe restreindrait donc l'analyse à un faible nombre d'études. L'analyse par variable instrumentale repose donc ici non seulement sur la variation d'activité *interne* à chaque lieu d'étude (comme c'est le cas dans notre analyse de base), mais aussi sur la variation d'activité *entre* chaque lieu d'étude due aux instruments. La régression contrôle cependant pour des tendances temporelles propres à chaque pays, qui peuvent à la fois être corrélées avec les populations vertébrées et l'activité économique. En outre, comme dans l'analyse de base, la régression prévoit l'inclusion de variables de contrôles observées en période initiale *t1* ($X_{i,t1,}$), tels que le taux de croissance du PIB au cours des 5 années antérieures à *t1,* ou son niveau au cours des 5 années précédant *t1.* Dans le cadre de l'analyse par variable instrumentale, ces contrôles permettent notamment de i) limiter le risque de sélection de la variable instrumentale (par exemple si les centrales sont situées dans des lieux à forte croissance ou à fort niveau de PIB) ; ii) contrôler pour les éventuels effets que la construction des centrales pourrait avoir sur le PIB avant leur mise en route.

L'équation (3) correspond à une équation de deuxième étape où le taux de variation de la population vertébrée au sein de l'étude *i* entre les années *t1* et *t2,* est régressé sur la valeur prédite du taux de croissance du PIB issu de l'équation (2), et sur les mêmes effets fixes et variables de contrôle.

L'instrument choisi doit remplir une condition de pertinence : la mise en activité d'une nouvelle centrale énergétique doit positivement prédire la croissance économique au point de mesure, comme le documente la littérature économique (Montrone et al., 2022).) Dans le cadre de notre analyse, le nombre de centrales énergétiques mises en activité à proximité d'un lieu d'enquête entre deux dates de mesure au sein du *Living Planet Index* est associé à une forte croissance économique locale (Tableau 3): en moyenne, la mise en activité d'une nouvelle centrale entre deux années génère 0,6 pp de croissance supplémentaire du PIB local, et la mise en activité d'au moins deux centrales génère 1,8 pp de croissance supplémentaire. La F-statistique associée indique que l'instrument a toutes les chances de constituer un instrument fort.

L'instrument choisi doit également remplir une condition d'exclusion : la présence d'une nouvelle centrale énergétique ne doit pas affecter directement la mesure locale de biodiversité. C'est la raison pour laquelle nous comptabilisons uniquement les centrales mises en activité à plus de 10 km du lieu de chaque étude : nous éliminons

ainsi les installations localisées tellement près du lieu de mesure qu'elles pourraient, à elles seules, affecter la biodiversité locale. Le seuil de 10 km est choisi de façon à être cohérent avec la résolution des données de PIB de Kummu et al. (2018)[15].

Dès lors, notre identification repose sur le fait que les nouvelles infrastructures sont localisées suffisamment près du point de mesure pour qu'elles exercent un effet d'entraînement sur l'activité économique là où ce dernier est localisé, mais suffisamment loin de lui pour qu'il pour qu'elles n'affectent pas directement la biodiversité.

Tableau 3 – Résultats de l'analyse par variable instrumentale, première étape

Première étape	(1)	(2)
Centrale mise en activité = 1	0,006 (0,001)	0,004 (0,001)
Centrale mise en activité > 1	0,018 (0,001)	0,015 (0,001)
Observations	72 762	72 529
F-Stat	98,758	79,223
R^2	0,146	0,151
Effets fixes Pays x Année de première observation x Année de seconde observation	O	O
Contrôles	N	O
Période d'estimation	2005-2015	2005-2015

Note : erreurs-types robustes entre parenthèses. Dans l'ensemble de ce tableau, la variable expliquée correspond aux variations de PIB - $\Delta\log(1+PIB)$, winsorizé 1 % en haut et en bas de la distribution. Dans la colonne (2), les variables de contrôles incluent la variation du PIB entre les 5 années précédant *t1,* et le niveau moyen du PIB (en logarithme) au cours des 5 années précédant *t1.* Toutes les régressions incluent comme contrôlent pour la surface, en km², de la zone de mesure du PIB.

Tableau 4 – Résultats de l'analyse par variable instrumentale, deuxième étape

Deuxième étape	(1)	(2)	(3)	(4)
	OLS, sans contrôles	OLS, avec contrôles	Variable instrumentale, sans contrôles	Variable instrumentale, avec contrôles
Effet d'une variation de 1 % du PIB	-0,563 (0,103)	-0,506 (0,105)	-2,199 (0,774)	-2,123 (0,881)
Observations	72 762	72 529	72 762	72 529
Effets fixes Pays x Année de première observation x Année de seconde observation	O	O	O	O
Contrôles	N	O	N	O
Période d'estimation	2005-2015	2005-2015	2005-2015	2005-2015

Note : erreurs-types robustes entre parenthèses. Dans l'ensemble de ce tableau, la variable expliquée correspond aux variations de populations vertébrées - $\Delta\log(1+x)$. Dans les colonnes (2) et (4), les variables de contrôles incluent la variation du PIB entre les 5 années précédant *t1,* et le niveau moyen du PIB (en logarithme) au cours des 5 années précédant *t1.* Toutes les régressions incluent comme contrôlent pour la surface, en km², de la zone de mesure du PIB.

[15] Un point d'attention complémentaire est que les lieux des nouvelles installations peuvent avoir été sélectionnés sur la base d'évolutions passées de la biodiversité. Ce risque apparaît peu probable, précisément dans la mesure où les installations et les études du *Living Planet Index* sont distantes d'au moins 10 kms. De fait, la mise en activité d'une centrale dans à proximité d'un lieu d'étude donnée n'apparaît pas corrélée avec le taux de croissance antérieur de la biodiversité (Tableau 5).

Dans ce cadre, nous continuons à trouver d'importants effets de l'activité économique sur la biodiversité (Tableau 4). L'élasticité obtenue dans le cadre de la régression par variable instrumentale est d'environ -2, indiquant ainsi qu'une hausse de la production de 1 % diminue la mesure de population d'environ 2 %. Cette valeur est significativement plus élevée, en valeur absolue, que celle obtenue dans le cadre d'une régression linéaire simple, qui était d'environ 0,5 %, et qui pourrait donc constituer une borne inférieure des effets de l'activité économique sur la biodiversité locale. Cependant si, contrairement à l'élasticité obtenue par régression linéaire, celle obtenue dans le cadre de la régression par variable instrumentale est supérieure à 1 en valeur absolue, aucune de ces deux élasticités n'est significativement différente de l'unité : aucun de ces résultats ne permet donc pas d'établir si l'activité économique locale a un effet plus, ou moins que, proportionnel sur la biodiversité locale.

Tableau 5 – Corrélation entre les variations antérieures de biodiversité et les variables instrumentales

	(1)	(2)
Centrale mise en activité = 1	-0,017 (0,017)	-0,018 (0,017)
Centrale mise en activité > 1	-0,003 (0,014)	-0,003 (0,014)
Observations	66 686	66 620
R^2	0,003	0,003
Effets fixes Pays x Année de première observation x Année de seconde observation	O	O
Contrôles	N	O
Période d'estimation	2005-2015	2005-2015

Note : erreurs-types robustes entre parenthèses. Dans l'ensemble de ce tableau, la variable expliquée correspond aux variations de populations vertébrées - $\Delta\log(1+x)$. Dans la colonne (2), les variables de contrôles incluent la variation du PIB entre les 5 années précédant *t1,* et le niveau moyen du PIB (en logarithme) au cours des 5 années précédant *t1.* Toutes les régressions incluent comme contrôlent pour la surface, en km², de la zone de mesure du PIB.

c. Canaux de transmission possibles

Dans cette section, nous testons différents canaux par lesquels les résultats estimés sont susceptibles de transiter, à la lumière des facteurs susceptibles de jouer un rôle en Afrique. Nous explorons notamment i) les contributions relatives de la population et du PIB par habitant, ii) les contributions du secteur agricole et iii) l'existence d'effets Kuznets. Nous présentons tout d'abord les résultats des analyses empiriques, avant de fournir, dans la section suivante, quelques pistes d'interprétation.

Effets relatifs de la population et du PIB par habitant

L'Afrique devrait connaître dans les décennies à venir une forte croissance démographique, et il est donc utile de décomposer les effets du PIB entre les effets population et PIB par habitant. La base de données de Kummu et al. (2018) permet d'envisager une telle décomposition, puisqu'elle fournit à la fois des données de PIB et de PIB par habitant. Le Tableau 6 présente les résultats obtenus dans le même cadre que l'équation (1), mais en remplaçant les variations de PIB par les variations de population et de PIB par habitant (là aussi, winsorizées au premier et dernier percentile).

Les résultats suggèrent que les effets que nous estimons concernant le PIB sont largement dus aux accroissements de population. Pour une augmentation de 1 % de la population, les relevés de populations vertébrées décroîtraient de 1,6 %, alors que pour une augmentation du PIB par habitant de 1 %, ils décroîtraient de seulement 0,3 %. Ces résultats sont cependant à interpréter avec prudence, les données de PIB par habitant étant disponibles à une échelle moins granulaire que celles de la population dans les données de Kummu et al. (2018), et le PIB par habitant étant supposé uniforme au sein de la zone pour laquelle il est disponible.

Tableau 6 – Corrélation entre variation de la population d'espèces étudiée et taux de croissance du PIB local, du PIB par habitant et de la population

	(1)	(2)	(3)
∆log(1+PIB)	-0,387 (0,0913)		
∆log(1+pop)		-1,651 (0,361)	
∆log(1+PIB par habitant)			-0,026 (0,072)
Observations	167 960	167 960	167 960
R^2	0,059	0,059	0,063
Effets fixes			
Étude	O	O	O
Paire d'années	O	O	O
Contrôles	N	N	N
Échantillon	1990-2015	1990-2015	1990-2015
Variation de population vertébrée (*x*)	∆log(1+x)	∆log(1+x)	∆log(1+x)

Note : erreurs-types robustes entre parenthèses. Dans l'ensemble de ce tableau, les variations de PIB correspondent à ∆log(1+PIB), winsorizé 1 % en haut et en bas de la distribution.

Effets relatifs à l'agriculture

Comme évoqué ci-dessus, l'Afrique est particulièrement sujette à la déforestation, en raison notamment de l'extension de parcelles agricoles, et la part de la valeur ajoutée agricole est plus élevée en Afrique que dans le reste du monde. Aussi, il est utile d'étudier dans quelle mesure les effets estimés du PIB sur la biodiversité locale sont dus à l'agriculture.

Afin de fournir une piste de réponse, nous combinons les données du *Living Planet Index* avec les données GGCP10 (*Global Gridded Crop Production Dataset at 10km Resolution from 2010 to 2020*) de Qin et al. (2023). Ces données estiment le niveau de production de maïs, riz, soja et blé à une résolution de 10 km, entre 2010 et 2020.

Tableau 7 – Corrélation entre variation de la population d'espèces étudiée et taux de croissance de la production agricole

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
Céréale produite	Maïs	Riz	Soja	Blé	Total	Maïs	Riz	Soja	Blé	Total
Effet d'une variation de 1% de la production agricole	0,003 (0,014)	-0,037 (0,039)	0,0004 (0,200)	0,022 (0,007)	-0,011 (0,029)	0,035 (0,023)	0,005 (0,049)	0,092 (0,211)	0,011 (0,011)	-0,002 (0,007)
Observations	30 472	30 472	30 472	30 472	30 472	30 472	30 472	30 472	30 472	30 472
R^2	0,079	0,079	0,079	0,079	0,079	0,079	0,079	0,079	0,079	0,079
Effets fixes										
Étude	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O
Paire d'années	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O
Contrôles	N	N	N	N	N	O	O	O	O	O
Échantillon	2010-15	2010-15	2010-15	2010-15	2010-15	2010-15	2010-15	2010-15	2010-15	2010-15

Note : erreurs-types robustes entre parenthèses. Dans l'ensemble de ce tableau, les variations de production céréalière correspondent à ∆log(1+x), winsorizé 1 % en haut et en bas de la distribution, avec x exprimé en tonnes. Les variations de populations vertébrées sont données par ∆log(1+x). Les variables de contrôles intégrées dans l'analyse correspondent au niveau de la production lors de l'année t1 (exprimé en log).

L'estimation, menée entre 2010 et 2015 dans le même cadre que le cadre principal d'analyse des effets du PIB (équation (1)), suggère que la production agricole locale influe faiblement sur les relevés de populations vertébrées au niveau local (Tableau 7). Pour chacune des céréales étudiées, les effets sont faibles et non significatifs. La seule exception est le blé, pour lequel un effet positif de la production sur la biodiversité est estimé dans la régression n'incluant pas de contrôles. Cependant, cet effet n'est pas robuste à l'inclusion d'un contrôle pour le niveau de production au cours de l'année initiale t1. L'évolution de la somme des productions céréalières est elle aussi faiblement et non-significativement corrélée à la variation de la biodiversité. À noter que, si l'échantillon est bien plus petit que celui utilisé pour analyser les effets du PIB, les données de production céréalières étant disponibles seulement à partir de 2010, la différence de taille d'échantillon n'explique pas les différences d'effet entre PIB et production céréalière: en effet, entre 2010 et 2015, la corrélation entre variation du PIB et biodiversité est négative et significative (avec une élasticité de -0,7, cf. colonne 6 du Tableau 2).

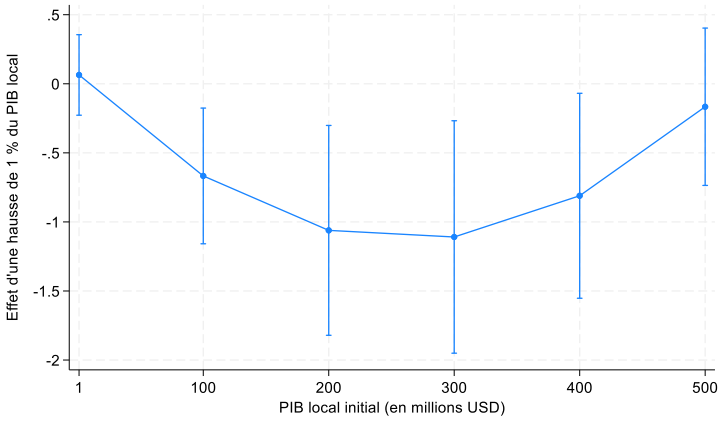
Effets Kuznets

Dans cette section, nous étudions les différences d'effet d'une hausse d'activité selon les niveaux initiaux de PIB local. Pour ce faire, nous interagissons la variation du PIB local entre les périodes t1 et t2, avec son niveau lors l'année t1-1 pris au carré et winsorizé à 5 % dans la partie supérieure de la distribution (soit environ 500 millions d'USD). Nous nous concentrons en outre uniquement sur les zones ayant un PIB local initial non-nul. L'estimation d'équation est la suivante :

$$\begin{aligned}\Delta\log(1+Y)_{i,t1,t2} &= \alpha + \beta \times \Delta\log(1+PIB)_{c(i),t1,t2} + \delta \times f(PIB_{c(i),t1-1}) \\ &+ \theta \times f(PIB_{c(i),t1-1}) \times \Delta\log(1+PIB)_{c(i),t1,t2} + \vartheta_i + \mu_{t1,t2} + \varepsilon_{i,t1,t2} \qquad (4)\end{aligned}$$

où $f(PIB_{c(i),t1-1})$ désigne un polynôme de degré deux de $PIB_{c(i),t1-1}$. Nous estimons l'équation uniquement pour les cas où $PIB_{c(i),t1-1}$ est strictement positif.

Graphique 6 - Corrélation entre variation de l'activité économique et variation des mesures de biodiversité, pour différents niveaux initiaux d'activité économique



Source : *Living Planet Database,* Kummu et al. (2018), calculs des auteurs.
Note : le graphique représente la corrélation entre variation de l'activité économique et mesure de biodiversité, selon différents niveaux initiaux d'activité économique. Les résultats sont obtenus à l'aide d'une régression de la variation de population d'espèce mesurée sur une double interaction entre l'effet d'une hausse en % du PIB d'une part, et le niveau initial de PIB, pris au carré, d'autre part. L'estimation concerne uniquement les cas où le PIB initial est non-nul. Elle inclue des effets fixes propres à chaque étude de la base *Living Planet* et aux paires d'années entre lesquelles sont calculées les variations de population et de PIB. Les intervalles de confiance sont à 95 %. Le PIB est exprimé en millions USD de 2011, à parité de pouvoir d'achat.

Notre analyse suggère la présence d'effets compatibles avec l'existence d'une courbe de Kuznets de la biodiversité (Graphique 6). L'évolution des effets selon le niveau initial de PIB local suit en effet une courbe en U : dans un premier temps, les effets sont d'autant plus négatifs que le PIB local est élevé, puis, après un minimum atteint pour un PIB d'environ 200-300 millions USD (soit une valeur proche de la valeur moyenne observée lorsque le PIB n'est pas nul), la relation s'atténue et devient globalement nulle pour les PIB locaux les plus élevés.[16]

d. Discussion des résultats

Diverses hypothèses peuvent être avancées afin d'expliquer ces résultats, avec des implications variées pour les économies africaines. D'une part, la corrélation négative entre activité économique et biodiversité est susceptible de refléter en grande partie des effets de l'urbanisation, comme le suggère la plus forte contribution des effets liés à la population. Si une telle interprétation est cohérente avec les travaux existants (Newbold et al., 2015), l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité est cependant susceptible de différer selon qu'elle se traduit par une hausse de l'étalement urbain ou par un accroissement de la densification des zones déjà construites. Ainsi, de façon prospective, les pertes de biodiversité les plus importantes d'ici à 2050 pourraient être enregistrées en Afrique (notamment en Afrique de l'Ouest et de l'Est), mais également en Amérique du Nord (Li et al., 2024), où les étalements urbains demeurent parmi les plus dynamiques au monde (Behnisch et al., 2022). De ce point de vue, l'arbitrage entre croissance économique et conservation de la biodiversité pourrait dépendre de façon cruciale des politiques d'urbanisation.

D'autre part, les faibles effets estimés de la production céréalière sur la biodiversité s'avèrent surprenants, et sont à interpréter avec prudence. En effet, une très large littérature a documenté les effets massifs de l'agriculture sur la perte de biodiversité, notamment par le biais de l'intensification de la production, associée notamment à une hausse de la conversion des sols et de l'utilisation d'engrais (Raven et Wagner, 2021). L'absence de relation significative dans nos données est susceptible de s'expliquer par la faible fenêtre temporelle mobilisée (2010-2015), qui ne permet pas de capter les pertes importantes de biodiversité ayant eu lieu lors des périodes de forte intensification de la production agricole, notamment à la suite de la Seconde Guerre Mondiale (cf. également ci-après pour une discussion de biais de sélection analogues dans le cadre de l'analyse du PIB). Une autre interprétation possible de ces résultats est que les pertes de biodiversité dépendent surtout, au-delà de la quantité produite, des types de pratiques agricoles mis en œuvre (Arslan, 2018). Si la hausse de la production est souvent associée à une intensification de cette dernière, susceptible de dégrader la biodiversité, divers travaux documentent le rôle clé de la biodiversité dans le maintien des rendements agricoles (Binder et al., 2018 ; Dainese et al., 2019) ou suggèrent que l'adoption de pratiques agricoles plus respectueuses des écosystèmes peut accroître les rendements, notamment dans les économies en développement (Di Falco et al., 2011, Abdulai et Huffman, 2014)[17]. L'absence de corrélation entre la hausse de la production et la perte de biodiversité est donc susceptible de refléter une forte hétérogénéité des pratiques agricoles générant les hausses de production au sein de l'échantillon. Dès lors, les orientations des économies africaines en matière de politique agricole pourraient être déterminantes pour parvenir à concilier préservation de la biodiversité et des rendements agricoles.

Enfin, les effets de type Kuznets estimés sont susceptibles d'être engendrés par de nombreux mécanismes. Ils pourraient ainsi refléter des effets de transformation sectorielle[18], via la montée en puissance successive, au cours du développement économique de nombreux pays, de l'industrie à la place de l'agriculture, puis des services à la place de l'industrie[19]. Si cet aspect de la courbe de Kuznets environnementale n'a pour l'heure pas été testé dans la littérature relative à la biodiversité, divers facteurs suggèrent qu'il pourrait jouer un

[16] À titre indicatif, dans les données appariées, le premier quartile de PIB local (parmi les valeurs non-nulles) est de 2 millions USD, la médiane de 12 millions, et le troisième quartile de 100 millions. La distribution est fortement asymétrique (moyenne à 300 millions, dernier décile à 500 millions), et n'est pas représentative de la distribution mondiale de PIB, les données du *Living Planet* surreprésentant les économies avancées (Australie et Canada notamment). Cependant, dans les données brutes de Kummu et al. (2018), un niveau supérieur à 500 millions USSD correspond aux zones denses des pays avancés.

[17] Ces effets ne sont pas homogènes et dépendent par ailleurs des pratiques étudiées : ainsi, la littérature portant plus spécifiquement sur les effets de la transition vers l'agriculture biologique suggère cependant des effets plutôt négatifs des certifications bio sur les rendements (Lassalas et al., 2024).

[18] Cet aspect, au cœur de la théorie initiale de Kuznets, a donné lieu à des évaluations contrastées non seulement sur les inégalités (Baymul et Sen (2020), Ravallion et Chen (2021)), mais aussi sur la pollution (Wolfersberger, 2019 ; Tatoglu et Polat, 2021).

[19] Cette régularité est observée dans les données sectorielles mondiales : la part de l'agriculture dans la valeur ajoutée est la plus élevée dans les pays à faible revenu, la part de l'industrie est la plus élevée dans les pays à revenu intermédiaire, et la part des services est la plus élevée dans les économies avancées.

rôle. L'élasticité particulièrement élevée entre perte de biodiversité et activité économique à des niveaux intermédiaires de PIB pourrait refléter la présence plus forte d'industries manufacturières ou extractives, dont de nombreux travaux ont documenté les effets sur la pollution (Balietti et al., 2018 ; Von der Goltz et Barnwal, 2019 ; Gonzalez et al., 2022 ; Gittard et Hu, 2023), les populations animales (Junker, 2024) et végétales (Giljum et al., 2022, González-González et al., 2021). La faible élasticité estimée dans les zones à PIB très faible pourrait correspondre à une prévalence d'un secteur agricole certes susceptible de contribuer à la déforestation via l'extension de parcelles agricoles, mais possiblement faiblement utilisateur d'engrais: en effet, dans les économies à faible revenu, et notamment en Afrique, l'extension de parcelles agricoles est plus rapide qu'ailleurs (Barrett, 2021), mais l'utilisation d'engrais y est également plus faible (par hectare de terre arable, elle est 10 fois plus faible dans les pays à faible revenu qu'ailleurs selon les données de la Banque mondiale), ce qui est susceptible d'atténuer les effets de l'intensification de la production agricole. Enfin, la faible élasticité estimée dans les zones à PIB élevé pourrait refléter une prévalence des services : dans un tel cas, ceci pourrait également refléter une plus grande erreur de mesure du PIB local, les revenus générés par les services pouvant reposer sur des productions primaires ou secondaires (Baldwin et Lopez-Gonzalez, 2015) ou, plus largement, sur des services écosystémiques (Svartzman et al., 2021) localisés ailleurs. Enfin, les différences de niveaux de revenu pourraient conduire à des priorités différentes en matière de temporalité des gains économiques : les économies à niveaux intermédiaires de PIB pourraient ainsi accorder plus fréquemment la priorité au présent et aux gains de court terme, au détriment de la prise en compte des bénéfices de long terme liés à la conservation de la biodiversité (Perrings et Gadgil, 2003), ce qui pourrait également expliquer que l'élasticité entre perte de biodiversité et activité économique y soit plus importante.

La moindre corrélation entre activité économique et biodiversité pour les niveaux de PIB les plus élevés de l'échantillon peut également refléter une meilleure gouvernance, susceptible de mieux limiter les effets de l'activité économique sur la biodiversité. Une telle hypothèse serait compatible avec un certain nombre de travaux documentant l'importance de la qualité des institutions locales pour limiter la dégradation de la biodiversité (Souza-Rodrigues, 2015 ; Lipscomb and Mobarak, 2017 Burgess et al., 2012 ; Cust et al., 2023)[20]. En lien avec cette hypothèse, des niveaux de revenus plus élevés pourraient réduire la dépendance des populations aux services écosystémiques locaux, et ainsi favoriser l'instauration d'aires protégées (voir ci-après). Ces dernières sont en effet fréquemment sources de conflits avec les populations locales (Bontempi et al., 2023).

La plus faible corrélation observée à des niveaux d'activité élevée pourrait également refléter des effets de composition historiques, liés au fait que l'analyse porte sur une période récente (1990-2015). Cette période d'analyse ne capture pas les pertes de biodiversité qui ont pu avoir lieu, par le passé, lors des périodes d'industrialisation intensive des économies aujourd'hui avancées. Dès lors, il est possible qu'entre deux zones à niveau de biodiversité initial identique, celle ayant connu une industrialisation plus précoce ait connu une baisse de biodiversité plus marquée et ait un niveau de biodiversité actuel plus faible. Toutefois, la comparaison de *niveaux* de biodiversité et d'activité économiques dans notre cadre d'analyse ne permettrait pas d'obtenir une conclusion probante.[21] Plusieurs travaux mobilisant des données sur longue période suggèrent cependant que la Seconde Révolution Industrielle aurait constitué une période de réduction particulièrement forte de la biodiversité (Liao et al., 2022 ; McCauley et al., 2015). Le fait que la Seconde Révolution Industrielle ait commencé au Royaume-Uni

[20] Au-delà de la qualité des institutions, les modes de gouvernance des communs sont des déterminants fondamentaux de leur soutenabilité (Ostrom, 1990).

[21] Ces biais peuvent émerger pour deux raisons. D'une part, les populations d'animaux étudiées ne sont pas nécessairement représentatives de l'ensemble de la biodiversité locale. Ainsi, une faible population d'une espèce donnée dans une localité donnée n'est pas nécessairement synonyme d'un faible niveau de biodiversité au sein de cette localité. L'analyse en variation permet de contourner ce problème, en étudiant les effets *au sein* d'une espèce donnée. D'autre part, l'analyse en niveau est susceptible de contenir des biais de sélection plus importants. Ainsi, les zones à plus faible niveau de biodiversité initial (comme les zones désertiques) sont susceptibles d'être moins favorables aux activités humaines. Ceci peut mener à une corrélation positive entre le *niveau* de biodiversité et le *niveau* d'activité observés actuellement, quand bien même *l'accroissement* de l'activité économique conduirait à une *baisse* de la biodiversité. De fait, la corrélation entre les niveaux de PIB local et de biodiversité est positive. L'analyse en taux de variation permet précisément d'éviter ce biais, mais, pour cette même raison, ne permet pas de statuer sur le lien entre niveau d'activité et niveau de biodiversité.

expliquerait ainsi en grande partie pourquoi ce pays est l'un de ceux dont la biodiversité est la plus dégradée par rapport au niveau qui aurait prévalu en l'absence d'activités humaines[22][23].

Dès lors, si ces résultats doivent être interprétés avec prudence[24], les multiples mécanismes susceptibles de les sous-tendre[25] suggèrent que l'atteinte simultanée d'objectifs de développement et de préservation de la biodiversité est possible. S'il apparaît probable que la biodiversité africaine connaisse une pression accrue du fait de la hausse attendue de l'activité économique sur le continent, les modèles de croissance économique, de gouvernance et de protection de l'environnement seront appelés à jouer un rôle majeur afin de préserver la biodiversité. En outre, en raison des impacts à la fois locaux et mondiaux que pourraient entraîner une perte de biodiversité sur le continent africain, une bonne articulation des politiques locales et internationales sera indispensable.

2. De nombreuses politiques publiques, internationales et locales, sont mises en œuvre afin de permettre aux pays africains de conjuguer croissance économique et préservation de la biodiversité

A. L'Afrique est affectée par la perte de biodiversité au niveau mondial et contribue également à celle-ci, ce qui appelle à des actions coordonnées

De même que pour le réchauffement climatique, la question de la perte de biodiversité doit être appréhendée de façon globale. La biodiversité a certes la particularité d'être intrinsèquement locale et, au vu des services locaux qu'elle rend, elle peut être appréhendée par la notion de « bien public local » (Perrings et al., 2009). De fait, la conservation de la biodiversité s'avère d'abord bénéfique pour les économies qui la mettent en œuvre. Outre les bénéfices qu'elle apporte aux populations dont la subsistance dépend directement des services écosystémiques locaux, la préservation de la biodiversité locale peut également représenter un atout en matière de tourisme, comme cela a été documenté par exemple au Brésil (Zhu et al., 2021), ou au Costa-Rica (Etcheverri et al., 2022), voire un outil d'influence diplomatique (Ellwanger et al., 2022). Toutefois, les bénéfices fournis par la biodiversité ne sont pas uniquement récoltés par les pays qui font l'effort de la préserver et sa dégradation est susceptible d'avoir des conséquences mondiales en termes de stabilité économique, de réchauffement climatique, de santé ou encore de sécurité alimentaire. Ceci justifie que sa conservation soit considérée, tout comme la préservation du climat, comme un « bien public mondial » (Chin, 2021) ou comme un « bien commun mondial » (Fonds pour l'environnement mondial)[26].

Le rôle primordial des services écosystémiques mondiaux dans l'activité économique mondiale fait peser des risques élevés sur cette dernière, ainsi que sur la stabilité financière mondiale. Au niveau mondial, selon Costanza et al. (2014), les services écosystémiques rendus par la biodiversité représenteraient environ 125 000 milliards USD, soit près de 1,5 fois le PIB mondial, une estimation qui constituerait une borne inférieure, les effets indirects étant particulièrement complexes à évaluer (Svartzman et al., 2021). En France, 42 % des actifs détenus par les institutions financières françaises dépendraient fortement ou très fortement d'au moins un service

[22] Selon l'indicateur d'intégrité de la biodiversité (i.e. l'écart entre la biodiversité observée et celle qui serait observée en l'absence d'activité humaine), développé au Musée d'Histoire Naturelle de Londres, le Royaume-Uni aurait ainsi perdu près de 60 % de sa biodiversité initiale, contre 20 % en moyenne dans le monde. Ces niveaux n'ont que peu évolué au cours des dernières décennies.

[23] Une dernière hypothèse pour expliquer cette plus faible corrélation à des niveaux élevés d'activité pourrait également être l'existence d'une homogénéisation des espèces dans les économies post-industrielles (Smart et al., 2006 ; Daru et al., 2021), notamment via le développement d'espèces généralistes, potentiellement plus résistantes à des dégradations humaines de leur habitat (Devictor et al., 2008). Ce dernier point est toutefois sujet à débat (Clavel et al., 2011).

[24] Il convient de noter que ces résultats sont estimés sur des données allant jusqu'à 2015 uniquement. Ils ne prennent donc pas en compte les politiques mises en œuvre ou envisagées récemment par les économies africaines pour concilier développement économique et préservation de la biodiversité.

[25] Identifier économétriquement le poids de chacun des mécanismes à l'œuvre dans cette courbe de Kuznets requerrait la mobilisation de nombreuses autres données granulaires (données sectorielles, présences d'industries extractives ou minières, données satellitaires sur le couvert forestier ou les terres arables, par exemple). Ceci dépasse le cadre de cet article, mais constitue un programme de recherche stimulant.

[26] Malgré les différences théoriques existant entre les biens publics (non-exclusifs et non-rivaux) et les biens communs (non-exclusifs mais rivaux), les deux termes tendent à être utilisés de façon indistincte (Cogolati et al., 2015) afin de désigner les bénéfices mondiaux qu'apportent la biodiversité.

écosystémique selon Svartzman et al. [2021]). Un effondrement des services écosystémiques apportés par la pollinisation, les fonds marins et les forêts indigènes, pourrait, à l'horizon 2030, causer une perte de PIB mondial de 2 700 milliards USD (Johnson et al., 2021).

La perte de biodiversité mondiale expose particulièrement les économies africaines. Dans les économies émergentes et en développement, les pertes économiques potentielles associées aux pertes de biodiversité seraient plus importantes que celles observées lors de la Covid-19, et ces écarts seraient particulièrement marqués pour les économies africaines. Ainsi, un effondrement partiel de la biodiversité entraînerait à l'horizon 2030 une perte de PIB de 9,7 % en Afrique subsaharienne, contre 6,5 % en Asie du Sud, environ 3 % en Asie de l'Est, et en Amérique latine, 2 % dans les pays du Moyen-Orient et d'Afrique du Nord, et moins de 1 % en Europe et en Amérique du Nord (Johnson et al., 2021 ; Kraemer et Volz, 2022). Les pertes pourraient atteindre près de 20 % à Madagascar et en RDC, 15 % en Éthiopie, 10 % au Nigeria, et 5 % en Égypte. Ces pertes plus importantes s'expliqueraient par une plus forte dépendance des économies africaines aux cultures pollinisées et aux produits de la sylviculture, ainsi que par une moindre diversification économique.

En raison de l'importance mondiale de ces écosystèmes, l'Afrique pourrait contribuer fortement à ces effets mondiaux. Dans la mesure où l'Afrique abrite des forêts constituant certains des plus importants puits de carbone au monde (bassin du Congo notamment), leur disparition serait susceptible d'accélérer le réchauffement climatique. En outre, la disparition de la biodiversité animale est susceptible de favoriser l'émergence de zoonoses, augmentant le risque de pandémies. Selon l'IPBES, 30 % des maladies zoonotiques proviendraient en effet de changements d'usage des sols. Le durcissement des conditions de vie lié à la perte de biodiversité locale, qui pourrait être particulièrement marqué en Afrique, pourrait également induire des mouvements de population ou des conflits, comme cela a été démontré pour ce qui concerne le réchauffement climatique et les désastres naturels (Miguel et al. 2004 ; Le Goff et Lemaire 2022 ; Cruz et Rossi-Hansberg, 2021).

Cette interdépendance entre préservation de la biodiversité et amélioration des conditions de vie des populations est entérinée dans les Objectifs de Développement Durable (ODD) des Nations Unies. Le quinzième ODD stipule en effet la nécessité de « préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des sols et mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité ».

Dès lors, la biodiversité constituant un « bien public mondial », sa préservation ne pourra se faire sans une coordination internationale accrue. Les bénéfices fournis par la biodiversité n'étant en effet pas uniquement récoltés par les pays qui font l'effort de la préserver, il est crucial de fournir des incitations financières aux pays afin qu'ils mettent en œuvre les efforts nécessaires à la préservation de la biodiversité. L'enjeu est particulièrement important pour les puits de carbone que constituent notamment les forêts, qui jouent un rôle essentiel dans la baisse des émissions nettes de CO_2. Si la nécessité de protéger la biodiversité fait l'objet d'accords internationaux depuis le début des années 1990[27], l'accélération de sa détérioration dans les dernières décennies a renforcé l'importance de cette thématique au sein des discussions de la communauté internationale, conduisant à une multiplication des initiatives en la matière.

B. Au niveau international, des financements publics en hausse, une multiplication des instruments financiers et un rôle accru des économies africaines dans les négociations

Afin de renforcer la protection de la biodiversité, la communauté internationale a engagé des financements croissants via des facilités dédiées, ou via les banques publiques de développement. Selon l'OCDE (2020), les financements dédiés à la biodiversité au niveau mondial sont estimés entre 78 et 91 milliards de dollars par an en moyenne sur 2015-2017, ce qui comprend à la fois les dépenses publiques nationales et internationales, mais également les dépenses privées. Concernant les dépenses publiques internationales, elles sont estimées en moyenne à 6,1 milliards de dollars par an, dominées par les financements bilatéraux (Tableau 8).

Les financements multilatéraux visant à protéger la biodiversité ont nettement augmenté au cours des dernières années. Le dernier cycle de reconstitution du Fonds pour l'environnement mondial (FEM) portant sur la période 2022-2026 s'est ainsi porté à 5,3 milliards de dollars, contre des montants allant de 4,1 milliards de dollars à 4,4 milliards de dollars pour les trois cycles de la période 2010-2022 (source : FEM). Concernant les financements de la Banque mondiale, principal bailleur multilatéral de la biodiversité, le portefeuille lié à la protection de la

[27] L'Annexe C dresse un bref historique des mesures internationales de protection de la biodiversité

biodiversité est en augmentation continue ces dernières années ; il s'est élevé à 2,8 milliards de dollars en 2022, en hausse de 700 millions de dollars par rapport à 2021, et a atteint 3,7 milliards de dollars en 2023, soit une hausse de 31% par rapport à l'année précédente.

Le cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal adopté en décembre 2022 dispose que pour atteindre les objectifs fixés, les ressources financières liées à la biodiversité doivent être portées à au moins 200 milliards de dollars par an d'ici à 2030. Un principe de solidarité des économies avancées avec les pays en développement a également été établi, impliquant une augmentation des financements des pays développés en faveur des pays en développement, à hauteur d'au moins 20 milliards de dollars par an d'ici à 2025 et d'au moins 30 milliards de dollars par an d'ici à 2030.

Tableau 8 - Financement public international de la biodiversité : flux bilatéraux et multilatéraux (annuels, moyenne 2015-2017, millions USD)

	Estimation moyenne
Bilatéraux	
APD bilatérale ventilable liée à la biodiversité (% de l'APD bilatérale ventilable totale)	5 474 (4 %)
Autres flux publics liés à la biodiversité	13
Bilatéraux totaux	5 487
Multilatéraux	
APD multilatérale liée à la biodiversité	482
Apports multilatéraux non concessionnels liés à la biodiversité	83
Multilatéraux totaux	565
Total bilatéraux et multilatéraux	**6 052**

Source : tableau repris d'OCDE (2020).

Dans cette perspective, l'accord prévoit la création, au sein du Fonds FEM d'un fonds fiduciaire dédié au cadre mondial pour la biodiversité (« *Global Biodiversity Framework Fund* », GBFF), dont les statuts ont été adoptés lors de la septième Assemblée du FEM en août 2023 à Vancouver. Le Canada et le Royaume-Uni ont annoncé à cette occasion leurs contributions respectives, à hauteur de 200 millions de dollars canadiens (127 M€) et de 10 millions de livres (11,5 M€). Cette Assemblée a également été marquée par l'adoption de la huitième reconstitution du FEM, avec un accent particulier sur la biodiversité. Un premier bilan de l'efficacité du nouveau fonds sera effectué en 2024 lors de la COP 16, puis celui-ci fera l'objet d'une nouvelle évaluation en 2028 lors de la COP 18.

Si la création d'un fonds fiduciaire dédié constitue une étape importante pour le financement de la protection de la biodiversité, des financements additionnels des banques multilatérales de développement et des instituts de financement du développement sont également nécessaires afin d'atteindre les objectifs fixés. Le renforcement attendu du mandat de la Banque mondiale en matière de protection des « biens publics mondiaux », pourrait contribuer à accroître encore les financements en faveur de la biodiversité. Concernant les banques de développement, le réseau IDFC (*International Development Finance Club*), qui regroupe 27 banques de développement nationales, régionales et bilatérales, dont de nombreuses institutions issues de pays en développement et émergents, s'est engagé, en amont de la COP15 de décembre 2022, à mobiliser plus de 100 milliards d'euros pour le financement de la biodiversité d'ici à 2027 (IDFC, 2022). En 2020, près de 185 milliards de dollars ont été engagés en faveur du climat par les membres de l'IDFC, dont 27,4 milliards de dollars pour des projets d'adaptation et 14 milliards pour la biodiversité[28]. En France, l'AFD a annoncé en amont de la COP15 que 30 % de ses financements climat auraient un co-bénéfice biodiversité d'ici 2025[29].

Enfin, afin d'augmenter les financements dédiés à la protection de la biodiversité, un certain nombre de mécanismes financiers innovants sont envisagés et commencent à être développés[30]. Le cadre mondial de

[28] IDFC | AFD - Agence Française de Développement

[29] One Planet Summit : l'AFD s'engage à consacrer au moins 30 % de ses financements climat à la biodiversité | AFD - Agence Française de Développement

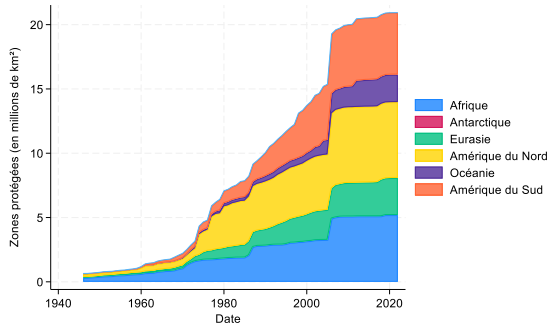
[30] L'Annexe D présente une brève synthèse de ces mécanismes financiers (paiement des services écosystémiques, les marchés de crédits biodiversité à haute intégrité ou certificats biodiversité, les systèmes de compensation biodiversité - mise en place de garanties souveraines,

la biodiversité de Kunming-Montréal adopté en décembre 2022 dispose ainsi dans sa cible 19, afin d'augmenter les financements liés à la biodiversité, la nécessité de « *promouvoir des systèmes innovants tels que le paiement des services écosystémiques, les obligations vertes, les crédits et compensations en matière de biodiversité et les mécanismes de partage des avantages, grâce à des mesures de protection environnementales et sociales* ». Le FEM a présenté à l'occasion du *One Forest Summit* de mars 2023 un rapport sur les mécanismes financiers innovants pour la biodiversité (FEM, 2023), en mettant l'accent sur des instruments émergents : les crédits carbone positifs pour la biodiversité et les certificats de nature. Le Sommet pour un Nouveau Pacte Financier Mondial, qui s'est tenu à Paris en juin 2023, a été l'occasion de poursuivre cette dynamique, avec le lancement par la France et le Royaume-Uni d'une feuille de route sur les marchés de crédits biodiversité à haute intégrité, s'appuyant sur un rapport de NatureFinance et Carbone4 (2023), en collaboration avec le FEM.

Au vu de son rôle majeur pour la protection de la biodiversité mondiale, le continent africain joue un rôle accru dans les négociations internationales. Ainsi, le *One Forest Summit*, co-organisé par la France et le Gabon, a rassemblé en mars 2023 une vingtaine de pays représentatifs des grands bassins forestiers mondiaux, et a conduit à l'élaboration du Plan de Libreville, qui vise à protéger les forêts tropicales, constituant des puits de carbone et de biodiversité majeurs[31].

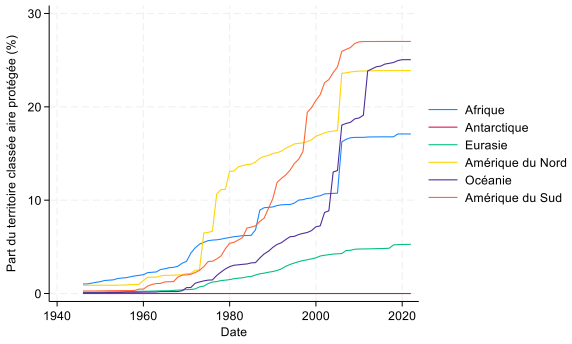
Les pays africains ont en outre mis en place diverses politiques volontaristes en matière de protection de la biodiversité, fondées notamment sur le déploiement d'aires protégées. Ces dernières se définissent comme un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et dirigé, par des moyens légaux ou d'autres moyens effectifs, afin d'atteindre une conservation de la nature ainsi que des services écosystémiques et des valeurs culturelles associées (IPBES).

Graphique 7 : Total d'aires protégées dans le monde



Source : *World Database on Protected Areas*
Note: les aires protégées comprennent à la fois les aires terrestres, côtières et marines.

Graphique 8 : Part de la surface terrestre de chaque continent concernée par des aires protégées



Source : *World Database on Protected Areas*
Note: les aires protégées comprennent à la fois les aires terrestres, côtières et marines.

La mise en place d'aires protégées est au cœur de l'approche multilatérale de la protection de la biodiversité. Le plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique, adopté en 2010 lors de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique a ainsi formulé un objectif de protection de 17 % des terres et 10 % des aires marines et côtières (objectif d'Aichi 11, Lo et Jang (2022)). Cette cible a été renforcée lors de l'adoption du cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal à l'occasion de la COP 15 de décembre 2022, qui propose la cible « 30 x 30 », soit une cible de 30 % de la surface terrestre et océanique conservée à l'horizon 2030 dans le cadre d'aires protégées ou de mesures de conservation locales.

L'Afrique apparait comme un continent volontariste en la matière (Graphiques 7 et 8), bien que la surface concernée ait stagné au cours des deux dernières décennies. Selon l'IPBES (2019), 14 % de ses terres et 2,6 % de ses océans sont classifiés comme protégés. Le continent comprend 369 marécages d'importance

les échanges de dette contre nature, le verdissement du système financier), ainsi que des principales difficultés liées à leur mise en œuvre (enjeux de mesure, complexité de mise en œuvre, risques de non-additionnalité et de *greenwashing*).

[31] Les forêts primaires, mangroves et tourbières représentent 15 % de la surface de la terre ; 75 % du carbone irrécupérable piégé ; les écosystèmes de plus de 90 % des espèces vertébrés.

internationale (au sens de la convention de Ramsar[32]), 142 sites classés au patrimoine mondiale de l'UNESCO, 1 255 zones importantes de population d'oiseaux et de biodiversité, 158 sites de l'*Alliance for Zero Extinction*.

Un autre type de mesure mise en œuvre par les pays africains afin de protéger la biodiversité consiste notamment à mettre en place des certifications en matière de gestion forestière. Ces certifications visent à évaluer si les forêts sont gérées de manière responsable et si les biens qui en sont tirés suivent une chaîne de contrôle permettant d'en assurer la traçabilité. Dans le bassin du Congo, 5,4 millions d'hectares de forêts (soit environ 10 % de la forêt exploitable) sont certifiés *Forest Stewardship Council* (FSC), à cheval sur trois pays (Cameroun, Gabon et Congo).

Plusieurs pays africains mettent également en œuvre des instruments financiers innovants afin de sécuriser les financements nécessaires à la protection de la biodiversité. Les échanges de dette contre nature, qui visent à échanger une partie de la dette extérieure des pays bénéficiaires contre le financement de projets d'adaptation au changement climatique ou de protection de la biodiversité, ont ainsi pu être mis en œuvre dans certains pays africains. Les Seychelles ont émis en 2016 une obligation bleue avec *The Nature Conservancy* (TNC), visant à financer la transition vers une pêche durable. Le Gabon, a, pour sa part, conclu en 2023 un accord de conversion de dette de 500 millions de dollars, devant générer 163 millions de dollars de financements dédiés à la conservation marine au cours des 15 prochaines années. La mobilisation de financements privés via l'émission d'obligations intégrant des mesures de protection de biodiversité constitue une autre piste envisagée par certains pays africains. Ainsi, en mars 2023, l'Afrique du Sud a émis, en partenariat avec la Banque mondiale (BIRD), une « obligation rhino » (« *Wildlife Conservation Bond* »), d'une durée de 5 ans et d'un montant de 150 millions de dollars. Ce dispositif vise à protéger et augmenter les populations de rhinocéros noirs dans deux zones protégées du pays, tout en permettant une amélioration de la gestion des zones protégées et en créant des emplois pour les communautés locales. Cette obligation comprend un paiement potentiel de performance du Fonds pour l'environnement mondial (FEM) : aucun coupon n'est ainsi payé aux investisseurs, qui recevront à la fin de la période de l'obligation, outre le principal, une subvention de 13,76 M USD du FEM fondée sur les résultats en matière de croissance de la population de rhinocéros. Il s'agit ainsi d'un mécanisme innovant, qui fait porter aux investisseurs le risque de performance du projet. Un tel mécanisme, porté par la Banque mondiale, pourrait être reproduit dans d'autres pays africains afin de canaliser davantage de financements privés vers des actions de préservation de la biodiversité.

3. Les initiatives internationales et locales ne pourront enrayer la baisse de biodiversité en Afrique qu'à condition d'assurer des financements suffisants et d'associer les populations locales

A. À l'échelle internationale, une nécessaire hausse des financements en faveur de la biodiversité, notamment à destination de l'Afrique

Selon le panel d'experts de la Convention sur la diversité biologique (2021), les besoins de financement en faveur de la biodiversité pourraient être compris entre 105 et 306 milliards de dollars par an. Le rapport du *Independent High-Level Expert Group on Climate Finance*, (Songwe et al., 2022), estime quant à lui que la protection du capital naturel dans les pays en développement (à l'exclusion de la Chine) nécessiterait des investissements à hauteur de 275-400 milliards de dollars par an d'ici 2030. Selon Deutz et al. (2020), les besoins en matière de protection de la biodiversité se situeraient entre 722 et 967 milliards de dollars par an en moyenne d'ici 2030, alors que les dépenses actuelles pour la conservation de la biodiversité se situent entre 124 et 143 milliards de dollars par an, ce qui induit un déficit de financement de la biodiversité entre 598 et 824 milliards de dollars par an.

Les besoins de financement sont particulièrement pressants pour l'Afrique, qui non seulement est plus vulnérable que la moyenne à la perte de biodiversité, mais dispose également de moins de marges de manœuvres financières. Le continent est en effet frappé depuis plusieurs années par une baisse des financements extérieurs et par une hausse de la dette publique et de se sa charge d'intérêts (FMI, 2023). Dès lors, afin de soutenir les économies africaines dans la lutte contre la perte de biodiversité et ses conséquences économiques, la prise en compte de ces risques au sein des programmes de soutiens financiers bilatéraux ou

[32] La Convention de Ramsar a été signée en 1971 et est entrée en vigueur en 1975. 171 pays en sont signataires. Les sites Ramsar désignent des zones humides d'importance internationale, qui doivent répondre à neuf critères, portant notamment sur la présence d'oiseaux et de poissons.

multilatéraux pourrait être explorée. Alors que les dispositifs permettant de faire face aux conséquences économiques des catastrophes climatiques se multiplient, il existe encore peu de dispositifs prévus pour atténuer les effets d'une perte de biodiversité, ce qui peut notamment s'expliquer par des difficultés de mesure encore non-résolues. Des appels ont également été formulés pour intégrer les risques associés à la perte de biodiversité aux analyses de soutenabilité de la dette (Kraemer et Volz, 2022). En effet, alors que les risques climatiques sont progressivement intégrés aux analyses du FMI (dans le cadre de analyses de viabilité de la dette ou de ses rapports au titre de l'article IV de ses statuts), cela n'est pas le cas des risques associés à la perte de biodiversité. De même, alors que le FMI a mis en place un nombre croissant de dispositifs visant à lutter contre les conséquences économiques du changement climatique, que cela soit à court terme (*Catastrophe Containment and Relief Trust* – CCRT) ou à plus long terme (Resilience and Sustainability Trust – RST), les risques associés à la biodiversité ne sont pas explicitement inclus dans ces dispositifs. Enfin, alors que les initiatives autour d'instruments de dette comprenant des clauses contingentes en cas de catastrophe climatique se développent (l'AFD en a par exemple mis en place en 2007, tout comme le Royaume-Uni dans le cadre de ses prêts bilatéraux), la biodiversité demeure encore absente de ces réflexions.

Enfin, l'accroissement des marges manœuvres financières des pays africains ne pourra se faire sans un accès accru aux instruments financiers innovants et une plus forte mobilisation des financements privés. Le paiement des services écosystémiques (PSE), qui désignent les bénéfices directs et indirects que les hommes retirent de la nature, correspond à « des transferts de ressources entre des acteurs sociaux, dans le but de créer des incitations pour aligner les décisions individuelles et/ou collectives quant à l'usage des sols avec l'intérêt social concernant la gestion des ressources naturelles » (Muradian et al., 2010 ; Karsenty, 2019). Le programme REDD+ (*Reducing emissions from deforestation and forest degradation in developing* countries) de la Convention cadre des Nations Unies sur le changement climatique est un exemple de paiement pour services écosystémiques, celui-ci visant la réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts via la mise en place de financements favorisant la conservation et la gestion durable des forêts. Les partenariats de conservation positive (PCP), mis en place lors du Sommet de Libreville de mars 2023, s'inscrivent dans une démarche similaire, en permettant de rémunérer les pays acceptant de préserver les forêts sur leurs territoires, réserves de carbone et de biodiversité, via la création de « certificats biodiversité » qui pourraient être achetés par des États ou des acteurs privés. Un premier budget de 100 millions d'euros a été alloué pour la mise en place de PCP. Le Plan de Libreville prévoit également la mise en place d'un projet scientifique (« *One Forest Vision* ») dont l'objectif est de cartographier les principales réserves mondiales de carbone et de biodiversité, afin notamment de permettre une meilleure mesure de la valeur de la forêt. Le secteur privé s'est aussi engagé dans le cadre du Plan de Libreville à travers l'initiative « 10by30 » visant à créer 10 millions d'emplois dans le domaine de la gestion durable de la forêt d'ici 2030. Enfin, si les échanges de dette contre nature font l'objet de nombreuses réflexions au sein de la communauté internationale, et ont été mis en œuvre par certains pays africains, ce mécanisme demeure peu mobilisé, notamment en Afrique. En effet, entre 1987 et 2015, seuls 39 pays en ont bénéficié, à hauteur de 99 milliards de dollars, mais la majorité des fonds générés a concerné l'Amérique Latine et les Caraïbes, l'Afrique subsaharienne n'en ayant bénéficié qu'à hauteur de 12 milliards de dollars. Depuis 2021, seuls quatre autres pays y ont eu recours pour un montant de 2,8 milliards de dollars de dettes restructurées[33], et le Gabon était le seul pays africain parmi eux. Le développement de tels instruments demeure en effet limité au vu de leur complexité de mise en œuvre, impliquant de longues négociations et des coûts de *monitoring* élevés afin de vérifier la bonne mise en œuvre des projets décidés dans le cadre de l'échange de dette. De plus, l'efficacité de ce type de mécanisme, aussi bien en matière de restructuration de dette que de protection de la biodiversité, reste à prouver, ce type d'instrument aboutissant généralement à la seule mise en œuvre d'aires protégées, sans cibler les causes de la perte de biodiversité.

B. La nécessité d'une approche holistique, prenant en compte les enjeux de gouvernance et intégrant les populations locales

L'efficacité des certifications forestières et des aires protégées, qui se sont largement développées sur le continent africain afin de protéger la biodiversité, est à certains égards contestée.

L'impact économique des certifications forestières apparaît contrasté, et les obstacles à leur efficacité apparaissent particulièrement marqués en Afrique. Si certaines études démontrent qu'un accroissement du nombre de certifications forestières réduit la déforestation (Damette et Delacote, 2011), d'autres trouvent des effets

[33] Belize (2021) ; la Barbade (2022) ; Équateur (2023) ; Gabon (2023). Voir Pérez-Beltràn et Landry (2023).

nuls (Zubizarreta et al., 2023), voire négatifs (Bouslah et al., 2010) sur la performance des entreprises certifiées. Zubizarreta et al. (2023) identifient même un effet de sélection marqué : les entreprises qui engagent un processus de certification sont celles qui ont, en amont, les meilleures performances économiques et financières. Enfin, selon Chen et al. (2020), les certifications forestières pourraient constituer une barrière à l'échange, pesant particulièrement sur les économies en développement. En Afrique, plus spécifiquement, la fragilité de la réglementation et le manque de transparence des processus de certification, sont susceptibles de limiter l'efficacité de ces dispositifs. Ces derniers se heurtent en outre à une exploitation forestière illégale d'ampleur[34], que les États parfois ont du mal à juguler.

De même, l'efficacité des aires protégées ne fait pas complètement consensus, et les cas d'étude en Afrique soulignent d'importantes difficultés de mise en œuvre. Certains travaux font état de gains économiques et financiers importants en cas d'atteinte de l'objectif de 30 % d'aires protégées au niveau mondial, avec des estimations de pertes économiques évitées de l'ordre de 64 à 534 milliards USD par an d'ici 2050 (Waldron et al., 2020). Néanmoins, la qualité de la gouvernance des aires protégées conditionne fortement l'efficacité de ces dernières en matière de préservation de l'environnement. De fait, sur l'ensemble des aires marines protégées dans le monde, seulement un tiers garantiraient une protection efficace de la biodiversité, essentiellement en raison de régulations et de mode de gestion défaillants (Pike et al., 2024). En Afrique, le rapport de l'Observatoire des forêts d'Afrique centrale (OFAC) (Doumenge et al., 2021), tout en soulignant l'importante progression des aires protégées en Afrique centrale[35], met en avant un manque de moyens humains et financiers, une faible participation des populations locales, un manque de données sur les espaces à contrôler, un cadre juridique qui gagnerait à être modernisé et renforcé, et la nécessité d'une meilleure coopération régionale alors que de nombreuses aires sont transfrontalières. De plus, l'articulation des objectifs de conservation et de bien-être des populations locales s'avère souvent difficile (West et al., 2006), et la prise en compte du point de vue de ces dernières est parfois incomplète (West, 2006). Les ressources que les aires protégées visent à préserver peuvent en outre faire l'objet de convoitises, voire susciter des conflits (Bontempi et al., 2023), et ce d'autant plus que les revenus des populations environnantes sont faibles, ou que ces dernières dépendent des services écosystémiques locaux.

La mise en place d'aires protégées a ainsi pu s'accompagner de difficultés en lien avec le traitement des peuples autochtones et des communautés locales, les mesures de conservation mises en œuvre pouvant conduire à des déplacements de populations forcés. Sur la base d'une large synthèse de littérature scientifique, Woodford et al. (2022) montrent que la littérature scientifique ne permet pas d'étayer le narratif couramment développé, selon lequel les aires protégées seraient forcément bénéfiques pour les populations les plus vulnérables. Dans le cas de l'Afrique, le nombre d'expulsés des parcs nationaux africains au XX^{ème} siècle pourrait ainsi atteindre plusieurs millions d'agriculteurs et de bergers (Blanc, 2020). L'exclusion des populations de certains parcs nationaux peut d'autant plus facilement intervenir dans les pays africains que le droit foncier y est souvent peu développé, et que les aires protégées sont souvent gérées par les États (Belle, 2015). Là encore, la synthèse de littérature de Woodford et al. (2022) suggère que les compensations financières apportées aux populations déplacées ne sont pas à même de compenser les coûts supportés par les populations locales.

Les difficultés des aires protégées en matière de traitement des communautés locales conduisent ainsi à une certaine remise en cause de cette approche (Obura et Treyer, 2023). Le développement d'approches plus holistiques, intégrant étroitement le point de vue des populations locales, vise ainsi à prendre en compte la dimension distributive et sociale de la protection de la nature, notamment la protection des personnes les plus vulnérables. Cette problématique est particulièrement importante pour les populations africaines, qui dépendent fortement des services écosystémiques. Une telle approche pourrait également être un levier d'efficacité des aires protégées : de nombreux travaux montrent en effet que la participation des populations locales et la sécurisation de leurs droits de propriété sont des leviers efficaces pour favoriser la biodiversité (Woodford et al., 2022).

Si le Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal adopté en 2022 met en avant un objectif chiffré en matière d'aires protégées, il intègre également dans sa cible 10 la nécessité de garantir la gestion

[34] Selon la Banque Africaine de Développement (2021), 50 à 90 % du commerce de bois tropical africain serait illégal.

[35] Le nombre d'aires protégées y a fortement progressé au cours des dernières décennies, atteignant 206 aires protégées pour une superficie de 799 000 km², soit 15 % de la surface terrestre et 5 % de la surface marine de la région en 2020, ce qui correspond à une augmentation de 50 % du nombre et de la surface des aires protégées en 20 ans.

durable de tous les espaces, en veillant à ce que « les zones agricoles, aquacoles, halieutiques et forestières soient gérées de manière durable. »

À la croisée de ces approches, l'approche « terre partagée » pourrait être particulièrement adaptée au contexte africain. Développée par des scientifiques et des responsables locaux africains, elle vise à atteindre l'objectif « 30 x 30 » en répartissant les zones protégées de la façon la plus homogène possible sur le territoire, afin que les populations locales puissent bénéficier des services rendus par les aires protégées (Obura et Treyer, 2023).

La mise en place de systèmes de paiement de services environnementaux dans une logique de co-investissement avec les communautés locales s'inscrit dans une perspective similaire (Treyer et al., 2023). Il s'agit en effet de concilier la protection de la biodiversité et le développement des populations locales en leur permettant d'adopter des activités qui répondent au double objectif de satisfaire leurs besoins tout en mettant en place une trajectoire soutenable de développement. Selon Karsenty (2019), le paiement de tels services est en outre plus effectif en matière de protection de la biodiversité, alors que les aires protégées ou les réglementations environnementales, qui restent parfois inappliquées, ne constituent pas toujours des mesures de protection efficaces. La mise en place de tels paiements implique cependant une coordination accrue avec les acteurs afin d'éviter des phénomènes d'aléa moral.

Cette reconnaissance des droits des peuples autochtones et des communautés locales sur les ressources naturelles de leurs terres ancestrales a d'ailleurs été consacrée juridiquement par la Commission africaine des droits de l'homme et des peuples, structure émanant de l'Union africaine, qui a condamné en 2009 le gouvernement du Kenya pour avoir expulsé le peuple des Endorois de ses terres, autour du lac Bogoria, afin d'en faire une aire protégée, et a ordonné au gouvernement de leur rendre leurs terres et de les indemniser pour leurs pertes.

Si la mise en place d'aires protégées apparaît comme une approche privilégiée dans les pays africains afin de protéger la biodiversité, en lien avec la définition d'objectifs mondiaux en la matière, il convient donc de concilier cette approche avec les droits des peuples autochtones et des communautés locales dans une logique de développement partagé.

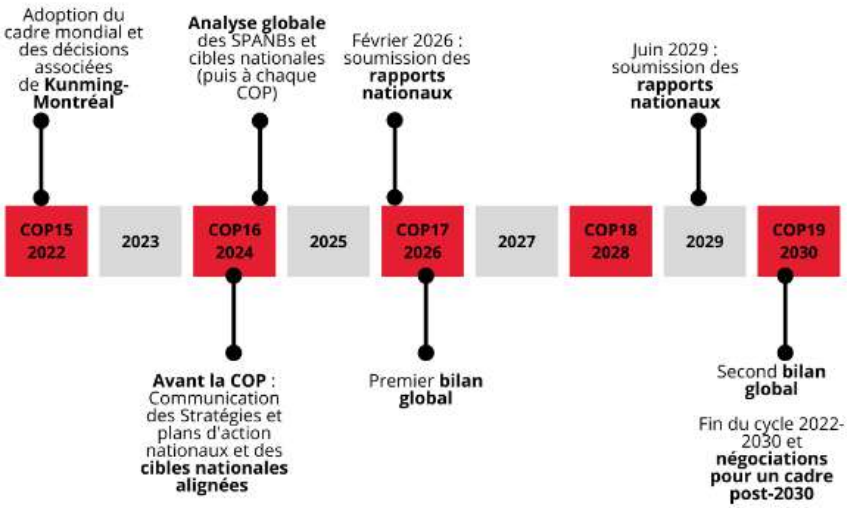
Conclusion

Les pays africains disposent ainsi d'une biodiversité particulièrement riche, qui connait cependant depuis plusieurs décennies un recul marqué. En effet, si la perte de biodiversité est une tendance observée à l'échelle mondiale, elle est particulièrement exacerbée en Afrique, alors même que les populations, majoritairement rurales, sont extrêmement dépendantes des services écosystémiques. La préservation de la biodiversité en Afrique apparait ainsi comme un enjeu majeur, qui doit s'articuler avec des objectifs de développement économiques ambitieux. Or cette articulation n'est pas sans difficulté, l'activité économique affectant négativement la biodiversité. Nous montrons ainsi qu'une hausse de 1% pp du taux de croissance du PIB local tend à réduire le taux de croissance d'environ 0,5 %. Nos résultats suggèrent un effet prépondérant de la croissance démographique et tendent également à montrer l'existence d'une courbe de Kuznets de la biodiversité, indiquant que les pertes de biodiversité les plus fortes sont observés pour des niveaux d'activité initiaux intermédiaires. Dans ce contexte, les choix de politique économique qu'opèreront les pays africains dans les années à venir seront vraisemblablement déterminants afin de construire une trajectoire de développement préservant la biodiversité.

Dans cette perspective, la coordination internationale en matière de protection de la biodiversité est essentielle, la biodiversité étant un « bien public mondial », et la mise en œuvre de mesures globales en la matière, tout comme l'augmentation de financements dédiés à destination du continent africain, qui constitue une réserve de biodiversité majeure, sont nécessaires. Au niveau local, les pays africains ont mis en œuvre des politiques dynamiques de protection de la biodiversité qui se heurtent cependant souvent à des difficultés de gouvernance. Le développement de mécanismes financiers innovants, tout comme la mise en œuvre de politiques de protection de la biodiversité associant les populations autochtones et les communautés locales sont tout autant de mesures qui doivent permettre d'articuler la préservation de la biodiversité et les objectifs de développement économiques.

Afin de lutter contre la perte de biodiversité, la coordination de ces différents outils et leur mise en cohérence avec les initiatives internationales est essentielle. L'année 2024 est une année clé en la matière : en effet, alors que l'organisation du Sommet de l'avenir en septembre 2024 a été l'occasion de réaffirmer les engagements existants vis-à-vis des objectifs de développement durable, la 16ème COP sur la diversité biologique, organisée en Colombie en octobre 2024, devrait permettre d'établir un premier bilan de la mise en œuvre du Cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal et de recueillir la révision des stratégies et plans d'action nationaux pour la biodiversité des pays, en lien avec les objectifs mondiaux fixés dans l'accord de Kunming-Montréal.

Graphique 8 : Objectifs mondiaux fixés dans l'accord de Kunming-Montréal



Source : Landry et al. (2023)

Références

Abdulai, A., & Huffman, W. (2014). The adoption and impact of soil and water conservation technology: An endogenous switching regression application. *Land economics*, *90*(1), 26-43.

Ahmed, K., & Long, W. (2012). Environmental Kuznets curve and Pakistan: an empirical analysis. *Procedia Economics and Finance*, *1*, 4-13.

Asher, S., Garg, T., & Novosad, P. (2020). The ecological impact of transportation infrastructure. *The Economic Journal*, *130*(629), 1173-1199.

Arslan, Z. F. (2018). Decrease in biodiversity in wheat fields due to changing agricultural practices in five decades. *Biodiversity and Conservation*, *27*(12), 3267-3286.

Baldwin, R., & Lopez-Gonzalez, J. (2015). Supply-chain trade: A portrait of global patterns and several testable hypotheses. *The world economy*, *38*(11), 1682-1721

Balietti, A., Page, L., Pande, R., Rowe, K., & Sudarshan, A. (2018). Lease splitting and dirty entrants: The unintended deforestation consequences of india's environmental clearance process reform. *PEDL Research Papers*.

Banque Africaine de Développement (2021). Illicit trading in Africa's forest products: Focus on timber. *Technical Report*.

Barrett, C. B. (2021). Overcoming global food security challenges through science and solidarity. *American Journal of Agricultural Economics*, *103*(2), 422-447.

Bath, P., Guzmán-Valladares, A., Luján-Gallegos, V. and Mathias, K. (2020). Conservation Trust Funds 2020: Global Vision, Local Action. Conservation Finance Alliance, New York.

Baymul, C., & Sen, K. (2020). Was Kuznets right? New evidence on the relationship between structural transformation and inequality. *The Journal of Development Studies*, *56*(9), 1643-1662.

Belle, E., Wicander, S., Bingham, H., & Shi, Y. (2015). Governance of protected areas in Africa: A global review. *UNEP-WCMC, Cambridge*.

Behnisch, M., Krüger, T., & Jaeger, J. A. (2022). Rapid rise in urban sprawl: Global hotspots and trends since 1990. *PLOS Sustainability and Transformation*, *1*(11), e0000034.

Binder, S., Isbell, F., Polasky, S., Catford, J. A., & Tilman, D. (2018). Grassland biodiversity can pay. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *115*(15), 3876-3881.

Blanc, G. (2020). L'invention du colonialisme vert. Pour en finir avec le mythe de l'Eden africain, Paris, Flammarion, 343 p., préf. François-Xavier Fauvelle.

Bontempi, A., Venturi, P., Del Bene, D., Scheidel, A., Zaldo-Aubanell, Q., & Zaragoza, R. M. (2023). Conflict and conservation: On the role of protected areas for environmental justice. *Global Environmental Change*, *82*, 102740.

Bouchet, V., Bourcet, C., Cécillon, E., Lavaud, S. (2021). Évaluations économiques des services rendus par la biodiversité, Trésor-Eco.

Bouslah, K., M'Zali, B., Turcotte, M. F., & Kooli, M. (2010). The impact of forest certification on firm financial performance in Canada and the US. *Journal of business ethics*, *96*, 551-572.

Burgess, R., Hansen, M., Olken, B. A., Potapov, P., & Sieber, S. (2012). The political economy of deforestation in the tropics. *The Quarterly journal of economics*, *127*(4), 1707-1754.

Chabert, G., Cerisola, M., Hakura, D. (2022). Restructuring Debt of Poorer Nations Requires More Efficient Coordination, IMF blog.

Chen, J., Wang, L., Li, L., Magalhães, J., Song, W., Lu, W., Xiong, L., Chang, W.-Y. & Sun, Y. (2020). Effect of forest certification on international trade in forest products. *Forests*, *11*(12), 1270.

Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *9*(4), 222-228.

Cognie, F., & Péron, M. (2020). Mesurer la biodiversité. *Focus du CAE*, (46-2020).

Cole, M. A., Elliott, R. J., & Strobl, E. (2021). Biodiversity and Economic Land Use. *Land economics*, *97*(2), 281-304.

Convention sur la diversité biologique (2021). Estimation of resources needed for implementing the post-2020 Global Diversity Framework. Second report of the panel of experts on resource mobilization: Final Report**.**

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R. et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253–260.

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S. & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, *26*, 152-158.

Crescenzi, R., & Limodio, N. (2021). The impact of Chinese FDI in Africa: evidence from Ethiopia.

Cruz, J. L., & Rossi-Hansberg, E. (2021). *The economic geography of global warming* (No. w28466). National Bureau of Economic Research.

Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, *361*(6407), 1108-1111.

Cust, J., Harding, T., Krings, H., & Rivera-Ballesteros, A. (2023). Public governance versus corporate governance: Evidence from oil drilling in forests. *Journal of Development Economics*, *163*, 103070.

Dainese, M., Martin, E. A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., ... & Steffan-Dewenter, I. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science advances*, *5*(10), eaax0121.

Damette, O., & Delacote, P. (2011). Unsustainable timber harvesting, deforestation and the role of certification. *Ecological Economics*, *70*(6), 1211-1219.

Daru, B. H., Davies, T. J., Willis, C. G., Meineke, E. K., Ronk, A., Zobel, M., ... & Davis, C. C. (2021). Widespread homogenization of plant communities in the Anthropocene. *Nature Communications*, *12*(1), 6983.

Dasgupta, P. (2021). *The economics of biodiversity: the Dasgupta review*. Hm Treasury.

Debels-Lamblin E. & Jacolin L. (2020). The impact of climate change in Sub Saharan Africa: vulnerabilities, resilience and finance [Impact du changement climatique sur l'Afrique subsaharienne : vulnérabilités, résilience et financements. *Bulletin de la Banque de France, Banque de France, issue 230*.

Dietz, S., & Adger, W. N. (2003). Economic growth, biodiversity loss and conservation effort. *Journal of environmental management*, *68*(1), 23-35.

Deutz, A., Heal, G. M., Niu, R., Swanson, E., Townshend, T., Zhu, L., Delmar, A., Meghji, A., Sethi, S. A., and Tobin-de la Puente, J. (2020). Financing Nature: Closing the global biodiversity financing gap. The Paulson Institute, The Nature Conservancy, and the Cornell Atkinson Center for Sustainability.

Devictor, V., Julliard, R., & Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, *117*(4), 507-514.

Di Falco, S., Veronesi, M., & Yesuf, M. (2011). Does adaptation to climate change provide food security? A micro-perspective from Ethiopia. *American journal of agricultural economics*, *93*(3), 829-846.

Doumenge, C., Palla, F., Itsoua Madzous, G-L. (2021). Aires protégées d'Afrique centrale – État 2020. OFAC-COMIFAC, Yaoundé, Cameroun & UICN, Gland, Suisse : 400 p

Echeverri, A., Smith, J. R., MacArthur-Waltz, D., Lauck, K. S., Anderson, C. B., Monge Vargas, R., ... & Daily, G. C. (2022). Biodiversity and infrastructure interact to drive tourism to and within Costa Rica. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *119*(11), e2107662119.

Ellwanger, J. H., Nobre, C. A., & Chies, J. A. B. (2022). Brazilian biodiversity as a source of power and sustainable development: a neglected opportunity. *Sustainability*, *15*(1), 482.

Fang, Z., Huang, B., & Yang, Z. (2020). Trade openness and the environmental Kuznets curve: evidence from Chinese cities. *The World Economy*, *43*(10), 2622-2649.

Fitch (2023). Sustainable Fitch: Biodiversity Gaining Ground in Sustainable Fixed-Income Market. Commentary

Fonds Monétaire International (2023). Regional Economic Outlook, Subsaharan Africa: The Big Funding Squeeze (avril).

Fonds pour l'Environnement Mondial (2023). Innovative Finance for Nature and People: Opportunities and Challenges for Biodiversity-Positive Carbon Credits and Nature Certificates

Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *107*(38), 16732-16737.

Giglio, S., Kuchler, T., Stroebel, J. & Wang, O. (2024). The economics of biodiversity loss. ECB Forum on Central Banking, 1-3 July 2024.

Giljum, S., Maus, V., Kuschnig, N., Luckeneder, S., Tost, M., Sonter, L. J., & Bebbington, A. J. (2022). A pantropical assessment of deforestation caused by industrial mining. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *119*(38), e2118273119.

Gittard, M., & Hu, I. (2023). MiningLeaks: Water Pollution and Child Mortality in Africa. *Mimeo.*

Gonzalez, D. J., Francis, C. K., Shaw, G. M., Cullen, M. R., Baiocchi, M., & Burke, M. (2022). Upstream oil and gas production and ambient air pollution in California. *Science of The Total Environment*, *806*, 150298.

González-González, A., Clerici, N., & Quesada, B. (2021). Growing mining contribution to Colombian deforestation. *Environmental Research Letters*, *16*(6), 064046.

Grossman, G. M., & Krueger, A. B. (1991). Environmental impacts of a North American free trade agreement.

Hartmann, E. (2020). Assessing the conservation impact of Conservation Trust Funds. (Master's thesis). Vrije Universiteit Amsterdam, Amsterdam, the Netherlands

The International Development Finance Club (2022). IDFC Common Position Paper on Biodiversity.

IPBES (2018). The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Africa. Archer, E. Dziba, L., Mulongoy, K. J., Maoela, M. A., and Walters, M. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 492

IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.

Iwata, H., Okada, K., & Samreth, S. (2010). Empirical study on the environmental Kuznets curve for CO2 in France: the role of nuclear energy. *Energy policy*, *38*(8), 4057-4063.

Jalil, A., & Mahmud, S. F. (2009). Environment Kuznets curve for CO2 emissions: a cointegration analysis for China. *Energy policy*, *37*(12), 5167-5172.

Johnson, J.A., Ruta, G., Baldos, U.' Cervigni, R., Chonabayashi, S., Corong, E., Gavryliuk, O., Gerber, J., Hertel, T., Nootenboom, C., and Polasky, S. (2021). The Economic Case for Nature: A Global Earth-Economy Model to Assess Development Policy Pathways, Washington, DC: World Bank. https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/35882

Junker, J., Quoss, L., Valdez, J., Arandjelovic, M., Barrie, A., Campbell, G., ... & Sop, T. (2024). Threat of mining to African great apes. *Science advances*, *10*(14), eadl0335.

Karsenty A. (2019). Les PSE dans les pays en développement : compenser ou récompenser ?

Karsenty A. (2022). « Crédits biodiversité » du Président E. Macron : de quoi parle-t-on ?, Cirad

Karsenty A. (2023). « Le One Forest Summit envoie un message inadapté car c'est une erreur de payer pour un taux d'absorption de CO2 des forêts », Novethic.

Kauppi, P. E., Ausubel, J. H., Fang, J., Mather, A. S., Sedjo, R. A., & Waggoner, P. E. (2006). Returning forests analyzed with the forest identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *103*(46), 17574-17579.

Kinda, H., & Thiombiano, N. (2021). The effects of extractive industries rent on deforestation in developing countries. *Resources Policy*, *73*, 102203.

Klöck, C., & Woillez, M. N. (2023). *L'adaptation côtière aux Comores. Le rôle des perceptions et le risque de mal-adaptation* (pp. 1-50). Éditions AFD.

Kummu, M., Taka, M., & Guillaume, J. H. (2018). Gridded global datasets for gross domestic product and Human Development Index over 1990–2015. Scientific data, 5(1), 1-15.

Kraemer, M., & Volz, U. (2022). Integrating nature into debt sustainability analysis.

Kuznets, S. (1955). "Economic growth and income inequality", American Economic Review 45, No. 1, pp. 1-28.

Landry, J., Rochette, J., Treyer, S. (2023). Une nouvelle ère pour la biodiversité mondiale ?, Billet de Blog, IDDRI.

Lassalas, M., Duvaleix, S., & Latruffe, L. (2024). The technical and economic effects of biodiversity standards on wheat production. *European Review of Agricultural Economics*, *51*(2), 275-308.

Latour, B. (2015). Face à Gaïa. Huit conférences sur le nouveau régime climatique. *La Découverte*.

Lee, M., Pozarny, P. & Aytekin, M. (2022). Augmenter les investissements en faveur des jeunes dans les systèmes agroalimentaires en Afrique - Ce que les décideurs doivent savoir. *Documents d'orientation sur l'investissement. Rome, FAO et Union africaine.*

Le Goff, M., & Lemaire, T. (2022). Financial inclusion and international migration in a context of climate instability. *Revue d'économie du développement*, *31*(2), 211-217.

Lemaire, T., & Vertier, P. (2023). *International Commodity Prices Transmission to Consumer Prices in Africa* (No. P314). FERDI Working Paper.

Leung, B., Hargreaves, A. L., Greenberg, D. A., McGill, B., Dornelas, M., & Freeman, R. (2020). Clustered versus catastrophic global vertebrate declines. *Nature*, *588*(7837), 267-271.

Lenzen, M., Moran, D., Kanemoto, K., Foran, B., Lobefaro, L., & Geschke, A. (2012). International trade drives biodiversity threats in developing nations. *Nature*, *486*(7401), 109-112.

Li, T., Wang, Y., & Zhao, D. (2016). Environmental Kuznets curve in China: new evidence from dynamic panel analysis. *Energy Policy*, *91*, 138-147.

Li, G. et al. (2022). "Global impacts of future urban expansion on terrestrial vertebrate diversity." *Nature communications* 13.1: 1628.

Liang, Y., Rudik, I. J., & Zou, E. (2023). *Economic production and biodiversity in the United States* (No. w29357). National Bureau of Economic Research.

Liao, Z., Peng, S., & Chen, Y. (2022). Half-millennium evidence suggests that extinction debts of global vertebrates started in the Second Industrial Revolution. *Communications Biology*, *5*(1), 1311.

Lipscomb, M., & Mobarak, A. M. (2016). Decentralization and pollution spillovers: evidence from the re-drawing of county borders in Brazil. *The Review of Economic Studies*, *84*(1), 464-502.

Lo, V. & Jang, N. (2022). The Global Biodiversity Framework's "30x30" Target: Catchy slogan or effective conservation goal?, IISD Insight

Marques, A., Martins, I. S., Kastner, T., Plutzar, C., Theurl, M. C., Eisenmenger, N. Huijbregts, M.A.J., Wood, R., Stadler, K., Bruckner, M., Canelas, J., Hilbers, J., Tukker, A. & Pereira, H. M. (2019). Increasing impacts of land use on biodiversity and carbon sequestration driven by population and economic growth. *Nature ecology & evolution*, *3*(4), 628-637.

McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. A., Joyce, F. H., & Warner, R. R. (2015). Marine defaunation: animal loss in the global ocean. *Science*, *347*(6219), 1255641.

Miguel, E., Satyanath, S., & Sergenti, E. (2004). Economic shocks and civil conflict: An instrumental variables approach. *Journal of political Economy*, *112*(4), 725-753.

Michetti, C., Chouhan, N., Harrison, C. & MacGeoch, M. (2023). Sustainable Debt Global State of the Market 2022, Climate Bonds Initiative**.**

Mills, J. H., & Waite, T. A. (2009). Economic prosperity, biodiversity conservation, and the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics*, *68*(7), 2087-2095.

Montrone, L., Steckel, J. C., & Kalkuhl, M. (2022). The type of power capacity matters for economic development–Evidence from a global panel. *Resource and Energy Economics*, *69*, 101313.

Mozumder, P., Berrens, R. P., & Bohara, A. K. (2006). Is there an environmental Kuznets curve for the risk of biodiversity loss?. *The Journal of Developing Areas*, 175-190.

Muradian R., Corbera E., Pascual U., Kosoy N., May P.H. (2010). Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services, Ecological Economics, vol. 69, n°6.

NatureFinance & Carbone4 (2023). Harnessing Biodiversity Credits for People and Planet

Newbold T., Hudson L.N., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Senior R.A., Börger L., Bennett D.J., Choimes A., Collen B., Day J., De Palma A., Díaz S., Echeverria-Londoño S., Edgar M.J., Feldman A., Garon M., Harrison M.L.K., Alhusseini T., Ingram D.J., Itescu Y., Kattge J., Kemp V., Kirkpatrick L., Kleyer M., Laginha Pinto Correia D., Martin C.D., Meiri S., Novosolov M., Pan Y., Phillips H.R.P., Purves D.W., Robinson A.,Simpson J., Tuck S.L., Weiher E., White H.J., Ewers R.M., Mace G.M., Scharlemann J.P.W., & Purvis A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, *520*(7545), 45-50.

NGFS-INSPIRE (2022). Central banking and supervision in the biosphere: An agenda for action on biodiversity loss, financial risk and system stability.

Obura, D., Treyer, S. (2023). Une approche « terre partagée » pour placer la biodiversité au coeur du développement durable en Afrique.

OCDE (2020). Aperçu général du financement de la biodiversité à l'échelle mondiale. Rapport final.

ONU (2020). Convention des Nations unies sur la diversité biologique (CDB), Cinquième rapport des Perspectives mondiales de la diversité biologique

ONU (2021). Convention des Nation unies sur la diversité biologique (CDB), Estimation of resources needed for implementing the post 2020 global biodiversity framework, Second report of the panel of experts on resource mobilization, Final report.

Ostrom, Elinor (1990). *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge university press.

Parrique, T., Barth, J., Briens, F., Kuokkanen, A., & Spangenberg, J. H. (2019). Evidence and arguments against green growth as a sole strategy for sustainability. *European Environmental Bureau*.

Paul, Q., Svartzman, R., & Weber, P. F. (2023). Échanges dette nature: une double solution pour la soutenabilité environnementale et la dette des pays en développement?. Bulletin de la Banque de France, (244).

Pérez-Beltràn, I. & Landry, J. (2023). Les échanges dette-nature peuvent-ils réduire le déficit de financement de la biodiversité au niveau mondial ? *Billet de blog IDDRI.*

Perrings, C., & Gadgil, M. (2003). Conserving Biodiversity: Reconciling Local and Global Public Benefits. In Providing Global Public Goods: Managing Globalization Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/0195157400.003.0022

Pike, E. P., MacCarthy, J. M., Hameed, S. O., Harasta, N., Grorud-Colvert, K., Sullivan-Stack, J., ... & Morgan, L. (2024). Ocean protection quality is lagging behind quantity: Applying a scientific framework to assess real marine protected area progress against the 30 by 30 target. *Conservation Letters*, e13020.

Puurtinen, M., Elo, M., & Kotiaho, J. S. (2022). The Living Planet Index does not measure abundance. *Nature*, *601*(7894), E14-E15.

Qin, X., Wu, B., Zeng, H., Zhang, M., and Tian, F.: GGCP10: A Global Gridded Crop Production Dataset at 10km Resolution from 2010 to 2020, Earth Syst. Sci. Data Discuss. [preprint], https://doi.org/10.5194/essd-2023-346, 2023.

Ravallion, M., & Chen, S. (2021). *Is that really a kuznets curve? turning points for income inequality in china* (No. w29199). National Bureau of Economic Research.

Raven, P. H., & Wagner, D. L. (2021). Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *118*(2), e2002548117.

Saqib, M., & Benhmad, F. (2021). Updated meta-analysis of environmental Kuznets curve: Where do we stand?. *Environmental Impact Assessment Review*, *86*, 106503.

Smart, S. M., Thompson, K., Marrs, R. H., Le Duc, M. G., Maskell, L. C., & Firbank, L. G. (2006). Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *273*(1601), 2659-2665.

Souza-Rodrigues, E. (2019). Deforestation in the Amazon: A unified framework for estimation and policy analysis. *The Review of Economic Studies*, *86*(6), 2713-2744.

Songwe V, Stern N, Bhattacharya A (2022). Finance for climate action: Scaling up investment for climate and development. London: Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment, London School of Economics and Political Science.

Stern, D. I. (2004). The rise and fall of the environmental Kuznets curve. *World development*, *32*(8), 1419-1439.

Stern, D. I. (2017). The environmental Kuznets curve after 25 years. *Journal of Bioeconomics*, *19*, 7-28.

Svartzman, R., Espagne, E., Gauthey, J., Hadji-Lazaro, P., Salin, M., Allen, T., Berger, J., Calas, J., Godin, A. & Vallier, A. (2021). A 'Silent Spring' for the Financial System? Exploring Biodiversity-Related Financial Risks in France. Banque de France Working Paper 826 ?

Tan, Y. L., Yiew, T. H., Lau, L. S., & Tan, A. L. (2022). Environmental Kuznets curve for biodiversity loss: evidence from South and Southeast Asian countries. *Environmental Science and Pollution Research*, *29*(42), 64004-64021.

Tatoğlu, F. Y., & Polat, B. (2021). Occurrence of turnig points on environmental kuznets curve: Sharp breaks or smooth shifts?. *Journal of Cleaner Production*, *317*, 128333.

Treyer, S., Karsenty, A., Mushiete, O. (2023). Financement international de la biodiversité : remettre les paiements pour services écosystémiques dans le cadre d'une approche de co-investissement pour le développement durable, Décryptage N°01/23.

Treyer, S. (2023). Financer des investissements positifs pour la biodiversité : quelles avancées au One Forest Summit ? Billet de blog, IDDRI

Von der Goltz, J., & Barnwal, P. (2019). Mines: The local wealth and health effects of mineral mining in developing countries. *Journal of Development Economics*, *139*, 1-16.

Waldron, A. et al. (2020). Protecting 30% of the planet for nature: costs, benefits and economic implications.

Weber, J.L., Mar N.F., Ben Romdhane, A., Tapsoba, T. & Fourmann, E. (2024). *Quel avenir pour les écosystèmes africains ?* Dans : Agence française de développement éd., *L'économie africaine 2024*. Paris: La Découverte.

West, P. (2006). *Conservation is our government now: the politics of ecology in Papua New Guinea*. Duke University Press.

West, P., Igoe, J., & Brockington, D. (2006). Parks and peoples: the social impact of protected areas. *Annu. Rev. Anthropol.*, *35*, 251-277.

Woillez, M. N. (2023). *L'Afrique face au changement climatique.* Dans : Agence française de développement éd., *L'économie africaine 2023*. Paris: La Découverte.

Wolfersberger, J. (2019). *Growth and the environment: taking into account structural transformation* (No. hal-02156298).

Woodhouse E., Bedelian C., Barnes P., Cruz-Garcia G.S., Dawson N., Gross-Camp N., Homewood K., Jones J.P.G., Martin A., Morgera E., Schreckenberg K. (2022). Rethinking entrenched narratives about protected areas and human wellbeing in the Global South. *UCL Open: Environment*.

Wunder S. (2005). Payments for environmental services: Some nuts and bolts, CIFOR occasional paper n° 42.

Zhu, H., Gupta, A., Earley, E., Narain, U., Diez, S. M., Lange, B., ... & Taylor, J. E. (2021). Assessing the economic impact of protected area tourism on local economies in Brazil.

Zubizarreta, M., Arana-Landín, G., Wolff, S., & Egiluz, Z. (2023). Assessing the economic impacts of forest certification in Spain: A longitudinal study. *Ecological Economics*, *204*, 107630.

Annexe A – Définition et mesure de la biodiversité : quelques points de repères.

Le concept de biodiversité est multidimensionnel (Svartzman et al., 2021). La biodiversité est définie comme « la variabilité des organismes vivants de toutes origines, y compris les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, ainsi que les complexes écologiques dont ils font partie » (IPBES). Elle désigne ainsi à la fois i) la diversité *au sein des espèces,* qui peut être d'ordre génétique, comportementale, culturelle ou morphologique ; ii) la diversité *entre les espèces*, soit la variété des espèces existantes; iii) la diversité *entre les écosystèmes* abritant les espèces. Elle ne peut être appréhendée sans prendre en compte, d'une part, son intégration dans des systèmes plus larges (biome, biosphère) assurant l'interconnexion des écosystèmes, et d'autre part, son interconnexion avec les activités humaines (Latour, 2015). La biodiversité peut notamment être appréhendée sous l'angle des *services écosystémiques* apportés aux populations. Selon le classement proposé par les Nations Unies, ces derniers peuvent se décliner en quatre types : i) les services d'approvisionnement, correspondant aux avantages matériels permettant de répondre aux besoins humains en matière d'alimentation, d'énergie, de médecine… ; ii) les services de régulation, qui renvoient aux avantages liés à la régulation des écosystèmes (tels que la pollinisation qui est essentielle aux cultures alimentaires mondiales) ; iii) les services socioculturels, correspondant aux apports non-matériels de la biodiversité ; iv) les services de soutien des environnements humains qui permettent la production de tous les autres services.

En raison du caractère multidimensionnel de la biodiversité, la mesure de cette dernière peut se faire selon plusieurs métriques. La diversité entre espèces peut notamment être appréhendée sous forme d'indicateurs de richesse (nombre d'espèces différentes dans un écosystème), d'abondance (nombre d'individus d'une même espèce au sein d'un écosystème), ou d'abondance relative entre espèces. La mesure de richesse au sein d'un territoire peut elle-même être déclinée entre une diversité *alpha* (i.e. le nombre d'espèces observées au sein de chacun des sous-territoires qui le composent), une diversité *beta* (i.e. le nombre d'espèces observé dans un sous-territoire donné et uniquement dans ce sous-territoire)[36].

De nombreux indicateurs ont ainsi été développés afin de fournir une mesure synthétique de l'évolution de la biodiversité. Le *Red List Index*, fondé sur les travaux de l'*International Union for Conservation of Nature*, mesure ainsi les tendances en matière de risque d'extinction d'espèces. Le *Biodiversity Intactness Index* estime la part de biodiversité d'un habitat terrestre demeurée intacte face aux pressions liées à l'utilisation des sols. Le *Biodiversity Habitat Index* estime l'impact des pertes d'habitat sur la perte de biodiversité. Le *Mean Species Abundance*, développé par la CDC Biodiversité, mesure quant à elle l'abondance moyenne des espèces d'un habitat par rapport à celle qui aurait été observée dans un écosystème théoriquement intact. Enfin, le *Living Planet Index* (LPI), qui sous-tend le rapport *Living Planet* de la WWF, publié tous les deux ans, et qui sert de base à la Convention sur la Diversité Biologique des Nations Unies, mesure les évolutions de différentes mesures de population d'espèces[37].

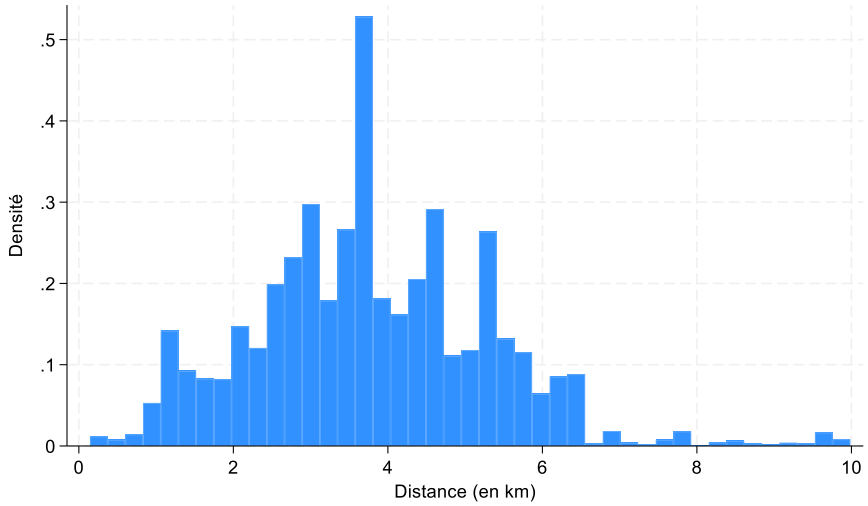
[36] Voir également Cognie et Péron (2020) pour une synthèse des mesures de biodiversité.

[37] Des contributions récentes contestent cependant l'idée que le *Living Planet Index* représente une mesure d'abondance *stricto sensu*, en raison de sa méthode d'agrégation des données sous-jacentes (Puurtinen et al., 2022). De même, alors que le *Living Planet Index* suggère que la baisse de l'indice est généralisée, près de la moitié des espèces étudiées ayant vu leur population diminuer, Leung et al. (2020) montrent que la baisse de l'indice est due à une petite fraction de populations en déclin rapide.

Annexe B – Précisions méthodologiques sur l'appariement des données

L'appariement des données de PIB local et des données de biodiversité est réalisé en comparant les coordonnées GPS (longitude et latitude) des études du *Living Planet Index* et celles de la base de Kummu et al. (2018). Chaque étude du *Living Planet Index* est appariée à la cellule la plus proche de la base de Kummu et al. (2018), selon la distance d'Haversine, pour l'année en cours. Nous ne conservons les données appariées que lorsqu'elles sont distantes de moins de 10 kms. In fine, notre échantillon est constitué de 22 726 études, sur 30 504 études disposant de coordonnées GPS, soit 75 %. En moyenne, parmi les appariements inférieurs à 10 kms, la distance entre le projet et le centroïde de cellule le plus proche est de 3,7 kms (Graphique B1). L'intervalle moyen entre deux relevés de population au sein d'une même étude est de 1,3 années (et 91 % des relevés sont annuels).

Graphique B1. Histogramme des distances entre les études de *Living Planet* et la zone de mesure de PIB appariée la plus proche (parmi les appariements inférieurs à 10 kms)



Sur les 195 361 observations retenues dans l'étude, 72 % concernent des oiseaux, 13 % des poissons (ou assimilés), 11 % des mammifères, 2 % des reptiles et 1 % des amphibiens (Tableau B1).

Tableau B1. Répartition des espèces étudiées

	Fréquence	**Pourcentage**
Actinoperi (poissons)	25 299	12,95
Amphibia (amphibiens)	2 655	1,36
Aves (oiseaux)	141 518	72,44
Coelacanthi (poissons)	2	0,00
Dipneusti (poissons)	7	0,00
Elasmobranchii (poissons)	670	0,34
Holocephali (poissons)	10	0,01
Mammalia (mammifères)	20 932	10,71
Myxini (poissons)	4	0,00
Petromyzonti (poissons)	65	0,03
Reptilia (reptiles)	4 199	2,15
Total	195 361	

La majorité des observations sont situées en Amérique du Nord (35 % des observations) et en Asie-Pacifique-Océanie (34 % des observations). L'Europe-Asie Centrale représente 21 % des observations. L'Afrique et l'Amérique latine – Caraïbes représentent chacune 4 % des observations (Tableau B2).

Tableau B2. Répartition des observations entre continents

	Nombre d'observations		Études uniques		Nombre moyen d'année d'obs. par étude
Continent	**N**	**%**	**N**	**%**	
Afrique	8 340	4,27 %	1 677	7,38 %	4,97
Asie – Pacifique - Océanie	66 546	34,06 %	8 222	36,18 %	8,09
Europe – Asie Centrale	40 158	20,56 %	4 445	19,56 %	9,03
Amérique Latine - Caraïbes	8 892	4,55 %	2 481	10,92 %	3,58
Amérique du Nord	68 727	35,18 %	5 637	24,80 %	12,19
Autres	2 698	1,38 %	264	1,16 %	11,24
Total	195 361		22 726		8,60

Tableau B3. Répartition des observations entre pays

	Nombre d'observations	
Continent	**N**	**%**
Australie	59 885	30,65 %
Canada	59 347	30,38 %
Espagne	8 913	4,56 %
États-Unis	8 749	4,48 %
Norvège	4 884	2,50 %
France	4 389	2,25 %
Brésil	3 417	1,75 %
Afrique du Sud	2 655	1,36 %
Allemagne	2 377	1,22 %
Autres	40 745	20,9 %
Total	195 361	

Annexe C - Historique des mesures internationales de protection de la biodiversité

Au niveau international, l'importance de la protection de la biodiversité pour l'ensemble de l'humanité a été reconnue par la Convention sur la diversité biologique (CDB) signée lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro le 5 juin 1992. La convention avait trois objectifs principaux : i) la conservation de la diversité biologique ; ii) l'utilisation durable des éléments constitutifs de la diversité biologique ; iii) le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques. Cette convention est entrée en vigueur en décembre 1993 et compte aujourd'hui 193 signataires. La Conférence des Parties (CdP, COP en anglais), qui est l'organe directeur de la CDB se réunit tous les deux ans afin de mesurer les progrès accomplis et de décider des programmes de travail. La Convention a été complétée par deux protocoles : i) le Protocole de Carthagène sur la prévention des risques biotechnologiques, qui vise à encadrer les mouvements transfrontières d'organismes vivants modifiés issus de la biotechnologie moderne ; ii) le Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation.

En 2010, la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique a adopté le Plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique. **L'objectif était de mettre en place un cadre d'action afin de préserver la biodiversité, via la définition de 20 objectifs relatifs à la diversité biologique : les objectifs d'Aichi pour la biodiversité.** Ces objectifs se déclinent en 5 buts stratégiques : i) gérer les causes sous-jacentes de l'appauvrissement de la diversité biologique en intégrant la diversité ; ii) réduire les pressions directes exercées sur la diversité biologique et encourager l'utilisation durable ; iii) améliorer l'état de la diversité biologique en sauvegardant les écosystèmes, les espèces et la diversité génétique ; iv) renforcer les avantages retirés pour tous de la diversité biologique et des services fournis par les écosystèmes ; v) renforcer la mise en œuvre au moyen d'une planification participative, de la gestion des connaissances et du renforcement des capacités. Les États se sont engagés à décliner les objectifs d'Aichi au niveau national via la mise en œuvre de stratégies et plans d'action nationaux pour la biodiversité (SPANB). Le bilan des objectifs d'Aichi établi par les Nations Unies en 2020 montre cependant qu'au niveau mondial, aucun objectif n'a été pleinement atteint (six ont été partiellement atteints), tandis qu'au niveau national, les résultats demeurent limités, avec en moyenne seulement un tiers de l'ensemble des objectifs en voie d'être réalisés.

La COP 15 de Montréal de décembre 2022 a permis d'adopter un nouveau cadre décennal structurant pour la protection de la biodiversité d'ici à 2030 : le cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal. Le cadre mondial de la biodiversité de Kunming-Montréal comporte quatre objectifs à horizon 2050 : i) préserver et restaurer les écosystèmes ; ii) gérer durablement la biodiversité ; iii) partager de manière juste et équitable les avantages monétaires et non monétaires découlant de la biodiversité ; iv) mobiliser les ressources adéquates afin que toutes les parties puissent pleinement mettre en œuvre l'accord**.** L'accord prévoit notamment la protection de 30 % des terres et de 30 % des mers à horizon 2030.

Au-delà de la COP 15 de décembre 2022, l'année 2023 a été marquée par plusieurs avancées visant à renforcer la protection de la biodiversité, et notamment l'organisation du *One Forest Summit* à Libreville au Gabon en mars 2023, l'adoption du Traité international de protection de la haute mer en juin 2023, l'organisation du Sommet pour un Nouveau Pacte Financier Mondial à Paris en juin 2023, ou encore l'organisation de la quatrième édition du Sommet Finance en commun (FiCS) à Carthagène, en Colombie, en septembre 2023.

La protection de la biodiversité marine a également fait l'objet d'avancées notables en 2023, à travers l'adoption par les 193 États membres de l'ONU en juin 2023 du Traité international de protection de la haute mer (Traité BBNJ en anglais, *Marine Biodiversity of Areas Beyond National Jurisdiction*), après près de deux décennies de discussions. Ce traité vise à assurer la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique marine dans les eaux internationales. Alors que la haute mer représente plus de 60 % des océans et la moitié de la surface terrestre, elle ne disposait d'aucune protection avant l'adoption de ce nouveau cadre juridique mondial. Celui-ci constitue une étape essentielle afin d'atteindre l'objectif de protection de 30 % des océans à horizon 2030, tel que défini dans l'accord de Kunming-Montréal, alors que seulement 1 % environ de la haute mer fait aujourd'hui l'objet de mesures de conservation. Le traité inclut également des dispositions quant au partage juste et équitable des avantages découlant des activités relatives à la biodiversité marine en haute

mer et au renforcement des capacités des États en développement afin de mener de telles activités. Ouvert à la signature pendant 2 ans, le traité a déjà été signé par plus de 80 pays, et pourrait ainsi entrer en vigueur en juin 2025, lors de la prochaine conférence des Nations unies sur l'océan qui se tiendra à Nice.

Le Sommet pour un Nouveau Pacte Financier Mondial organisé à Paris en juin 2023 a été l'occasion de rappeler l'engagement de la communauté internationale afin de construire un système financier permettant de lutter contre les inégalités et le changement climatique et de protéger la biodiversité. À l'occasion de ce Sommet, la France et le Royaume-Uni ont lancé une feuille de route mondiale visant à développer des marchés de crédits biodiversité à haute intégrité (voir infra).

Le Sommet Finance en commun, qui rassemble les banques publiques de développement, a adopté lors de sa quatrième édition, organisée à Carthagène en Colombie en septembre 2023, une feuille de route pour la finance bleue afin de renforcer la protection et l'utilisation durable des océans. Il s'agit à la fois de protéger la biodiversité marine tout en soutenant une économie bleue durable, via notamment la réduction de la pollution des océans avec le développement d'infrastructures pour les eaux usées, l'investissement dans des aires marines protégées, des écoports, des systèmes de transport maritime plus écologiques, l'énergie océanique renouvelable, ou encore des secteurs émergents tels que l'aquaculture durable, y compris les algues et la mariculture, les biotechnologies bleues, la restauration et la séquestration du carbone bleu. La conférence des Nations unies sur les océans, qui se tiendra en 2025, sera l'occasion de mesurer les progrès réalisés dans le cadre de cette feuille de route.

Annexe D – Les mécanismes financiers de protection de la biodiversité

1. Typologie

➢ Le paiement des services écosystémiques (PSE)

Le paiement des services écosystémiques, qui désignent les bénéfices directs et indirects que les hommes retirent de la nature, correspond à « des transferts de ressources entre des acteurs sociaux, **dans le but de créer des incitations pour aligner les décisions individuelles et/ou collectives quant à l'usage des sols avec l'intérêt social concernant la gestion des ressources naturelles » (Muradian et al., 2010 ; Karsenty, 2019).** Le paiement de services écosystémiques consiste généralement à rémunérer certains acteurs pour un usage des terres dont on estime qu'il est protecteur de la biodiversité. Il est possible de distinguer entre les PSE « de restriction de droits d'usage » (*land use restricting*) et les PSE « d'investissement » (*assets building*) (Wunder, 2005), les premiers se rapportant à une rémunération liée à l'abandon de pratiques dommageables pour la biodiversité, tandis que les seconds désignent la rémunération de nouvelles pratiques ou activités préservant la biodiversité. Karsenty (2019) propose également de distinguer entre les PSE tournés vers les biens collectifs locaux (« PSE à circuit court ») et les PSE tournés vers les biens collectifs mondiaux (« PSE à circuit long »). Cette distinction joue un rôle essentiel afin de déterminer l'identité de l'entité rémunératrice. En effet, alors que dans les « PSE à circuit court », les acteurs privés ont historiquement joué un rôle important, en tant que « bénéficiaires-payeurs », notamment par exemple les acteurs dans le domaine de l'eau qui avaient intérêt au maintien de la disponibilité et de la qualité de l'eau, la réalité est toute autre dans le cas de « PSE à circuit long » visant la préservation de la biodiversité en tant que « bien public mondial », les bénéficiaires ne pouvant en effet être identifiés individuellement. La rémunération de ce type de PSE nécessite ainsi des financements publics. Le programme REDD+ (*Reducing emissions from deforestation and forest degradation in developing* countries) de la Convention cadre des Nations Unies sur le changement climatique est un exemple de paiement pour services écosystémiques, celui-ci visant la réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts par la mise en place de financements favorisant la conservation et la gestion durable des forêts. Les partenariats de conservation positive, mis en place lors du Sommet de Libreville de mars 2023, s'inscrivent dans une démarche similaire, en ciblant la protection des forêts.

➢ Les marchés de crédits biodiversité à haute intégrité ou certificats biodiversité

À l'instar des crédits carbone volontaires, qui peuvent être obtenus par une entité publique ou privée en contrepartie du financement d'un projet de réduction ou de séquestration d'émissions de gaz à effet de serre, les crédits biodiversité désignent des crédits ou certificats de fonctionnement similaire, mais comprenant des mesures spécifiques liées à l'amélioration, à la conservation et/ou à la restauration de la biodiversité. Il s'agit d'instruments visant à financer des actions additionnelles en faveur de la biodiversité. La « haute intégrité » de ces crédits fait référence à leur intégrité environnementale. Le renforcement des politiques de RSE dans les pays développés devrait ainsi augmenter la demande pour de tels crédits ou certificats. Selon Karsenty (2022), de tels mécanismes ne devraient cependant pas porter le nom de crédits, ce qui conduit à une confusion sémantique, laissant penser qu'ils ont pour vocation de compenser une activité ayant des conséquences négatives sur la biodiversité (voir infra), mais pourraient plutôt être appelés « certificats d'impacts positifs sur la biodiversité », reflétant mieux leur vocation de protection additionnelle de la biodiversité. Il s'agit donc pour les entités acquérant de tels certificats de témoigner, qu'en complément de leur engagement en faveur de la biodiversité et de la réduction de leur impact, elles soutiennent des investissements favorables à la biodiversité dans les pays en développement (Treyer, 2023).

➢ Les systèmes de compensation biodiversité

À la différence des crédits ou certificats biodiversité, des systèmes, volontaires ou réglementaires, de compensation biodiversité peuvent également exister (Karsenty, 2022). Il s'agit alors non plus de financer des actions additionnelles en faveur de la biodiversité, mais de compenser des projets ayant un impact négatif pour la biodiversité, par la restauration ou la protection d'autres sites par exemple.

- **La mise en place de garanties souveraines dans le cadre des Fonds fiduciaires de conservation (FCC)**

Les Fonds fiduciaires de conservation (FCC) de la biodiversité désignent « *des institutions privées juridiquement indépendantes qui fournissent un financement durable pour la conservation de la biodiversité* » (Conservation Finance Alliance). Il s'agit d'institutions financières privées, dont les ressources proviennent à la fois des bailleurs internationaux, des États, mais aussi des acteurs du secteur privé, qui ont vocation, grâce à leurs investissements, à générer des revenus financiers visant à être réinvestis au profit de la protection de la biodiversité. Il existe une centaine de FCC, créés depuis les années 1990, avec une accélération notable depuis les années 2010. Les FCC ont permis le financement de 2 milliards de dollars de projet et programmes de conservation dans le monde entre 2009 et 2018 (Hartmann, 2020 ; Bath et al., 2020). Afin d'augmenter les financements disponibles dans le cadre de ces fonds et de renforcer la participation du secteur privé, des propositions voient le jour afin de mettre en place des garanties souveraines visant à dé-risquer les projets d'investissement intégrant une dimension de protection de la biodiversité (Karsenty, 2023 ; Treyer, 2023). Selon les auteurs, ces garanties doivent permettre aux investisseurs de les assurer contre la non-perte en capital à la fin de la période d'investissement et assurer une garantie complémentaire sur un plancher de rémunération.

- **Les échanges de dette contre nature**

Les pays en développement disposent de ressources majeures de biodiversité dont la protection a des implications au niveau mondial, qu'il s'agisse par exemple de la forêt amazonienne ou de la forêt du bassin du Congo (voir partie I) **; or, ces pays disposent généralement de ressources limitées afin de financer des mesures de protection de la biodiversité et sont par ailleurs contraints par des niveaux élevés d'endettement.** Ainsi, 60 % des pays à faible revenu sont en risque élevé ou en situation de surendettement en 2022, contre 30 % en 2015 (Chabert et al., 2022). De nombreuses réflexions sont ainsi en cours afin de relever le double défi que constitue le financement des enjeux de biodiversité dans les pays en développement, tout en maintenant la soutenabilité de leur dette. Les échanges de dette contre nature s'inscrivent dans cette perspective (Paul et al., 2023). De tels instruments, bien qu'encore limités, visent à échanger une partie de la dette extérieure des pays bénéficiaires contre le financement de projets d'adaptation au changement climatique ou de protection de la biodiversité.

- **Le verdissement du système financier et l'intégration de la biodiversité dans les émissions d'obligations**

Selon l'OCDE (2020), les financements privés en faveur de la biodiversité sont estimées entre 6,6 et 13,6 milliards de dollars par an sur la période 2015-2017. Si la mobilisation des financements privés est indispensable au vu de l'ampleur des besoins de financement nécessaires à la protection de la biodiversité, la préservation de la biodiversité est également dans l'intérêt des acteurs du secteur privé, qui sont très dépendants de la biodiversité et des services écosystémiques afin de produire biens et services. Le Réseau pour le verdissement du système financier (NGFS) a ainsi mis en exergue en 2022 (NGFS-INSPIRE, 2022) les risques que fait peser la perte de biodiversité sur la stabilité financière mondiale, justifiant ainsi une coordination accrue des organismes de régulation et de supervision.

Le développement des instruments financiers de type obligations vertes peut également participer à augmenter les financements en faveur de la biodiversité. Selon Michetti et al. (2023), les émissions d'obligations vertes auraient atteint 487,1 milliards de dollars en 2022, contre 270 milliards en 2020, et selon un rapport de *Fitch* (2023), 16 % des obligations vertes, sociales et durables émises en 2023 comportaient des mesures de conservation de la biodiversité terrestre ou aquatique, contre 5 % en 2020.

2. Difficulté de mise en œuvre de ces mécanismes

Tout d'abord, il existe une réelle difficulté méthodologique liée à la difficulté de mesurer l'état de la biodiversité, d'une part, et la valeur économique des services rendus par la biodiversité, d'autre part. En effet, au vu de son caractère multidimensionnel, l'état de la biodiversité ne peut être mesuré par un indicateur unique, à la différence du changement climatique pour lequel la communauté internationale se fonde sur un

indicateur de référence lié à la mesure de l'émission et de la concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère. L'IPBES propose ainsi vingt indicateurs, ce qui permet d'appréhender en partie le caractère multidimensionnel de la biodiversité, même si celui-ci ne peut de fait être totalement surmonté (Cognie et Péron, 2020). La mesure de la valeur économique des services rendus par la biodiversité est également complexe et une vaste littérature s'est développée afin de proposer des méthodologies de mesure (Costanza et al., 1997, 2014). Cependant, la mesure de cette valeur économique reste difficile à systématiser, celle-ci restant intrinsèquement locale et spécifique, en raison du caractère multidimensionnel de la biodiversité qui rend difficile la comparaison de la valeur des services écosystémiques rendus entre différentes régions, et partielle, les interdépendances entre les services écosystémiques ne pouvant être appréhendés (Bouchet et al., 2021). D'autres difficultés, liées notamment à la gouvernance, l'harmonisation et la régulation de ces mécanismes financiers, expliquent également leur relatif faible développement.

Pour le paiement de services écosystémiques (PSE), la difficulté tient notamment à la complexité de mesurer la valeur du service rendu. De plus, le développement de ce type d'instruments peut achopper sur le risque d'effets d'aubaine importants. Selon Treyer et al. (2023), il convient de distinguer les services écosystémiques des services environnementaux, permettant de passer d'une logique de rémunération à une logique d'investissement. En effet, alors que les services écosystémiques désignent les fonctions d'un écosystème permettant d'en retirer un avantage, les services environnementaux désignent les actions ou modes de gestion d'acteurs qui améliorent l'état de l'environnement en permettant l'augmentation d'un service écosystémique. Les auteurs plaident ainsi pour le paiement des services environnementaux dans une logique de co-investissement avec les communautés locales afin de les inciter à adopter des pratiques respectueuses de la biodiversité et à mettre ainsi en place de trajectoires soutenables de développement.

La mise en place de marchés de crédits biodiversité à haute intégrité ou certificats biodiversité se heurte également à de nombreuses difficultés, liées notamment au risque de non-additionnalité et de *greenwashing,* et à l'absence de cadre harmonisé et de régulation. En outre, il s'agit d'instruments volontaires, acquis par exemple par un acteur privé dans une logique de renforcement de sa politique RSE. Il s'agit donc d'un marché encore très peu développé mais qui suscite de nombreuses réflexions au sein de la communauté internationale, comme en témoigne le lancement par la France et le Royaume-Uni en marge du Sommet pour un nouveau pacte financier de juin 2023 d'une feuille de route sur les marchés de crédits biodiversité à haute intégrité (voir supra).

Concernant les échanges de dette contre nature, le développement limité de tels instruments tient notamment à leur complexité de mise en œuvre, impliquant de longues négociations et des coûts de *monitoring* élevés afin de vérifier la bonne mise en œuvre des projets décidés dans le cadre de l'échange de dette. De plus, leur efficacité reste à prouver, aussi bien en matière de restructuration de dette que de protection de la biodiversité, ce type d'instrument aboutissant généralement à la seule mise en œuvre d'aires protégées, sans cibler les causes de la perte de biodiversité. Par ailleurs, la question de la coopération des créanciers n'est pas forcément acquise, alors que l'initiative présuppose que ceux-ci acceptent un rachat à prix réduit de la dette des pays bénéficiaires.

“ Sur quoi la fondera-t-il l’économie du monde qu’il veut gouverner ? Sera-ce sur le caprice de chaque particulier ? Quelle confusion ! Sera-ce sur la justice ? Il l’ignore. ”

Pascal

FERDI

Créée en 2003, la **Fondation pour les études et recherches sur le développement international** vise à favoriser la compréhension du développement économique international et des politiques qui l’influencent.

Contact
www.ferdi.fr
contact@ferdi.fr
+33 (0)4 43 97 64 60