

5

Instruments d'action pour une utilisation durable des terres

Ce sont les instruments d'action qui, en définitive, guident le comportement des acteurs des systèmes d'utilisation des terres, à telle enseigne qu'il est essentiel, pour gérer la situation dans la sphère de l'utilisation des terres, de la biodiversité, du climat et de l'alimentation, de comprendre les interactions entre ces instruments et les effets de celles-ci sur l'utilisation des terres. Ce chapitre explique qu'il est nécessaire que les droits fonciers soient clairement établis et sûrs pour que l'élaboration des politiques puisse être efficace. Il analyse ensuite certains instruments importants employés actuellement dans les pays étudiés (Brésil, France, Indonésie, Irlande, Mexique et Nouvelle-Zélande), qu'ils soient de nature économique, réglementaire, informationnelle ou volontaire, et explique dans quels cas ils sont efficaces et pourquoi. Il porte aussi sur la lutte contre les pertes et le gaspillage alimentaires, qui peut jouer un rôle important dans la réduction des émissions de l'agriculture et des pressions exercées sur les systèmes d'utilisation des terres.

La nécessité de cadres et d'instruments d'action cohérents

Pour se conformer aux engagements pris au niveau national et international dans la sphère de l'utilisation des terres, il faudra mettre en œuvre des politiques ambitieuses et cohérentes, efficaces par rapport aux coûts et équitables. Ce chapitre décrit certains des principaux instruments réglementaires (contraignants), économiques et informationnels en place dans les six pays étudiés (Brésil, France, Indonésie, Irlande, Mexique et Nouvelle-Zélande) et présente une première analyse des domaines où l'on constate une cohérence ou des décalages. Le Tableau 5.1 offre des exemples d'instruments d'action applicables dans la sphère de l'utilisation des terres.

Le degré d'incertitude des coûts et des dommages évités ou des avantages environnementaux induits constitue un déterminant fondamental de l'efficacité relative d'un instrument d'action (Newell et Pizer, 2003^[1]). Dans le cas des activités concernant les terres, des incertitudes (souvent importantes) entourent les variables pertinentes et compliquent le choix entre les divers instruments d'action destinés à remédier aux impacts sur la sphère de l'utilisation des terres. Ainsi, les méthodes d'estimation des émissions de GES imputables à l'utilisation des terres et aux activités agricoles sont généralement moins précises que pour d'autres secteurs, et elles aboutissent le plus souvent à de plus grandes marges d'incertitude. Dans le cas de l'Irlande, par exemple, plus de 88 % de l'incertitude relative aux émissions totales de GES notifiées dans le cadre de la CCNUCC étaient liés à l'agriculture en 2015 (Environmental Protection Agency, 2018^[2]). De même, une connaissance imparfaite de la biodiversité et un recours souvent insuffisant aux approches d'évaluation des services écosystémiques (voir ci-dessous) peuvent entraver le choix d'instruments d'action efficaces. Aussi l'amélioration de notre compréhension des externalités de l'utilisation des terres devrait-elle constituer un élément important des efforts visant à assurer la cohérence des politiques au sein de la sphère de l'utilisation des terres.

Des approches cohérentes de l'action publique dans la sphère de l'utilisation des terres se révèlent nécessaires pour éviter la « fuite » des impacts négatifs (tels que les émissions de GES (Blanco et al., 2014^[3]) ou les atteintes à la biodiversité (Maestre Andrés et al., 2012^[4] ; Lambin et Meyfroidt, 2011^[5])). Cette fuite peut se produire en cas de déplacement de la production (à l'intérieur même des pays ou entre ceux-ci) par réaction à la mise en œuvre d'un instrument d'action donné, par exemple si la protection d'une zone donnée contre la déforestation entraîne la déforestation de zones avoisinantes. Compte tenu des échanges internationaux de biens agricoles et forestiers, une fuite a lieu, à l'échelle internationale, si un pays A protège ses forêts, mais autorise les importations des bien en question en provenance d'un pays B où les forêts sont sacrifiées. Les approches cohérentes de l'action publique réduisent au minimum et préviennent les discordances qui aboutissent à des fuites.

Les tendances environnementales observées dans les pays étudiés font généralement apparaître une augmentation des émissions absolues de GES et de la dégradation des écosystèmes (voir le chapitre 2), bien qu'avec des variations notables à l'intérieur même des pays. Bon nombre des politiques en vigueur ont un impact positif sur les systèmes d'utilisation des terres, mais les tendances mises en lumière au chapitre 2 donnent à penser qu'il est possible d'étendre la portée des instruments d'action et de renforcer leur mise en œuvre. Une vision nationale claire de l'utilisation des terres, assortie d'objectifs quantitatifs sectoriels pertinents, pourrait aider à garantir que les instruments d'action déployés suffisent pour faire face aux éventuels incidences préjudiciables de l'utilisation des terres sur la biodiversité, le climat et l'alimentation.

Un régime foncier clairement défini est un important préalable transversal pour une politique efficace

Un régime foncier clair et sûr constitue un important préalable de la mise en œuvre de politiques efficaces dans la sphère de l'utilisation des terres. Selon Robinson et al. (2013^[6]), ce régime est l'ensemble des droits de propriété liés à la terre et des institutions qui assurent la validité de ces droits, et sa sécurité est

l'assurance que les droits de propriété sur les terres sont reconnus par la société. Les régimes fonciers revêtent diverses formes dans les pays étudiés, depuis les plus répandues, telles que la propriété publique ou privée, jusqu'à des formes d'occupation collective comme les *Ejidors* et les *Comunidades* au Mexique, les *Quilombos* au Brésil et les *Hutan Desa* (forêts villageoises) en Indonésie. Extrêmement variables, certains d'entre eux confèrent des droits de propriété sur des superficies définies et d'autres uniquement des droits de gestion, mais en général les formes de propriété collective sont plus répandues dans les pays tropicaux, surtout dans les zones forestières (Robinson, Holland et Naughton-Treves, 2013^[6]).

Si le régime n'est pas clair sur un territoire donné, il est difficile de savoir qui est responsable des terres, ce qui n'aide pas à promouvoir les activités écologiquement durables. En outre, dans ce cas, il est difficile de déterminer si une activité donnée est ou non légale. Lorsque le régime n'est pas sûr, les activités maximisant la valeur à court terme risquent de s'en trouver favorisées, tout comme celles visant à accroître la sécurité du régime, ce qui se traduit souvent par le défrichage dans les zones forestières tropicales. Ces problèmes sont mis en lumière par la situation de l'Indonésie, où des revendications concurrentes sur les terres (Gaveau et al., 2017^[7]) et une grande fragmentation des institutions compétentes en matière d'utilisation des terres (voir chapitre 4 et (Sahide et Giessen, 2015^[8])) aboutissent à une généralisation des activités forestières, minières et agricoles illégales. Les exportations indonésiennes de bois d'origine illégale ont parfois atteint 80 % du total (Observatoire de l'OCDE sur l'innovation dans le secteur public (OPSI), 2013^[9]), et l'on attribue à l'exploitation illégale du bois la déforestation de 2.3 millions d'hectares entre 1991 et 2014 et un manque à gagner fiscal de 6.5 à 9 milliards USD sur la période 2003-2014 (Chitra et Cetera, 2018^[10] ; Corruption Eradication Commission (KPK), 2015^[11]). L'exploitation forestière illégale pourrait certes avoir diminué ces dernières années, mais elle reste un facteur non négligeable de changement d'affectation des terres en Indonésie. Tel n'est pas seulement le cas en raison des exportations de produits du bois d'origine illégale, mais aussi parce que l'exploitation forestière illégale est souvent le prélude de la création de palmeraies à huile ou de forêts de production (à vocation largement exportatrice) (OCDE, 2019a^[12]).

Comme en Indonésie, l'exploitation forestière illégale constitue un problème au Mexique et au Brésil. Au Brésil, le manque de clarté du régime foncier a exacerbé le problème de l'exploitation forestière illégale en Amazonie, car la conversion des terres est le moyen le plus facile d'obtenir des droits sur elles (OCDE, 2016^[13]). Les efforts déployés récemment pour clarifier la situation ont certes entraîné une réduction de la déforestation, mais le manque de contrôles (Azevedo et al., 2017^[14]) et l'affaiblissement de la gouvernance environnementale (Rochedo et al., 2018^[15]) font que le problème persiste. Au Mexique, la déforestation illégale et la dégradation des forêts pour répondre à la demande croissante de produits agricoles, tels que les avocats (Hansen, 2018^[16]), demeurent un problème d'actualité qui menace la fourniture de services écosystémiques (tels que la séquestration du carbone) ainsi qu'un habitat crucial pour le papillon monarque (Leverkus et al., 2017^[17]). D'après les estimations, jusqu'à 70 % de la demande intérieure de bois serait satisfaite par l'exploitation illégale des forêts (Chapela y Mendoza, 2018^[18]), et une bonne partie des importations mexicaines de bois sont issues d'activités illégales dans des pays tiers tels que le Pérou (Urrunaga, Johnson et Orbegozo Sánchez, 2018^[19]).

L'utilisation illégale des terres revêt une importance cruciale pour la sphère de l'utilisation des terres, car elle peut provoquer une dégradation généralisée de l'environnement ainsi que d'importantes émissions de GES, compromettant la capacité d'un pays à atteindre ses objectifs nationaux et internationaux. En outre, les activités illégales échappent par définition aux instruments d'action destinés à promouvoir une gestion des terres écologiquement durable. Leur réduction, grâce par exemple à la mise en place de droits fonciers garantis, constitue par conséquent une condition préalable de la mise en œuvre d'une politique écologiquement efficace dans la sphère de l'utilisation des terres.

Tableau 5.1. Instruments d'action visant à faire face au changement climatique et à la dégradation des écosystèmes dans les secteurs de l'agriculture et de la foresterie

Approches réglementaires (contraignantes)	Instruments économiques	Information et autres instruments volontaires	Autres
Outils et exigences en matière d'utilisation des terres / d'aménagement de l'espace (études d'impact sur l'environnement [EIE] et évaluations environnementales stratégiques [EES], par exemple)	Instruments fondés sur les prix : Taxes (par exemple sur le carbone, sur l'extraction d'eaux souterraines, ou sur l'utilisation de pesticides et d'engrais) Redevances/droits Subventions pour promouvoir la biodiversité (par exemple, en ciblant les investissements publics sur les technologies vertes)	Écolabellisation et certification (programmes de labellisation de l'agriculture biologique ou ; certification des forêts / du bois durables, par exemple)	Mesures commerciales, telles que l'abaissement des droits de douane sur les produits respectueux du climat et/ou de la biodiversité, ou la réduction des aides à l'exportation
Règles et normes de gestion de l'eau, de la qualité des sols, et des terres	Réforme des subventions préjudiciables pour l'environnement (par exemple, découplage du soutien à l'agriculture des volumes de production et du prix des produits)	Marchés publics écologiques (garantissant par exemple que les approvisionnements publics sont issus de sources durables)	Effort de R-D, par exemple pour découpler les émissions de GES et la production alimentaire, l'énergie issue de la biomasse et la capture et le stockage du carbone
Normes et mesures de contrôle de l'utilisation excessive de produits agrochimiques et d'engrais dans le processus de production	Paiements pour services écosystémiques (y compris REDD+) et mesures agroenvironnementales (retrait des terres agricoles dégradées ou subventionnement des pratiques de production propices à la préservation, par exemple)	Approches volontaires (accords négociés entre les entreprises et le gouvernement pour la protection de la nature ou programmes volontaires de compensation, par exemple)	Planification nationale inclusive, tenant compte des préoccupations en matière de climat et de biodiversité, et associant le gouvernement national et les collectivités locales, ainsi que les acteurs non partisans
Mesures de restriction ou d'interdiction de l'utilisation, telles que les moratoires sur la déforestation (comme celles mises en œuvre avec succès par le Brésil pour ralentir la déforestation) ; zones protégées ; CITES.	Compensations/banques de compensation des atteintes à la biodiversité (paiement compensatoire ou compensation sur la base de projets, par exemple)	Programmes de transfert financier (tels que le transfert de ressources interadministrations au sein d'un même pays)	Aide au développement (prise en compte cohérente des éléments de la sphère de l'utilisation des terres dans la gestion des ressources naturelles, projets de foresterie et de biodiversité, par exemple)
Concessions pour la gestion durable des forêts	Permis négociables (émissions de carbone, droits sur l'eau, par exemple)		Renforcement des capacités (notamment en matière d'éducation et de formation)
	Droits de propriété et sécurité foncière Instruments fondés sur la responsabilité Amendes de non-conformité		

Source : les auteurs, d'après l'OCDE (OCDE, 2014^[20]) *Scaling Up Finance Mechanisms for Biodiversity*, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264193833-en> et l'OCDE (2011^[21]) *Food and Agriculture*, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264107250-en>.

Les approches de l'évaluation des services écosystémiques peuvent éclairer les décisions d'utilisation des terres

Les services écosystémiques procurent à la société d'importants avantages qui sont bien souvent non tarifés ou sous-évalués par les marchés (OCDE, 2019b^[22]). La diminution de ces services (tels que l'épuration de l'eau) du fait de la dégradation de l'environnement risque par conséquent d'avoir des coûts importants s'ils doivent être remplacés – et elle pourrait avoir des conséquences sur le bien-être et des effets redistributifs. En Indonésie, par exemple, le recul des forêts est associé à une augmentation des affections pédiatriques en milieu rural et à une hausse des températures ambiantes locales (Herrera et al., 2017^[23] ; Wolff et al., 2018^[24]).

Des instruments économiques destinés à lutter contre la raréfaction des services écosystémiques sont utilisés dans plusieurs des pays étudiés (voir plus loin). L'intégration de l'évaluation économique de ces

services dans les mécanismes d'aménagement du territoire pourrait utilement contribuer à concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. La quantification des variations enregistrées par les services écosystémiques en fonction des différentes options mises en œuvre, et de la valeur attachée à ces variations par la société, constitue une étape fondamentale pour mieux gérer les différentes composantes de la sphère de l'utilisation des terres. Cependant, bien que plusieurs programmes en cours visent à mieux comprendre la cartographie et l'évaluation des services écosystémiques, aucun des pays étudiés n'a systématiquement intégré cette approche dans les systèmes d'aménagement du territoire.

Le Groupe de travail de l'UE sur la cartographie et l'évaluation des écosystèmes et de leurs services (MAES) vise à créer un modèle conceptuel établissant un lien entre les pressions sur l'état des écosystèmes et à définir un large éventail d'indicateurs pour suivre l'évolution des écosystèmes et des services qu'ils procurent au sein de l'UE. Dans le cadre de cette initiative, l'EFESE (*L'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques*) vise en France à évaluer l'ampleur, la qualité et la valeur des écosystèmes. L'EFESE a déjà procédé à six évaluations portant sur différents écosystèmes¹. Bien que l'utilisation des conclusions de l'EFESE pour aider à la conception des politiques ait remporté un certain succès, une récente évaluation par l'UE suggère que les résultats obtenus ne sont pas encore suffisants pour tenir efficacement compte de la valeur des SE dans la prise de décision (Ling et al., 2018^[25]).

À l'extérieur de l'UE, l'approche fondée sur le capital naturel a été utilisée par l'Indonésie et le Mexique afin de tenir compte de la valeur des services écosystémiques dans la prise de décision. L'Indonésie suit l'évolution des ressources forestières depuis plus de 30 ans à l'aide d'un outil novateur : le Système intégré de comptabilité économique et environnementale (SISNERLING). Dans ce pays, tous les ministères sont légalement tenus de mettre en valeur et d'inventorier les ressources naturelles². La mise au point du SISNERLING est en cours avec le soutien du partenariat WAVES (Wealth Accounting and the Value of Ecosystem Services – comptabilité de patrimoine et valeur des services écosystémiques), qui inclut une comptabilité améliorée, l'élaboration d'une comptabilité foncière pour le changement d'utilisation et d'occupation des sols et un compte pilote des ressources en eau pour le bassin du fleuve Citarum (WAVES, 2017^[26]).

Malgré de considérables progrès dans le cadre des initiatives décrites ci-dessus, les données disponibles ne sont pas suffisantes pour servir de fondement à l'élaboration des politiques, et il subsiste des déficits de capacités dans les pays étudiés. Il n'est donc pas attesté, loin de là, que cette approche puisse permettre de concilier les différents objectifs dans la sphère de l'utilisation des terres. L'accélération de la mise au point et du renforcement des approches existantes fondées sur la comptabilité du capital naturel et sur l'évaluation des services écosystémiques offre une occasion notable d'accroître la capacité des mécanismes d'aménagement du territoire à gérer les hiatus entre les différentes composantes de la sphère de l'utilisation des terres.

Instrument réglementaire (contraignant)

Aménagement du territoire

L'aménagement du territoire est un instrument réglementaire important pour les différentes composantes de la sphère de l'utilisation des terres. Il est défini comme suit par Metternicht (2017^[27]) :

« l'évaluation systématique du potentiel des ressources foncières et hydriques, des différentes possibilités d'utilisation des terres et des conditions économiques et sociales, en vue de sélectionner et d'adopter les possibilités les meilleures. Son objet est de choisir et de mettre en œuvre les utilisations des terres qui répondront au mieux aux besoins de la population tout en préservant les ressources pour l'avenir. »

L'aménagement du territoire recouvre donc les questions liées à l'aménagement de l'espace, au zonage à des fins spécifiques, et aux droits de gestion des terres dans les zones urbaines et rurales. Les approches de l'aménagement du territoire adoptées par les pays étudiés sont variables et reflètent les différences nationales du point de vue du développement et du régime foncier.

Ces approches présentent toutefois quelques points communs à l'ensemble des pays étudiés, dont une décentralisation des compétences et un large recours aux approches fondées sur l'aménagement de l'espace. Dans la plupart des pays étudiés, la décentralisation des compétences dans le domaine de l'aménagement du territoire suppose que les gouvernements nationaux établissent un cadre légal général et élaborent des lignes directrices et des normes pour orienter les choix en matière d'utilisation des terres vers les options les plus appropriées. Dans la plupart des cas, les compétences en matière d'aménagement du territoire sont en outre réparties entre les différents niveaux d'administration – État, régions, provinces et communes – et elles s'exercent au travers de l'élaboration de plans d'aménagement de l'espace, de la désignation de zones protégées, de la délivrance de permis et de la mise en œuvre des politiques adoptées au niveau national.

Cette décentralisation de l'aménagement du territoire au profit des administrations infranationales n'est pas surprenante étant donné que cet instrument a une incidence sur les recettes fiscales perçues au niveau local. Elle permet également aux autorités infranationales d'adapter l'aménagement aux circonstances socioéconomiques et environnementales locales, et de mettre en œuvre les solutions les plus appropriées pour gérer les objectifs de la sphère de l'utilisation des terres, conformément au cadre général et aux lignes directrices définies au niveau national. Les budgets publics locaux sont tributaires de certains types d'utilisation des terres sources de recettes, même si la fourniture de services écosystémiques n'en produit généralement pas. Certains des pays étudiés, tels que le Brésil et la France, mettent en œuvre des mécanismes en vertu desquels les autorités locales bénéficient d'une compensation financière en contrepartie de l'affectation de terres à la fourniture de services écosystémiques. Ces mécanismes se traduisent par des transferts budgétaires interadministrations (voir plus loin) et ils peuvent permettre aux autorités locales de favoriser des utilisations des terres qui leur portent moins atteinte que leur aménagement.

Cependant, pour ce qui est de la mise en œuvre de la décentralisation de l'aménagement du territoire, il existe un écart considérable entre la théorie et la pratique. En Indonésie et au Brésil, par exemple, les défaillances de la mise en œuvre à l'échelon régional des lignes directrices en matière d'aménagement de l'espace établies au niveau national se traduit par une importante dégradation de l'environnement et compromet la capacité de ces pays à concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. En Indonésie, l'absence d'un régime foncier clairement défini et le fait que les différents ministères compétents dans la sphère de l'utilisation des terres (tels que le ministère de l'Agriculture et celui de l'Environnement et des Forêts) ne s'appuient pas tous sur les mêmes cartes alimentent des conflits fonciers (Abram et al., 2017^[28]) et ouvrent la voie à des activités forestières, minières et agricoles illégales (Gaveau et al., 2017^[7] ; Carlson et al., 2012^[29]). Il est essentiel que tous les ministères compétents dans ce domaine s'appuient sur des données spatiales cohérentes pour établir leurs plans. L'Indonésie s'efforce

d'harmoniser l'utilisation de données spatiales au moyen de son initiative *One Map*, qui comprendra 85 couches thématiques, dont les limites des concessions, et étaiera les décisions d'utilisation des terres. Depuis son lancement en 2011, les progrès ont été entravés par des problèmes de capacité, les différends interministériels et le manque d'enthousiasme des parties prenantes (Shahab, 2016^[30]). Malgré tout, 83 des 85 couches étaient terminées en 2019 et les données sont publiées depuis 2018 (OCDE, 2019a^[12]). Une fois achevée, l'initiative *One Map* devrait être utile à la résolution des problèmes liés au régime foncier et à la délivrance de permis.

Au Brésil, l'affaiblissement de la gouvernance environnementale menace de saper encore davantage les systèmes d'aménagement du territoire (Rochedo et al., 2018^[15]). La « suspension de sécurité » (« *suspensão de segurança* ») est souvent utilisée pour contourner la loi et permettre la construction d'infrastructures, telles que des barrages hydroélectriques, dans les zones écologiquement vulnérables (Fearnside, 2015^[31]). La facilité avec laquelle le gouvernement national peut contourner les mesures de protection de l'environnement lui permet de privilégier les grands projets d'infrastructure plutôt que la satisfaction des besoins des populations locales (indigènes en particulier), et elle compromet la capacité du Brésil à concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. L'important écart qui existe entre la théorie et la pratique en matière d'aménagement du territoire au Brésil comme en Indonésie crée des problèmes au sein de la sphère de l'utilisation des terres. Ces deux pays auraient avantage à ce que les normes et lignes directrices nationales en matière d'aménagement du territoire soient uniformément appliquées et respectées à l'échelon des communes. Il est toutefois difficile d'assurer la nécessaire coordination verticale des normes et lignes directrices nationales, et des mécanismes institutionnels spécifiques (chapitre 4) devront être mis en place, tout comme un ensemble d'incitations (telles que des transferts budgétaires interadministrations) et de mesures dissuasives comme la constitution de listes noires interdisant l'accès au crédit (par exemple au Brésil).

L'expansion urbaine fait peser une menace sur les terres cultivables partout dans le monde et elle devrait aboutir à une diminution de 1.8-2.4 % des surfaces agricoles d'ici 2030 (Bren d'Amour et al., 2016^[32]). Les zones urbaines à faible densité sont également associées à des niveaux d'émission plus élevés du fait de la circulation routière, ainsi qu'à une fragmentation des habitats (OCDE, 2018^[33]). Aussi les dispositions visant à limiter l'étalement urbain et à encourager la densification réduisent-elles l'intensification potentielle des pressions sur les terres agricoles et les espaces naturels dans l'ensemble du monde, ce qui constitue un important élément d'alignement des politiques liées à l'utilisation des terres. La France et l'Irlande mettent toutes deux en œuvre des mesures spécifiquement destinées à encourager la densification dans le cadre de leurs systèmes d'aménagement de l'espace. Depuis 2018, la France a adopté le principe « zéro artificialisation nette », ce qui signifie que les zones agricoles et les autres zones non urbaines devraient être à l'abri de tout aménagement. En Irlande, le cadre national de planification de l'utilisation des terres (Projet Irlande 2040) a spécifiquement pour objectif de lutter contre l'étalement urbain, la cible étant que 40 % de tous les nouveaux logements soient construits dans des zones déjà bâties (Gouvernement irlandais, 2018^[34]). Enfin, l'Irlande et la France incluent également des références à la biodiversité, soit en tant qu'objectif spécifique visant à accroître la biodiversité (comme en Irlande), soit pour assurer la cohérence écologique grâce à la création de trames vertes et bleues. Les mesures de d'aménagement spécifiquement axées sur la biodiversité et les efforts pour limiter l'étalement urbain sont conformes aux objectifs de la sphère de l'utilisation des terres et devraient être plus largement mises en œuvre.

Aires protégées

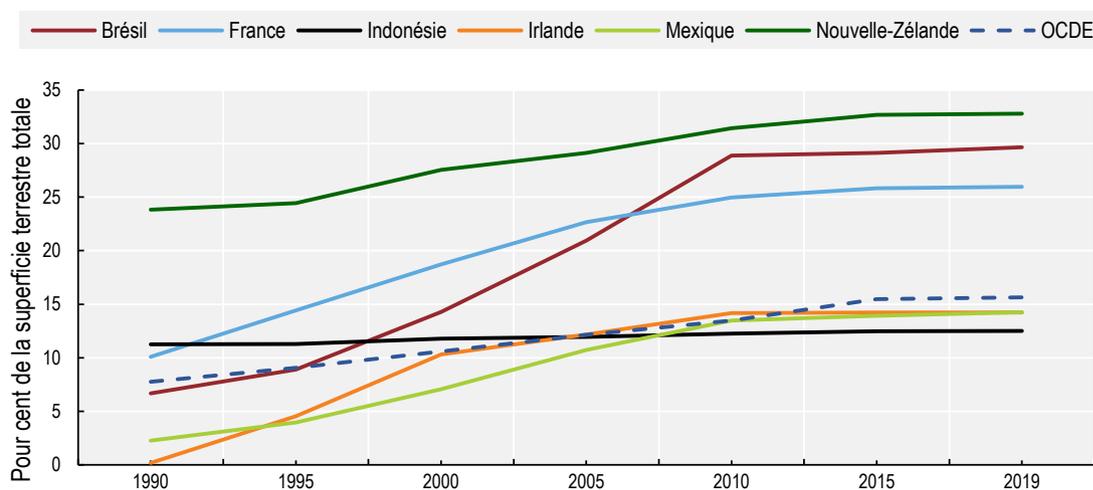
Les aires protégées (AP)³ constituent l'outil fondamental pour préserver la biodiversité. Dans les pays étudiés, le taux de couverture des AP n'a cessé d'augmenter, mais d'importantes variations demeurent, puisqu'elles représentaient de 12.2 % (Indonésie) à 32.7 % (Nouvelle-Zélande) de la superficie totale des terres émergées du pays en 2019 (voir Graphique 5.1). Les AP recouvrent cependant tout un éventail d'approches allant de la protection stricte jusqu'au classement des zones concernées conformément aux

normes nationales ou internationales, ce qui permet aux pays de maîtriser ou de restreindre les types d'utilisation des terres autorisés dans une zone donnée.

Les types d'AP employés par les pays sont fonction du contexte foncier national, notamment du régime foncier et des espaces naturels. Dans les pays où les droits fonciers sont sûrs et où les espaces naturels sont peu étendus (Irlande et France), les restrictions à l'utilisation des terres tendent à être mises en œuvre à l'aide du classement en AP de superficies situées en tout ou partie dans des propriétés privées. En Irlande et en France, par exemple, des sites sont classés Natura 2000 en vertu de la législation de l'UE. D'autres aires protégées ayant des objectifs différents sont délimitées, par exemple les parcs nationaux. Les sites Natura 2000 ont pour objectif de protéger les habitats de grande qualité ou les parcs naturels régionaux, et ils visent à concilier certains types d'aménagement de l'espace avec la préservation de la biodiversité. En Irlande, les sites Natura 2000 sont souvent partiellement situés sur des propriétés privées et les activités autorisées y sont restreintes, afin de maintenir la qualité du lieu. La situation est similaire en France, qui doit se conformer aux mêmes règlements de l'UE que l'Irlande. Cependant, si elle n'est pas bien mise en œuvre et ne bénéficie pas d'une mobilisation suffisante des parties prenantes, cette approche risque de susciter des conflits entre les agriculteurs et les défenseurs de l'environnement, qui considèrent souvent poursuivre des objectifs antagonistes (même si leurs efforts vont dans le même sens), comme c'est le cas en Irlande (Woodworth, 2018^[35] ; Visser et al., 2007^[36]). Une approche plus décentralisée, prenant appui sur une vaste consultation des parties prenantes et sur des plans de gestion spécialement établis pour chaque site, telle que celle mise en œuvre en France, peut réduire les risques de conflit (OCDE, 2016^[37]).

En Nouvelle-Zélande, outre les AP appartenant à l'État et gérées par lui, les « conventions de préservation » constituent un important mécanisme destiné à protéger les écosystèmes importants. Dans le cadre d'une telle convention, les propriétaires terriens passent des contrats juridiquement contraignants avec le gouvernement pour protéger les caractéristiques naturelles ou les superficies abritant des habitats naturels situées sur leurs terres. Bien souvent, la signature de conventions de préservation peut être économiquement intéressante dans la mesure où elle améliore la régulation et la qualité de l'eau, confère une valeur d'agrément à la propriété, exclut le bétail des zones difficiles d'accès ou difficiles à exploiter, et procède à des transferts financiers au profit des agriculteurs (QEII National Trust, 2018^[38]).

Graphique 5.1. Aires protégées en pourcentage de la superficie terrestre totale



Note : Ce graphique présente un chiffre englobant l'ensemble de toutes les AP notifiées à l'UICN, qui inclut les AP des catégories I-VI ainsi que celles qui ne sont classées dans aucune catégorie. Pour la méthodologie complète, voir la source.

Source : OCDE (2019^[39]), Protected Area Statistics, <https://doi.org/10.1787/4ce04f45-fr>.

Dans les pays dotés de vastes superficies de terres non aménagées, les AP jouent un rôle essentiel en évitant la conversion des forêts (et d'autres écosystèmes) et en conservant les zones de nature vierge. Bien que leur fonctionnement ne soit pas encore optimal, les aires protégées ont réduit la déforestation au Brésil (Nolte et al., 2013^[40]) au Mexique (Pfaff, Santiago-Ávila et Joppa, 2016^[41]) et en Indonésie (Gaveau, Wandoni et Setiabudi, 2007^[42] ; Gaveau et al., 2012^[43]). Au Mexique, au Brésil et en Indonésie, les déficits de financement passés et présents ont constitué un frein à leur efficacité. En maîtrisant la conversion des terres, les AP peuvent contribuer à réduire les émissions dues au changement d'affectation des terres. En Amazonie brésilienne, un réseau d'AP pourrait éviter 8 Gt éq-CO₂ (les émissions dues au secteur UTCATF au Brésil se sont élevées à 1.17 Gt éq-CO₂ en 2016 (SEEG, 2018^[44])) entre 2010 et 2050 (Soares-Filho et al., 2010^[45]) tout en offrant des avantages sur le plan de la biodiversité. À l'inverse, les AP mal gérées peuvent devenir une importante source d'émissions. À titre d'exemple, la déforestation au sein des AP a contribué en Indonésie à l'émission de 139.4 Mt éq-CO₂ par an entre 2000 et 2012 (Collins et Mitchard, 2017^[46]).⁴ Pour finir, la simple exclusion d'une activité d'une certaine zone au travers de la création d'une AP peut déplacer cette activité vers une autre région, à l'intérieur ou à l'extérieur du même pays, ce qui réduit la capacité à concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. Pour qu'un réseau d'AP réduise efficacement la dégradation des écosystèmes et les émissions dues au changement d'affectation des terres, ces fuites doivent être prises en considération.

Au Brésil, 80 % de l'actuel réseau d'AP ont été classés après 2000 et la superficie couverte représente désormais 29.1 % de l'ensemble des terres émergées du pays (OCDE, 2019^[39]). Parallèlement aux AP plus traditionnelles, le Brésil a aussi largement recours aux territoires indigènes, qui couvrent désormais 21 % de la région de l'Amazonie (Le Tourneau, 2015^[47]) outre les 22.6 % déjà situés au sein d'autres AP (de Marques, Schneider et Peres, 2016^[48]). Cette approche a efficacement réduit la déforestation jusqu'en 2015 (bien que les récentes évolutions puissent ne pas aller dans le même sens). Même si les avantages du point de vue de la biodiversité sont moins évidents, la clarté du régime foncier associé à cette approche des AP présente un intérêt pour la sphère de l'utilisation des terres, puisqu'elle évite la conversion si des mesures suffisantes sont mises en œuvre pour faire respecter le droit. Les réserves indigènes (et les autres formes d'AP gérées de manière collectives) pourraient être plus largement utilisées pour maîtriser le changement d'utilisation des terres et offrir un avantage connexe supplémentaire en remédiant aux importants problèmes de droits de l'homme.

Moratoires et autres restrictions à l'utilisation des terres

Des moratoires sur certaines activités ou sur l'emploi de produits issus de certaines zones peuvent, tout comme d'autres restrictions ciblées sur l'utilisation des terres, contribuer à concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres, surtout lorsque les règles efficaces dans un écosystème ne doivent pas être appliquées dans d'autres lieux. Par exemple, la teneur élevée en carbone des tourbières et les émissions dues à l'oxydation des sols après leur drainage peuvent compromettre les objectifs en matière de changement climatique, et les zones concernées ne doivent donc pas nécessairement être boisées (Miettinen et al., 2017^[49] ; DAHG, 2015^[50]). L'Indonésie, par exemple, a instauré un moratoire sur la délivrance de nouveaux permis d'exploitation dans les forêts primaires et les tourbières depuis 2011⁵, et elle a plus récemment mis en place une réglementation interdisant le défrichage des tourbières jusqu'à ce qu'un processus de zonage (en cours fin 2018) ait été mené à son terme⁶. L'Irlande a également restreint, à l'aide d'une réglementation, l'utilisation des tourbières riches en carbone et écologiquement sensibles (DAHG, 2015^[50]).

À lui seul, un moratoire ne permet pas de maîtriser efficacement l'utilisation des terres, en particulier dans des conditions de gouvernance difficiles où le contrôle du respect du droit en général n'est pas toujours assuré. Il devrait au contraire faire partie intégrante d'une panoplie plus large d'instruments d'action incluant une série de mesures de réforme, d'incitation et de désincitation destinées à modifier l'utilisation des terres. En 2006, les pressions exercées par les clients situés en aval (dont McDonalds et Wal-Mart) et par voie de conséquence par les négociants en matières premières (tels que Cargill) pour que soit évité

l'achat de soja cultivé dans des zones d'Amazonie victimes de déforestation, ont conduit au moratoire sur le soja au Brésil. La contribution à une réduction de 70 % de l'ampleur annuelle de la déforestation de l'Amazonie observée dès 2013 a été portée au crédit de ce moratoire (bien que les évolutions récentes puissent donner à penser que cette tendance est en train de s'inverser) (Gibbs et al., 2015^[51]). Point important, l'adoption du moratoire sur le soja a coïncidé avec des efforts parallèles du gouvernement brésilien pour ralentir le rythme de la déforestation au travers de l'enregistrement des terres (dans le cadre du CAR), améliorer le suivi, faire mieux respecter le droit et développer le réseau d'AP (Gibbs et al., 2015^[51] ; Nepstad et al., 2014^[52]). Il s'ensuit que le moratoire n'était qu'un élément parmi d'autres d'une stratégie plus large pour limiter le changement d'affectation des terres. Par contre, en Indonésie, où les efforts visant à améliorer le respect du droit de l'environnement sont moindres, de même que le suivi et la réforme du régime foncier, les moratoires sur l'octroi de nouvelles concessions ne sont pas aussi efficaces contre la déforestation (malgré un ralentissement de celle-ci depuis 2015) (Hansen et al., 2013^[53] ; Busch et al., 2014^[54]).

La restriction de l'utilisation des terres au sein d'un seul biome ou d'un seul écosystème peut déplacer vers d'autres lieux les comportements néfastes pour l'environnement (conformément au processus décrit plus haut), compromettant les avantages potentiels de ces approches du point de vue de la sphère de l'utilisation des terres. Tel a été dans une certaine mesure le cas du moratoire sur le soja au Brésil, qui ne couvre que le biome amazonien et a déplacé l'expansion de la production de soja vers le biome non forestier du Cerrado, situé à proximité. Dans le Cerrado, la disparition d'habitats a systématiquement été 2.5 fois plus importante qu'en Amazonie entre 2002 et 2011 (Strassburg et al., 2017^[55]). L'absence de prise en considération du risque de fuite des activités limitées par des moratoires pourrait entraîner d'importantes divergences entre les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres dans d'autres zones. Aussi les restrictions ciblées sur certaines zones devraient-elles être compatibles avec les autres politiques nationales et locales d'utilisation des terres et tenir compte des impacts de fuites éventuelles.

Normes et restrictions

Les normes réglementaires peuvent avoir d'importante répercussions sur la sphère de l'utilisation des terres, soit en définissant directement quelles sont les activités légales ou non légales dans une zone donnée, soit en réglementant officiellement l'utilisation de ressources. Ces normes peuvent toucher différents aspects de cette sphère, tels que l'occupation ou l'utilisation des sols, le type et le volume des intrants agrochimiques (tels que les engrais et les pesticides), la qualité de l'eau et la lutte contre la pollution. Les normes et restrictions peuvent être appliquées de diverses manières (zonage et permis, par exemple) aux niveaux local, national et international (directive-cadre sur l'eau de l'UE, par exemple).

En Irlande, le nombre de bovins a augmenté de 740 000 unités (10.3 %) entre 2010 et 2018, du fait principalement d'une augmentation de 38 % du cheptel laitier (Central Statistics Office, 2019^[56]). Cet accroissement a également correspondu à une progression de 10 % des ventes d'engrais en 2017 comme en 2018 à la suite de l'intensification de l'élevage laitier. Pour remédier aux conséquences environnementales de cette intensification de l'agriculture, l'Irlande a mis en œuvre un programme d'action nitrates qui bénéficie d'une dérogation accordée par la Commission européenne et exige que les exploitations d'élevage intensif (définies comme celles dépassant le seuil de 170 kg d'azote dans les effluents d'élevage/ha) adhèrent à des mesures dérogatoires conçues pour réduire la pollution. Ces mesures visent principalement à ralentir le transport d'éléments nutritifs (en jouant par exemple sur le moment et sur le mode d'épandage des engrais) (DAFM, 2019^[57]). Ces mesures dérogatoires favorisent en principe une intensification durable de l'agriculture, de manière à permettre une augmentation de la création de valeur par le secteur tout en assurant une réduction au minimum de l'impact sur l'environnement, et elles concordent donc bien avec les objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. Cependant, l'intensification croissante de l'élevage laitier s'est accompagnée d'une diminution continue de la qualité de l'eau en Irlande (baisse de 3 % entre 2013 et 2015). Une dégradation qui donne à penser que cette approche pourrait ne pas pleinement suffire à réduire les impacts environnementaux de l'agriculture

intensive (EPA, 2018^[58]). L'efficacité de ce type de mesures dérogatoires pourrait être renforcée en leur adjoignant d'autres incitations économiques, telles que des taxes (voir ci-dessous). Cette approche a été récemment proposée en Nouvelle-Zélande, où des problèmes d'environnement similaires se posent du fait de l'intensification de l'élevage laitier (The Tax Working Group, 2019^[59]).

Les objectifs de mélange de biocarburants fixés au niveau national offrent un bon exemple de norme pouvant être en décalage avec les objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. Par exemple, en Indonésie, les objectifs de mélange de biocarburants sont vraisemblablement en train de provoquer une dégradation des écosystèmes et une hausse des émissions à cause de changements d'utilisation des terres ; de saper les objectifs de production alimentaire du fait que les cultures vivrières disposent de moins de superficies ; et d'encourager l'agrandissement des palmeraies à huile. Cette politique particulière a été adoptée pour répondre aux craintes suscitées par la dépendance à l'égard des importations de pétrole et non dans le souci des objectifs liés à la sphère de l'utilisation des terres, ce qui est probablement à l'origine du décalage (Wright, Rahmanulloh et Abdi, 2017^[60]).

Le Brésil et l'Indonésie réglementent directement l'occupation des sols, mais ces deux pays ont adopté des approches contrastées. En vertu du code forestier (CAR), le Brésil exige un niveau minimum de couvert forestier au sein des exploitations, variable selon les biomes (80 % dans l'Amazonie et 20 % dans le Cerrado). Il s'est avéré difficile d'en assurer le respect, puisqu'une étude a constaté que 6 % seulement des propriétés ayant fait l'objet d'une déforestation illégale avaient pris des mesures de reboisement (Azevedo et al., 2017^[14]). L'obligation légale de respecter les objectifs en matière de couvert forestier offrira vraisemblablement des avantages du point de vue de la biodiversité et des écosystèmes. Cependant, les modifications apportées au CAR en 2012 (dont la constitutionnalité a été confirmée par la cour suprême en 2018), pourraient en réduire les impacts environnementaux. Ces modifications autorisent une réduction du taux de couvert forestier exigé sur les terres privées (de 80 % à 50 %) dans les États de l'Amazonie si plus de 65 % de la superficie de l'État en question est couverte par des unités de préservation et des territoires indigènes, ce qui autorise potentiellement la conversion de pas moins de 15 millions d'hectares de forêts (Freitas et al., 2018^[61]). L'Indonésie adopte une approche inverse à celle du Brésil, en exigeant légalement la conversion de toute terre⁷ (des forêts jusqu'aux plantations, par exemple) située au sein d'une concession de plantation dans les six ans suivant la délivrance du titre de concession⁸. Les sociétés qui s'abstiendraient de le faire risqueraient de voir les zones non converties transférées à d'autres sociétés, une politique qui est déjà entrée en conflit avec les normes internationales en matière de durabilité, telles que celles établies par la Table-ronde pour une huile de palme durable (Round Table on Sustainable Palm Oil – RSPO) (examinée dans la section sur la certification, qui figure ci-dessous).

Les normes réglementaires peuvent également établir le statut juridique de certains types de produits d'importation et de pratiques commerciales, et elles peuvent constituer d'importants instruments pour garantir la légalité des produits forestiers. Des protocoles d'accord bilatéraux ou multilatéraux portant sur des produits spécifiques, ou certaines dispositions des accords commerciaux peuvent être un moyen efficace pour éviter une exploitation forestière illégale axée sur l'exportation, promouvoir des normes de production durable et remédier aux effets de fuite⁹. Un exemple en est offert par les accords de partenariat volontaire (APV) conclus par l'UE avec l'Indonésie et avec divers autres pays. Les APV régissent les échanges de bois tropicaux et imposent le respect de certaines normes de production, notamment au moyen du plan d'action relatif à l'application des réglementations forestières, à la gouvernance et aux échanges commerciaux (FLEGT). L'UE interdit la commercialisation sur le marché de l'UE de bois d'œuvre et de produits dérivés issus de l'exploitation illégale des forêts, et elle exige que les importateurs contrôlent avec toute la diligence requise le bois et les produits du bois¹⁰. En exonérant de ces contrôles le bois bénéficiant de licences FLEGT délivrées par le gouvernement indonésien en vertu de l'APV, l'UE fournit une puissante incitation à l'exploitation légale du bois et au respect des normes de production durable en Indonésie. Le Mexique a également adopté en 2018 une nouvelle loi forestière régissant les échanges de produits forestiers¹¹, mais ses détracteurs soulignent la persistance de lacunes permettant l'entrée de bois

de source illégale dans le pays (Ortiz Tapia, 2018^[62]). Il importera donc d'observer l'impact de cette loi destinée à lutter contre les échanges de produits forestiers illégaux.

Dispositions environnementales des accords commerciaux et autres mesures commerciales

Imposer et soutenir des pratiques durables d'utilisation des terres dans les accords mutuels régissant les relations entre partenaires commerciaux (tels que les accords commerciaux régionaux) peut être utile pour améliorer les performances dans la sphère de l'utilisation des terres. La grande majorité des accords commerciaux régionaux (ACR) comportent des dispositions générales relatives à l'environnement, mais un tiers environ des ACR qui font référence à l'environnement ne le mentionnent que dans leur préambule (Monteiro, 2016^[63]). Les dispositions portant spécifiquement sur un aspect particulier tel que l'utilisation des terres sont par ailleurs moins fréquentes. Un exemple en est l'Accord économique de large portée entre l'Indonésie et les États membres de l'Association européenne de libre-échange (AELE) (Gouvernement indonésien et Association européenne de libre-échange, 2018^[64]) qui a été signé fin 2018. Cet accord contient un chapitre sur le développement durable et les échanges qui comporte des sous-sections consacrées à des secteurs et sous-secteurs particuliers. La stricte application et un contrôle rigoureux du respect des principes énoncés dans ce chapitre seront essentiels pour garantir un impact positif sur l'utilisation des terres. Il demeure toutefois exceptionnel que les accords commerciaux passés par l'Indonésie comportent un chapitre sur l'environnement ou des dispositions relatives à la coopération et à la participation sur les questions d'environnement (OCDE, 2019a^[12]).

Diverses références à l'utilisation des terres figurent également dans les accords commerciaux passés par d'autres pays étudiés. Au Mexique, par exemple, l'Accord nord-américain de coopération dans le domaine de l'environnement (ANACDE), un traité parallèle à celui de l'ALENA, régit les aspects environnementaux des échanges avec le Canada et avec les États-Unis, principal partenaire commercial du Mexique. Bien que les impacts de l'ALENA sur l'utilisation des terres paraissent contrastés (voir chapitre 1, (Mayrand, Paquin et Gagnon-Turcotte, 2008^[65]) et (Aguilar et al., 2011^[66])), un nouvel accord destiné à succéder à l'ALENA a été signé en 2018 : l'Accord Canada – États-Unis – Mexique (ACEUM). L'ACEUM contient un chapitre sur l'environnement dont certains articles portent spécifiquement sur les échanges et la biodiversité, les échanges et la préservation, et les échanges et la gestion durable des forêts (faisant notamment référence au stockage du carbone) (Gouvernements du Canada, des États-Unis et du Mexique, 2018^[67]). Les dispositions environnementales de l'ACEUM sont par ailleurs développées et précisées dans l'Accord de coopération environnementale qui en est le complément (Commission de coopération environnementale (CCE), 2018^[68]) et qui prévoit en outre une coopération entre les trois pays sur des questions telles que la protection de la biodiversité, la gestion des ressources naturelles et la gouvernance environnementale.

L'influence positive que les dispositions environnementales des accords commerciaux peuvent avoir sur les interactions entre les échanges et l'utilisation des terres est notamment déterminée par le degré auquel leur mise en œuvre est réellement assurée et leur respect contrôlé. De manière générale, les informations disponibles sur la mise en œuvre des dispositions environnementales des accords commerciaux en vigueur dans les pays étudiés sont limitées. L'analyse réalisée par l'OCDE montre que certains dispositifs institutionnels et mécanismes de gouvernance, tels que ceux visant à une participation accrue du public à la vérification de la mise en œuvre des dispositions environnementales, peuvent favoriser l'application concrète de ces dispositions (George et Yamaguchi, 2018^[69]).

Les mesures commerciales unilatérales peuvent également avoir une grande incidence sur l'utilisation des terres. Parmi les exemples de mesures de ce type sur le versant de la demande figurent les droits de douane préférentiels pour les produits respectueux du climat et/ou de la biodiversité (« biens et services environnementaux »), tels que les équipements assurant une gestion efficace des déchets. Du côté de l'offre, un exemple en est la réduction des aides ou des crédits à l'exportation pour certains biens agricoles

dont la production nécessite beaucoup de terres, comme c'est le cas de la plupart des produits animaux. L'application de droits à l'exportation sur les biens ayant d'importantes répercussions sur la sphère de l'utilisation des terres en offre un autre exemple. À titre d'exemple, en fonction des cours internationaux, le gouvernement indonésien applique non seulement des droits à l'exportation (allant de 0 USD à 50 USD, (Ministère des Finances, 2018_[70]), mais aussi une taxe (allant de 0 % à 22.5 % (FAO, 2017a_[71])) sur les exportations d'huile de palme et de ses dérivés. Qui plus est, le produit des droits à l'exportation est en partie utilisé pour soutenir la production intérieure de biodiesel à partir d'huile de palme. Du côté de la demande, le gouvernement indonésien impose des restrictions à l'importation de biens qui ont une incidence sur la sphère de l'utilisation des terres, tels que le blé ou le riz, en vue d'atteindre les objectifs d'auto-provisionnement du pays (FAO, 2017a_[71]).

Études d'impact sur l'environnement (EIE) et évaluations environnementales stratégiques (EES)

Les EIE sont utilisées partout dans le monde pour limiter les impacts du développement. Généralement, les EIE sont appliquées sur la base de projets et font appel à un expert de l'évaluation des impacts probables du projet dans des domaines prédéfinis liés à l'environnement tels que la biodiversité, la pollution de l'eau ou le changement climatique. Les résultats de l'EIE peuvent ensuite être utilisés par l'autorité de planification compétente pour recommander des modifications (qui peuvent être légalement contraignantes) au projet envisagé afin de limiter les impacts sur l'environnement. Les meilleures pratiques en matière d'EIE sont succinctement présentées à l'Encadré 5.1. Dans le cas des plans stratégiques de développement de grande envergure qui englobent de multiples projets, l'impact sur l'environnement de chacun des projets pourrait ne pas être notable, mais l'impact global de l'ensemble des projets prévus dans le plan peut s'avérer non négligeable. Dans de tels cas, où des EIE isolées portant sur des projets particuliers ne suffiraient pas pour maîtriser les impacts de l'ensemble du plan de développement, l'EES peut être utilisée afin d'évaluer également les effets de l'ensemble du plan.

EIE

Tous les pays étudiés recourent à l'EIE pour évaluer et limiter les impacts négatifs des projets d'aménagement. L'EIE peut aider à assurer la cohérence entre les différentes composantes de la sphère de l'utilisation des terres. Cependant, pour jouer efficacement son rôle, elle doit être transparente, et suffisamment vaste pour tenir compte de tous les impacts de l'aménagement. En Irlande, elle doit évaluer les habitats et les espèces touchés, en accordant une attention toute particulière à ceux qui sont protégés par les directives Habitats et Oiseaux de l'UE, aux émissions potentielles de GES du projet et à sa vulnérabilité au changement climatique (EPA, 2017_[72]). Dans ce pays, l'EIE couvre également les activités agricoles, certains types de changement d'affectation des terres potentiellement négatifs¹² devant être évalués.

Par contre, en Indonésie, l'EIE ne parvient souvent pas à maîtriser efficacement les impacts de l'aménagement. La limitation des capacités locales et provinciales disponibles pour procéder à un examen efficace des EIE et un manque d'indépendance (les évaluateurs sont souvent rémunérés par le promoteur) a pour effet que les EIE sont souvent manipulées par les porteurs de projets, aussi les EIE sont-elles considérées en Indonésie comme une simple formalité administrative (Nugraha, 2015_[73]). Beaucoup de projets sont par conséquent approuvés malgré des EIE insatisfaisantes ou l'absence pure et simple d'EIE. Des efforts sont néanmoins déployés pour renforcer le processus d'EIE. Par exemple, des sanctions pénales ont été instaurées en 2016 pour les responsables qui approuveraient des projets sans une EIE, ainsi que pour les agents économiques qui mèneraient leurs activités sans les permis appropriés (OCDE, 2019a_[12]). Les efforts soutenus visant à renforcer le processus d'EIE et à le mettre en conformité avec les meilleures pratiques internationales (Encadré 5.1) sont encouragés.

EES

Les EES sont utilisées pour évaluer les impacts des plans et programmes de plus grande ampleur et elles peuvent constituer un important outil pour assurer la cohérence entre les plans d'aménagement et les objectifs liés à la sphère de l'utilisation des terres. En Irlande et en France, la législation de l'UE exige que des EES soient réalisées pour les grands programmes stratégiques et plans d'aménagement mis en œuvre dans 11 secteurs¹³. En vertu de la législation indonésienne¹⁴, tous les grands plans d'aménagement doivent faire l'objet d'EES dans le cadre du processus de planification. Cela vaut pour les plans de développement national et régional à moyen et long terme. Cependant, des contraintes de capacités au niveau national et régional entravent la mise en œuvre des EES et réduit leur aptitude à influencer sur la politique de développement de l'Indonésie (Van Der Sluys, 2018^[74]). Une utilisation plus systématique des EES et le renforcement des capacités nécessaires à leur réalisation renforcerait la cohérence entre les stratégies et plans nationaux (examinés au chapitre 3) et les objectifs liés à la sphère de l'utilisation des terres.

Encadré 5.1. Principes pour des évaluations efficaces

Pour remplir efficacement leur fonction, les évaluations telles que l'EIE et l'EES doivent respecter certaines normes garantissant l'intégrité du processus, son efficacité et sa qualité globale. La Commission européenne (Commission européenne, 2016^[75]) a défini huit principes directeurs qui devraient régir les EIE, et dont beaucoup devraient également s'appliquer aux EES :

1. Participation – accès approprié et en temps voulu pour les parties intéressées
2. Transparence – décisions d'évaluation ouvertes et accessibles
3. Certitude – procédure et échelonnement dans le temps convenus à l'avance
4. Obligation de rendre des comptes – les décideurs sont responsables de leurs actes et de leurs décisions
5. Crédibilité – réalisée avec professionnalisme/objectivité
6. Efficacité-coût – protection de l'environnement au moindre coût pour la société
7. Souplesse – adaptabilité afin de faire efficacement face à toute situation impliquant l'examen d'une proposition et une prise de décision
8. Utilité – informations/conclusions aisément utilisables dans les prises de décision et la planification

Instruments économiques

Les instruments économiques susceptibles d'être appliqués dans la sphère de l'utilisation des terres sont largement mis en œuvre dans l'ensemble des six pays étudiés, bien qu'ils revêtent le plus souvent la forme de subventions. Les instruments économiques définissent le dispositif incitatif en matière d'utilisation des terres, et ils visent à influencer sur les décisions prises par les acteurs à titre individuel en accroissant ou en diminuant le coût de certaines actions. Les pays étudiés ont recours à un vaste éventail d'instruments économiques différents (décrits plus en détail ci-dessous), ce qui crée un ensemble complexe d'incitations interdépendantes auquel sont confrontés les acteurs de l'utilisation des terres.

Bien qu'il soit souvent difficile de discerner les effets individuels de chaque instrument d'action, les incitations en vigueur se traduisent dans l'ensemble par une dégradation persistante de l'environnement (chapitre 2). Malgré tout, les instruments économiques ont dans certains cas des impacts positifs (voir la politique ABC du Brésil ou le programme en faveur du plateau de Burren et les paiements pour services

écosystémiques de l'Indonésie, du Mexique et du Brésil), ce qui met en évidence le rôle qu'ils peuvent potentiellement jouer en tant que moyen d'accroître la durabilité des systèmes d'utilisation des terres. Cependant, en général, les externalités environnementales associées à l'utilisation des terres demeurent pour une large part non tarifées et bon nombre de services écosystémiques sont sous-évalués, si tant est qu'ils soient évalués. Par ailleurs, la majeure partie du soutien au titre de l'utilisation des terres va à l'agriculture, qui a reçu plus de 50 milliards USD de subventions au cours de la seule année 2016¹⁵. Bien qu'une forte proportion de ce soutien soit subordonnée au respect de certaines contraintes environnementales, une grande partie ne l'est pas, et lorsque tel est le cas, ces contraintes ne sont souvent pas assez rigoureuses pour assurer la durabilité de l'utilisation des terres.

La valeur que revêtent les forêts naturelles pour la préservation de la biodiversité est bien connue et tous les pays étudiés ont conscience de l'importance de la foresterie pour l'atténuation du changement climatique. Certains des pays étudiés (Irlande, Nouvelle-Zélande et France) se sont fixé des objectifs ambitieux de piégeage des émissions et d'expansion de la foresterie. Mais le soutien économique à la foresterie demeure inférieur aux mesures d'incitation dont dispose l'agriculture, ce qui remet en cause la capacité de ces pays à atteindre leurs objectifs en matière de foresterie. Il est manifestement nécessaire d'examiner globalement la structure des incitations fournies par les instruments économiques pour les différentes utilisations des terres (agriculture, foresterie, expansion urbaine) afin de mieux comprendre comment ils influent sur le système d'utilisation des terres au niveau national et local.

Taxes liées à l'environnement

Les taxes liées à l'environnement peuvent être utilisées pour fournir un signal de prix destiné à réduire les activités ayant des impacts préjudiciables, telles que la pollution, les émissions de GES et les prélèvements d'eau. Ces taxes peuvent par ailleurs permettre de dégager des recettes susceptibles de financer d'autres interventions dans la sphère de l'utilisation des terres. Les taxes liées à l'environnement ont généralement pour effet d'accroître le prix d'une activité ou d'un bien préjudiciables pour l'environnement, réduisant par conséquent la demande et les impacts environnementaux qui lui sont liés. Les taxes peuvent réduire l'impact d'une activité efficacement et à moindre coût en permettant aux pollueurs d'ajuster leur utilisation d'intrants de la manière qui leur convient. Les taxes liées à l'environnement peuvent également être efficaces d'un point de vue dynamique dans la mesure où elles créent une incitation constante à trouver des moyens nouveaux et innovants de réduire les impacts. Cependant, leur efficacité-coût et, en dernière analyse, leur degré d'efficacité environnementale par rapport aux autres instruments d'action dépend de divers facteurs, dont l'élasticité de la demande d'intrants préjudiciables pour l'environnement et la sensibilité relative de l'environnement à certaines activités particulières (Hardelin et Lankoski, 2018^[76]).

Taxes sur les pesticides et les engrais

Bien que les engrais minéraux et les pesticides soient importants dans la production alimentaire, les apports excessifs entraînent une pollution diffuse qui a des répercussions sur la qualité de l'eau, la qualité de l'air, les émissions de GES et la dégradation des écosystèmes (Sutton et al., 2011^[77]). Il est essentiel d'en contrôler l'utilisation afin de garantir des apports optimaux compte tenu de ces externalités environnementales, de manière à assurer une harmonie dans toute la sphère de l'utilisation des terres. Bien que les produits agrochimiques aient de considérables impacts sur l'environnement dans les pays étudiés, la France et le Mexique sont les seuls à taxer les externalités liées à l'utilisation de pesticides (mais pas celles imputables aux engrais chimiques) (Tableau 5.2). La France et le Mexique appliquent une méthode de taxation des pesticides en fonction du risque, le taux de taxe auquel est soumis chaque pesticide étant fondé sur la toxicité de la substance active.

La taxation des pesticides en fonction du risque permet de réduire les impacts environnementaux sans porter atteinte au niveau global des revenus agricoles tirés de la production alimentaire, en détournant les consommateurs de pesticides des produits chimiques plus toxiques qui peuvent être appliqués moins

souvent (Finger et al., 2017^[78]). Cependant, si les taux ne sont pas suffisamment différenciés, ces taxes risquent de finir par encourager un déplacement de la demande vers des produits chimiques plus nocifs pour l'environnement qui peuvent être utilisés en moindres quantités, comme c'est souvent le cas lorsque les taxes sont fonction des volumes (Böcker et Finger, 2016^[79]). Cependant, les approches fondées sur le risque peuvent s'avérer coûteuses à administrer et compliquées à mettre en œuvre, ce qui a jusqu'à présent limité leur adoption.

Malgré l'instauration de cette taxe, la France n'est pas parvenue à atteindre ses ambitieux objectifs de réduction de l'utilisation de pesticides, le nombre de doses unitaires (un indicateur des applications) ayant progressé de 29 % entre 2008 et 2014 (bien qu'aucune évaluation de ce qui se serait produit en l'absence de la taxe n'ait été réalisée) (OCDE, 2016^[37]). Compte tenu de l'élasticité généralement faible de la demande de pesticides, le taux de taxe doit être relativement élevé pour exercer une influence sur le comportement des producteurs (Böcker et Finger, 2017^[80]). Aussi les taux de taxe peu élevés du Mexique et de la France (le taux relatif appliqué par la France est d'environ 5 % de la valeur) n'encourageront-ils probablement pas une utilisation plus durable des pesticides, pas plus qu'ils n'auront d'effets positifs sur la sphère de l'utilisation des terres (OCDE, 2017^[81] ; Böcker et Finger, 2016^[79]).

Tableau 5.2. Taxes sur les ventes d'engrais et de pesticides dans les pays étudiés

	Engrais	Pesticides
Brésil	Subventionnés	Subventionnés
France	TVA	Externalités taxées
Indonésie	Subventionnés	TVA
Irlande	Subventionnés	TVA
Mexique	Subventionnés	Externalités taxées ¹

Note : « Subventionné » signifie que certaines formes d'exonérations fiscales sont disponibles, « TVA » signifie que la vente est soumise à la TVA ou à une TPS sous une forme ou une autre, et « externalités taxées » signifie qu'une forme ou une autre de taxe progressive assise sur l'impact sur l'environnement est appliquée.

¹ Au Mexique, les pesticides sont généralement exonérés de TVA/TPS mais soumis à une taxe progressive établie en fonction de leur toxicité. Source : les auteurs.

Les taxes sur les pesticides ont efficacement contribué à la génération de recettes. En France, il était prévu que la taxe sur les pesticides génère environ 150 millions EUR dès 2016, alors qu'au Mexique elle était censée produire 109 millions USD (2133.32 millions MXN) entre février 2014 et septembre 2017 (OCDE, 2017^[82]). Les recettes générées en France sont divisées en deux parties : une somme de 71 millions EUR est affectée au plan Ecophyto II (un système de certificat d'économie des produits phytosanitaires) alors que le reste est alloué aux Agences de l'eau (OCDE, 2017^[81]). Ces deux dispositifs fournissent des avantages environnementaux, ce qui met en évidence que les taxes liées à l'environnement peuvent néanmoins avoir des impacts positifs même si elles n'ont que des effets limités sur le comportement.

La taxation des apports excessifs d'engrais pourrait réduire les effets de la pollution diffuse et avoir de ce fait des répercussions bénéfiques pour les écosystèmes et le climat sans conséquences notables sur le volume global de la production alimentaire. Il est difficile de quantifier ce qui constitue un apport d'engrais excessif, car un certain nombre de facteurs doivent être pris en compte, dont la culture, le type de sols, l'hydrologie et les pratiques agricoles. En conséquence, des modèles d'évaluation des déperditions d'éléments nutritifs sur les terres agricoles doivent être mis au point pour permettre de mettre en œuvre des restrictions ciblées, telles que les niveaux de référence de l'azote établis par le conseil régional de Waikato¹⁶. En raison de ces difficultés techniques et des enjeux politiques, la taxation des engrais n'est pas très utilisée dans le monde et aucun des pays étudiés ne taxe actuellement les apports excessifs d'engrais minéraux. Cependant, le récent rapport au Groupe de travail sur la fiscalité de la Nouvelle-Zélande a recommandé la mise en œuvre d'une forme ou d'une autre de taxe sur les engrais pour faire

face aux impacts de l'agriculture sur l'environnement (The Tax Working Group, 2019^[59]). Par ailleurs, les instruments fondés sur les prix, tels que les taxes, ou encore les limitations quantitatives des déperditions d'azote et de phosphore dues à l'agriculture, qui donnent lieu à des difficultés techniques similaires, sont considérés comme des éléments importants d'un point de vue stratégique. À titre d'exemple, les restrictions quantitatives au sein des bassins versants apparaissent comme un instrument essentiel pour améliorer la qualité de l'eau en Nouvelle-Zélande (Muller et Neal, 2018^[83]).

À l'inverse, plusieurs des pays étudiés appliquent une TVA à taux réduit ou à taux zéro sur les engrais (Irlande, Indonésie et Brésil, par exemple), ce qui revient à subventionner implicitement leur utilisation. Les taxes sont loin d'être les seuls instruments disponibles pour réduire les impacts des excès d'engrais et de pesticides, et tous les pays étudiés mettent déjà en œuvre des approches réglementaires pour aider à remédier à ces problèmes. L'Irlande, par exemple, met en œuvre un programme d'action nitrates complexe et dérogoire qui prescrit comment, quand et où les engrais azotés devraient être appliqués. Cependant, la dégradation persistante des écosystèmes dans tous les pays étudiés suggère que les mesures réglementaires pourraient ne pas suffire pour remédier aux impacts environnementaux de l'agriculture. Les taxes sur les excédents d'engrais et de pesticides (ou du moins la suppression des subventions implicites sous la forme de réductions ou d'exonérations de TVA) peuvent constituer une incitation économique pour renforcer l'impact des réglementations en vigueur et favoriser une meilleure gestion des objectifs de la sphère de l'utilisation des terres.

Taxes sur le carbone

La plus grande partie des émissions de carbone imputables au secteur de l'utilisation des terres ne sont pas payantes et, bien que les informations soient limitées, on estime que 70 % des émissions non routières ne le sont pas et ne sont pas taxées (OCDE, 2016^[84]). La tarification du carbone est généralement assurée par la mise en place de taxes et de permis d'émission négociables (voir ci-dessous). L'efficacité d'une taxe sur le carbone est fonction de son taux (c'est-à-dire du prix qu'elle assigne au carbone), qui doit être suffisamment élevé pour inciter à prendre des mesures d'atténuation. Certaines émissions imputables à l'utilisation des terres peuvent certes être payantes du fait des taxes sur le carbone contenu dans les produits énergétiques, mais des exonérations sont souvent accordées aux agriculteurs (voir la section sur le soutien public à l'utilisation des terres). La possibilité de concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres au moyen de taxes sur les émissions dues aux activités agricoles n'est pas attestée, mais de récentes études théoriques laissent supposer que la tarification des émissions de carbone imputables à l'utilisation des terres aurait d'importants impacts sur la sécurité alimentaire (Frank et al., 2017^[85]). L'utilisation des taxes sur le carbone en tant que moyen de concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres devrait par conséquent faire l'objet de nouvelles recherches.

Systèmes d'échange de droits d'émission

Les systèmes d'échange de droits d'émission (SEDE) fixent une limite maximale aux niveaux d'émission admissibles. Les différents SEDE peuvent se distinguer par leur niveau de couverture (géographique, sectorielle, ou du point de vue des gaz concernés, par exemple), comme par leur degré de rigueur. Dans trois des pays étudiés, des systèmes d'échange de droits d'émission nationaux ou supranationaux sont en vigueur. Il s'agit du SCEQE (en Irlande et en France) et du SEDE national en Nouvelle-Zélande. Actuellement, les émissions de l'agriculture et de la foresterie ne sont couvertes par le SCEQE et les émissions de l'agriculture ne sont pas prises en compte dans le système néo-zélandais (bien que les émissions agricoles doivent être notifiées dans le cadre du système). Les émissions agricoles ont jusqu'ici été exclues du SCEQE (à l'exception des émissions de NO₂ liées à la production d'engrais chimiques) du fait des problèmes qui entourent leur suivi, leur notification et leur vérification, lesquels pourraient avoir une incidence sur la répartition au travers de l'attribution d'un nombre excessif, ou au contraire insuffisant, de permis (Commission européenne, 2008^[86]). Des progrès technologiques plus récents donnent cependant à penser que son exclusion pourrait être revue (Grosjean et al., 2018^[87]). Le Système

d'échange de droits d'émission de la Nouvelle-Zélande (SEDE NZ) est le principal instrument d'action sur lequel s'appuient les efforts d'atténuation de la Nouvelle-Zélande et, en principe, le seul SEDE au monde à couvrir tous les secteurs de l'économie (OCDE, 2017^[88]). Cependant, du fait des contraintes politiques et des craintes concernant les répercussions économiques, l'élargissement du système au secteur agricole, le plus grand contributeur aux émissions nationales a été reporté plusieurs fois. De plus, dans le cadre du SEDE NZ, les prix du carbone sont bien inférieurs aux estimations des coûts sociaux du carbone, et trop peu élevés pour avoir l'influence escomptée (OCDE, 2016^[84] ; OCDE, 2017^[88]).

Au stade actuel, les système d'échange de droits d'émission et les autres marchés du carbone n'auront vraisemblablement pas d'incidence majeure sur les décisions d'utilisation des terres parce qu'ils ne tiennent pas compte de l'un des principaux facteurs à l'origine des changements d'affectation des terres, de la dégradation des écosystèmes, et des émissions non liées à l'énergie : l'agriculture (Grosjean et al., 2018^[87] ; OCDE, 2016^[84]). La Nouvelle-Zélande possède le seul système au monde couvrant ce secteur, mais jusqu'ici il n'a été que lentement mis en œuvre. Il reste à savoir si les échanges de droits d'émission peuvent aider à concilier les objectifs climatiques et alimentaires en encourageant l'innovation et les gains d'efficacité dans le secteur agricole, ainsi que les changements d'affectation des terres d'un secteur à l'autre (par exemple par leur transfert de l'agriculture vers la foresterie). Il est recommandé de procéder à une intégration plus poussée de l'agriculture dans le SEDE NZ, car cela permettrait d'éprouver le concept. Malgré son impact limité sur les émissions, le SEDE NZ encourage le reboisement. Si ce dernier aboutit à la création d'une forêt naturelle, il peut également s'ensuivre des avantages du point de vue de la biodiversité, ce qui contribue dans une grande mesure à la cohérence des politiques dans la sphère de l'utilisation des terres (Leining et Kerr, 2016^[89]).

Outre les SEDE (supra)nationaux des pays étudiés présentés dans cette section, il en existe bien d'autres dans le monde à l'échelon infranational. Les SEDE infranationaux peuvent avoir des effets importants sur l'utilisation des terres en prenant en considération les crédits d'émission de carbone créés grâce à la réduction de la déforestation tropicale dans des pays tiers ou dans d'autres régions (tels que ceux délivrés dans le cadre du Système d'incitations pour les services environnementaux (*Sistema de Incentivos a Serviços Ambientais* – SISA) dans l'État brésilien d'Acre, (Duchelle et al., 2014^[90])). Un exemple lié à l'un des pays étudiés illustre comment un SEDE infranational peut contribuer à réduire la déforestation : le programme de plafonnement et d'échange des droits d'émission de la Californie. CARB, l'organe qui en assure la gestion, a adopté une norme sur les forêts tropicales. Cette norme facilitera la future attribution, dans le cadre du SEDE, de crédits de compensation des atteintes aux forêts tropicales (CARB, 2018^[91]), comme prévu dans un protocole d'accord entre les États de Californie (États-Unis), du Chiapas (Mexique) et d'Acre (Brésil) signé en 2010 (State Governments of Acre, Chiapas and California, 2010^[92]).

Le SEDE peut contribuer à concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres à l'échelon national et infranational. Toutefois, chose importante, sans des lignes directrices détaillées définissant quelles activités peuvent bénéficier des crédits d'émission, le SEDE risquerait de donner lieu à des activités de séquestration du carbone ayant des conséquences négatives sur la biodiversité, voire des impacts négatifs sur le climat, si des activités telles que la foresterie dans des zones de tourbières sont encouragées.

Compensations des atteintes à la biodiversité

Les compensations des atteintes à la biodiversité sont « des résultats mesurables sur le plan de la préservation découlant d'actions destinées à compenser les impacts négatifs résiduels d'ampleur notable entraînés par la mise en œuvre de projets après que des mesures de prévention et d'atténuation appropriées ont été prises » (BBOP, 2009^[93]). Les compensations des atteintes à la biodiversité s'inscrivent généralement dans la hiérarchie des mesures d'atténuation (éviter, atténuer, compenser)¹⁷. En vertu du principe fondamental qui sous-tend les compensations des atteintes à la biodiversité, l'impact des activités d'aménagement peut être compensé si une quantité suffisante d'habitats similaires de grande

qualité peut être créée ou remise en état. Aussi des politiques bien conçues de compensation des atteintes à la biodiversité peuvent-elles, en théorie, permettre un aménagement tout en atteignant l'objectif minimal consistant à éviter une diminution nette de la biodiversité, ou celui plus ambitieux d'en assurer l'augmentation au travers de mesures de compensation (OCDE, 2016^[94]).

Les compensations des atteintes à la biodiversité peuvent permettre des aménagements tout en offrant des avantages connexes pour les écosystèmes et, dans certains cas, du point de vue du climat (par exemple si ces compensations aboutissent à la création de nouvelles forêts), et elles constituent un instrument utile pour concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. À l'exception de l'Irlande, tous les pays étudiés ont mis en place, sous une forme ou une autre, des programmes de compensation des atteintes à la biodiversité, bien qu'ils s'avèrent très variables par leur champ d'application géographique, par leur couverture sectorielle, ainsi que par les caractéristiques de leur conception (obligatoires¹⁸ ou volontaires, par exemple). Les caractéristiques générales de ces programmes sont présentées au Tableau 5.3, mais on ne dispose pas d'informations suffisantes pour comparer leur efficacité.

Tableau 5.3. Systèmes de compensation des atteintes à la biodiversité dans les pays étudiés

	Obligatoire ou volontaire	Couverture sectorielle	Année de démarrage	Transferts financiers	Problèmes
Brésil	Obligatoire	Agriculture, exploitation minière, industrie	2000	Oui	Suivi et notification laissant à désirer
France	Obligatoire	En théorie, tous les secteurs	2007	Non	Des lignes directrices et des institutions peu claires avant les réformes de la loi sur la biodiversité de 2016
Indonésie	Obligatoire	En théorie, tous les secteurs	2004	Non	Législation peu claire, définitions trop larges, manque de contrôle, absence de mise en œuvre
Mexique, CUSTF ²	Obligatoire	Dommages aux forêts imputables à diverses activités (agriculture, extraction minière, industries pétrolière et gazière, tourisme, par exemple)	2003	Oui	[voir (OCDE, 2016 ^[95]) pour des exemples]
Nouvelle-Zélande	Volontaire	Toute action ¹	1987	Non	Non obligatoire, d'où une adoption limitée

1. Plus communément appelée « compensation environnementale » en Nouvelle-Zélande, celle-ci est définie comme : « Toute action (travaux, services ou servitudes) destinée à éviter, réparer ou atténuer les effets négatifs des activités au sein d'une zone, d'un paysage ou d'un environnement dignes d'intérêt, à titre de compensation des effets négatifs non évités et non atténués de l'activité pour laquelle une demande d'autorisation est déposée ».

2. Programa de Compensación por Cambio de Uso de Suelo en Terrenos Forestales.

Source : les auteurs.

Un manque de lignes directrices claires et cohérentes en matière de compensations des atteintes à la biodiversité à un niveau national peuvent réduire le recours aux mécanismes de compensation et amoindrir leur capacité à éviter la dégradation de l'environnement. En Nouvelle-Zélande, par exemple, Brower et al. (2017^[96]) ont constaté que seulement 15 % des concessions accordées par le ministère de la Préservation pour des activités commerciales sur des aires protégées prévoient des mesures de compensation, et que, parmi celles-ci, seulement 68 % sont parvenues à se mettre pleinement en conformité. Un manque de clarté, de capacités techniques et d'application effective a également fragilisé les programmes de compensation du Brésil (Souza et Sánchez, 2018^[97]), ainsi qu'un programme de compensation ponctuel, désormais remplacé, au Mexique (OCDE, 2016^[95]). En France, bien que le principe consistant à éviter, réduire et compenser les dommages ait été consacré par la loi dès 1976, l'absence de lignes directrices claires a compromis la mise en œuvre de compensations efficaces au niveau local jusqu'à une série de

réformes entreprises en 2007 (OCDE, 2016^[37]). Le processus de compensation adopté en France a encore été renforcé en 2013 par des lignes directrices sur l'application de la hiérarchie des mesures d'atténuation. En 2016, la loi française sur la biodiversité a conféré aux autorités locales des pouvoirs les habilitant à éviter les projets dont les mesures de compensation ne sont pas suffisantes pour respecter l'objectif d'absence de diminution nette de la biodiversité, et elle a officiellement intégré la hiérarchie des mesures d'atténuation dans le code de l'environnement. Enfin, la loi de 2016 a également confié au ministère de la Transition écologique et solidaire la responsabilité de créer une base de données pour assurer le suivi des mesures de compensation des atteintes à la biodiversité, de manière à renforcer ce processus.

Une conception et une supervision rigoureuses des compensations des atteintes à la biodiversité sont essentielles pour mettre en cohérence les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. Les systèmes de paiements compensatoires, par exemple, permettent des économies d'échelle, et les dépenses peuvent être ciblées sur certains écosystèmes menacés. Ils permettent également aux pays d'adopter une approche plus souple des mécanismes de compensation, garantissant ainsi que les actions mises en œuvre puissent être adaptées à des contextes socio-écologiques particuliers, sans qu'il soit besoin d'élaborer de fastidieuses lignes directrices. À titre d'exemple, le CUSTF (*Programa de Compensación por Cambio de Uso de Suelo en Terrenos Forestales*) mexicain vise à compenser tout projet d'aménagement situé dans des espaces forestiers en exigeant que leurs promoteurs alimentent le fonds forestier mexicain. Les sommes correspondantes sont ensuite utilisées pour mener des activités de remise en état des espaces forestiers. Le CUSTF couvre de nombreux secteurs dont les plus courants sont les industries extractives, le transport d'énergie, le tourisme et l'agriculture (OCDE, 2016^[95]). De même, le Brésil met en œuvre un système de paiements compensatoires qui exige que les promoteurs alimentent un fonds assurant la gestion du Système national d'unités de préservation (*Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC*) (OCDE, 2016^[94]).

Cependant, à moins que ces actions ne soient menées d'une manière spatialement et écologiquement équilibrée (par exemple en conformité avec le réseau Natura 2000), les approches fondées sur la compensation des atteintes à la biodiversité pourraient favoriser la destruction des écosystèmes dans les zones exposées à un risque élevé d'aménagement qui abritent par ailleurs une biodiversité d'importance mondiale. Qui plus est, les compensations peuvent être à l'origine de déséquilibres temporels si les mesures de compensation n'interviennent qu'après la conversion des habitats. Le programme CUSTF mexicain, par exemple, a éprouvé des difficultés à allouer les ressources collectées à des projets de compensation appropriés, entraînant des délais entre le changement d'utilisation des terres et la création des compensations (OCDE, 2016^[95]). Il importe donc de concevoir des programmes de compensation prenant en considération les déséquilibres spatiaux et temporels.

Pour finir, l'adoption d'une approche nationale plus systématique pour compenser les pays fournisseurs peut éviter les problèmes liés aux approches fondées sur des projets ponctuels observées en Nouvelle-Zélande et en France (avant 2008) (Quétier, Regnery et Levrel, 2014^[98] ; Brower et al., 2017^[96]). Les systèmes de compensation des atteintes à la biodiversité qui s'appliquent aux écosystèmes tels que les forêts, ou à des activités sectorielles telles que l'extraction minière, l'industrie pétrolière et gazière ou l'agriculture, permettent de cibler les pressions qui s'exercent sur la biodiversité et sur le climat. Mais de meilleurs efforts de suivi, notification et vérification s'avèrent nécessaires pour garantir que les compensations fournissent ces avantages, surtout à la frontière agricole.

Paiements pour services écosystémiques, y compris la REDD+

Paiements pour services écosystémiques

Les systèmes de paiements pour services écosystémiques (PSE) sont des programmes volontaires qui visent à remédier aux défaillances du marché qui conduisent à une dégradation des écosystèmes et des

services qu'ils fournissent, en encourageant les activités de gestion destinées à renforcer l'offre de ces services. Les PSE peuvent être utilisés pour fournir des services écosystémiques à l'échelon local, national et international, dont des habitats pour la biodiversité, une eau salubre, et la séquestration du carbone.

À l'exception du Mexique, aucun des pays étudiés ne disposent d'un cadre juridique cohérent d'ampleur nationale favorisant les PSE. Aussi l'application des PSE est-elle hétérogène et se caractérise-t-elle par des approches d'une grande diversité, par la faible quantité d'informations disponibles, ainsi que par un suivi et une évaluation variables (OCDE, 2016_[13])¹⁹. Au Mexique, le système national de PSE (l'un des premiers au monde) a été mis en place en 2003. Il comporte deux éléments, qui ciblent tous deux les écosystèmes forestiers : les PSE pour la préservation de la biodiversité et les paiements pour services environnementaux hydrologiques (PSAH). Ces deux programmes ont couvert au total 2.4 millions ha en 2016 et ont distribué aux alentours de 924 millions MXN (48 millions USD) à 3 111 participants. Les PSE ont donné certains résultats au Mexique et, d'après les estimations, ils ont évité la déforestation de 18 000 ha entre 2003 et 2007 (OCDE, 2013_[99]) et réduit le morcellement des forêts (Ramirez-Reyes et al., 2018_[100]).

À l'inverse du Mexique, le Brésil n'a pas établi un cadre national pour régir les PSE, et permet au contraire aux autorités régionales/étatiques de formuler leurs propres lois et lignes directrices (OCDE, 2016_[101]). Cette approche fragmentaire a abouti à la mise en œuvre de diverses approches différentes des PSE, mais dans la majorité des cas elles sont financées par l'État et plus de 70 systèmes locaux étaient opérationnels en 2012 (Guedes et Seehusen, 2012_[102]). Le Brésil met en œuvre deux programmes au niveau national, *Bolsa Verde*²⁰ et *Bolsa Floresta* essentiellement destinés à réduire la pauvreté et à soutenir l'agriculture traditionnelle, moins intensive, et à offrir des moyens de subsistance aux populations implantées dans des aires protégées fédérales ou locales. Les premières données disponibles portent à croire que ces programmes ont tout à la fois réduit la déforestation et compensé les impacts potentiels sur les moyens d'existence résultant du renoncement à des pratiques plus rentables et destructrices (Börner et al., 2013_[103] ; Alves-Pinto et al., 2018_[104]). On estime que 9 programmes de PSE (y compris les projets REDD+) sont opérationnels en Indonésie, bien qu'ils couvrent une superficie relativement réduite (Suich et al., 2017_[105]) (Tableau 5.4).

Bien qu'il existe des projets de PES au niveau local et fédéral au Brésil, et au niveau local en Indonésie, une législation nationale facilitant la mise en œuvre et l'adoption de ces paiements serait bénéfiques à la sphère de l'utilisation des terres (OCDE, 2016_[13] ; OCDE, 2016_[37]). Cependant, la législation doit prendre en compte les enseignements des programmes de PSE existants et préserver la souplesse qui a permis aux PSE de porter leurs fruits jusqu'à ce jour. Les programmes de suivi efficaces et efficaces déployés au Brésil et au Mexique pour garantir la conformité constituent un facteur clé de réussite (OCDE, 2013_[99]). Les pays qui ne se sont pas encore munis d'un système de PSE ratent peut-être une occasion de disposer d'un outil supplémentaire pour concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres et pour procurer des avantages connexes à la collectivité en rémunérant les responsables de la gestion des terres afin qu'ils adoptent des approches plus respectueuses de l'environnement et du climat.

Réduction des émissions imputables à la déforestation et à la dégradation des forêts et rôle de la préservation, de la gestion durable des forêts et de l'augmentation des stocks de carbone forestier dans les pays en développement (REDD+)

L'Indonésie, en particulier, considère la REDD+ comme un outil essentiel pour atteindre ses ambitieux objectifs dans le secteur AFAT (République d'Indonésie, 2017_[106]). Depuis 2007, d'importants progrès ont été faits dans sa mise en œuvre dans ce pays, y compris la mise en place d'institutions, de cadres juridiques et de réformes de la gouvernance (République d'Indonésie, 2017_[106]). De considérables investissements ont par ailleurs été réalisés et la Norvège s'est engagée en 2010 à y apporter une contribution de 1 milliard USD ; de plus, 37 activités pilotes/de démonstration ont été mises en œuvre dès 2016 dans 15 provinces dans le cadre du programme (République d'Indonésie, 2017_[106]). Une

capacité insuffisante de suivi et de mise en œuvre freine pour l'instant la mise en œuvre de la REDD+, réduisant de ce fait la faculté de l'Indonésie d'atteindre ses objectifs de réduction des émissions de GES (Enrici et Hubacek, 2018^[107]).

La REDD+ suscite un intérêt international considérable et, en 2010, la Norvège a promis 1 milliard USD pour soutenir les activités qui en relèvent en Indonésie. La majorité de cette somme est spécifiquement affectée à des paiements en fonction des résultats. Mais du fait de la lenteur des progrès, seuls 124 millions USD ont été versés en 2018, sous la forme de paiements indépendants des résultats. Cependant, les premiers paiements fondés sur la déforestation évitée ont été effectués en 2019 (9 ans après la création du fonds), ce qui indique que des résultats ont été obtenus récemment. La REDD+ n'offre pas moins une occasion essentielle de gérer les objectifs de la sphère de l'utilisation des terres, et les efforts devront être poursuivis pour tirer parti des récents succès enregistrés en Indonésie.

Le Brésil a recouru à la REDD+ un peu plus tard que l'Indonésie, la stratégie nationale ENREDD+ ayant été publiée en 2015 (May et al., 2016^[108]). Contrairement au cas de l'Indonésie, les meilleurs systèmes de suivi du Brésil (PRODES et DETER, par exemple) permettent un suivi en temps réel de la déforestation. Le programme REDD+ a été mis en œuvre avec plus de succès au Brésil, un montant de plus de 422 millions USD ayant été réparti dès fin 2017 entre 100 projets au travers du Fonds pour l'Amazonie de la Banque brésilienne de développement (BNDES, 2018^[109]). L'approche brésilienne de la REDD+ fait appel à diverses mesures d'intervention, d'incitation et de désincitation (dont des PSE). Cependant, bien que les données disponibles indiquent que la REDD+ a efficacement contribué à une réduction de la déforestation jusqu'en 2014 (bien que les récentes évolutions puissent ne pas aller dans le même sens) (Simonet et al., 2018^[110]), ses impacts sur la dégradation des forêts sont moins évidents et leur évaluation est malaisée en raison de problèmes techniques. La REDD+ pourrait être un outil d'un bon rapport coût-efficacité pour concilier les objectifs d'atténuation du changement climatique tout en fournissant des avantages connexes du point de vue des écosystèmes ; il conviendrait cependant de disposer de plus d'informations sur son degré d'efficacité, notamment vis-à-vis de la dégradation des forêts.

Tableau 5.4. Programmes de PSE opérationnels en Indonésie en 2017

Programme	Province	Année de démarrage	Vendeur	Acheteur	Paiement	Intermédiaire	Activité
Eau							
Cidanau	Banten	2001	env. 30 groupes d'agriculteurs	Entreprise publique	1.2 million IDR par ha	Groupe de parties prenantes	Plantation d'arbres, agroforesterie
Paiements pour les services fournis par les bassins hydrographiques du Mont Rinjani	Lombok/Nusa Tenggara Barat	2009	25 groupes dans 12 villages	Membres de l'association de gestion de l'eau et usagers	30-80 millions IDR par ha	ONG	Remise en état, reboisement
Paiements pour les services fournis par les bassins hydrographiques de la province d'Aceh	Aceh	2009	10 groupes d'agriculteurs	Sociétés	70-90 millions IDR par contrat	ONG et groupe de parties prenantes	Plantation d'arbres, prévention de l'abattage d'arbres et de la pollution
Sumberjaya	Lampung	2007	3 villages	Société	1.5-1.6 million IDR par ha	ONG	Plantation d'arbres, protection des berges des cours d'eau, construction de terrasses et de fosses de sédimentation
Carbone							
Ketapand	Kalimantan occidental	2013 ¹	Villages	Donneurs (dont des fondations privées)	100 000 000 IDR par village et par an	ONG	Évitement de la déforestation planifiée
Meragin	Jambo	2013 ¹	Villages	Donneurs (dont des fondations privées)	100 000 000 IDR par village et par an	ONG	Évitement de la déforestation planifiée
Rimba Raya	Kalimantan central	2008 (mais pas les ventes) ¹	Secteur privé (concessions pour la remise en état des écosystèmes)	Secteur privé	Sans objet (90 millions t, 30 ans ; 2.2 millions d'unités de carbone vérifiées)	Évitement de la déforestation planifiée	-
Programme carbone de la forêt de Berau	Kalimantan oriental	2007	Villages	Donneur (international)	25 000 USD par village et par an	ONG	Déforestation réduite, remise en état des forêts

1. Ces programmes versent un paiement au titre des moyens mis en œuvre (autrement dit, ils rémunèrent les participants pour leurs activités) et non en fonction des résultats obtenus.

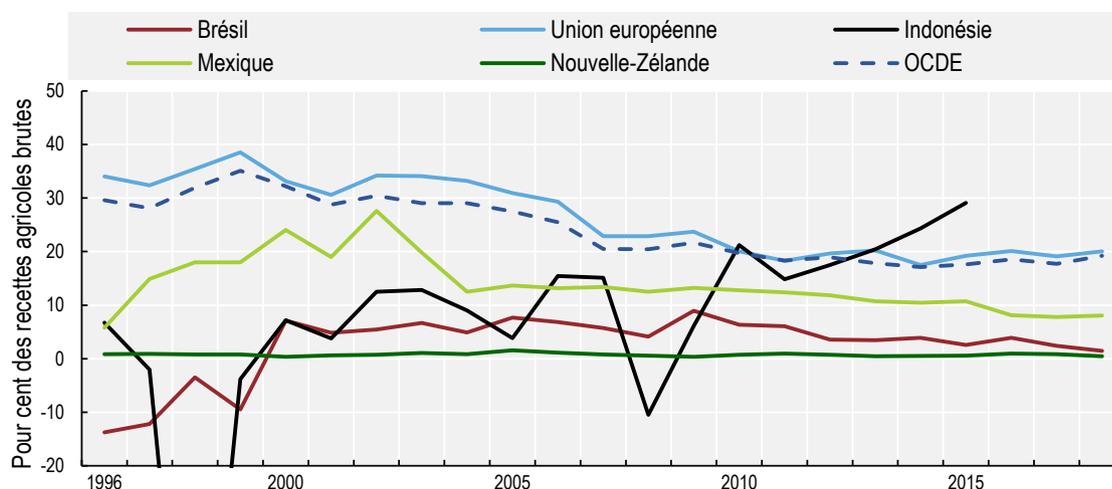
Source : (Suich et al., 2017^[105]), *Payments for ecosystem services in Indonesia*, <http://dx.doi.org/10.1017/s0030605316000259>.

Soutien public à l'utilisation des terres

L'agriculture étant le principal secteur qui utilise des terres dans tous les pays étudiés, le soutien public dont elle bénéficie a vraisemblablement des impacts non négligeables sur cette utilisation. Le soutien en question est d'une grande diversité et peut notamment prendre la forme d'un soutien des prix du marché des produits agricoles, de paiements fondés sur les volumes de production (présents ou passés), d'un soutien direct à l'achat d'intrants tels que les engrais, l'énergie ou l'eau, de crédits à des conditions préférentielles pour l'achat de matériel ou de terres, d'un soutien à l'amélioration des pratiques agroenvironnementales, ou encore d'un soutien à la R-D technologique. Les subventions liées à la foresterie revêtent également une importance cruciale pour la sphère de l'utilisation des terres, compte tenu en particulier du rôle que les forêts sont censées jouer dans l'atténuation du changement climatique par le biais de la séquestration du carbone. Diverses subventions visent par ailleurs à soutenir le développement des infrastructures et à réduire les coûts de transport, qui peuvent jouer un rôle dans la modification des modes d'utilisation des terres et avoir par conséquent des répercussions sur la sphère de l'utilisation des terres.

Soutien à l'agriculture

Graphique 5.2. Estimation du soutien aux producteurs en pourcentage des recettes agricoles brutes 1996-2016



Note : Les données relatives à l'Indonésie ne sont disponibles que jusqu'en 2015

Source : OCDE (2019[111]), Base de données des estimations du soutien aux producteurs et aux consommateurs, <https://doi.org/10.1787/c04db7df-fr>.

Les régimes nationaux (et internationaux) de subvention peuvent constituer d'importants facteurs d'alignement ou de décalage des politiques liées à la sphère de l'utilisation des terres. Le soutien, en particulier en faveur de l'agriculture, peut avoir d'importants impacts, tant positifs que négatifs, sur les composantes de cette sphère. Le soutien public en faveur de l'agriculture est extrêmement variable dans les six pays (Graphique 5.2). L'Indonésie, par exemple, est, de tous les pays étudiés, celui qui accorde le taux le plus élevé de soutien à l'agriculture, puisque celui-ci atteignait, d'après les estimations, 29,1 % des recettes agricoles brutes (RAB) en 2015 (OCDE, 2019[111]).

L'environnement en matière de subventions liées à la sphère de l'utilisation des terres est compliqué par de nombreuses discordances, synergies et opportunités qu'il convient d'améliorer. Le soutien à l'agriculture peut prendre différentes formes dans les pays étudiés, que ce soit celle de paiements

découplés²¹ dans l'UE et au Mexique ou celle d'un soutien aux producteurs plus direct au Brésil et en Indonésie. Il peut avoir des effets négatifs sur l'environnement s'il abaisse le coût des moyens de financement dont les agriculteurs peuvent disposer sans aucune contrainte, s'il favorise des pratiques non durables en minorant le coût des intrants sans imposer aucune condition, s'il stimule directement la production, ou s'il crée un écart entre le prix intérieur des produits et leur prix sur les marchés internationaux (soutien des prix du marché – SPM) (OECD, 2016^[112]). (Tableau 5.5). Ce soutien peut contribuer à perpétuer des pratiques agricoles non durables, à maintenir l'agriculture sur des terres marginales ou à favoriser l'expansion de l'agriculture, entraînant un changement d'affectation des terres – passant par la déforestation ou la conversion des zones humides – qui peut réduire l'offre de services écosystémiques.

Bien que le montant total du soutien par rapport à celui des recettes agricoles brutes soit extrêmement variable, le soutien des prix du marché (SPM) représente une grande partie du soutien total aux producteurs dans tous les pays étudiés (Tableau 5.5). Sur la base de leur cadre d'analyse, des indicateurs de l'environnement qu'ils ont retenus et des données qu'ils ont utilisées, Henderson et Lankoski (2019^[113]) constatent que le soutien des prix du marché peut compter parmi les types de mesures de soutien aux producteurs les plus préjudiciables à l'environnement. Plusieurs pays subventionnent par ailleurs des intrants qui peuvent donner lieu à des pratiques non durables, telles que l'électricité nécessaire au pompage d'eau au Mexique et une TVA à taux zéro sur les engrais en Irlande et en Indonésie. En outre, les crédits et assurances à des conditions de faveur dont bénéficie l'agriculture, en particulier les prêts de fonds de roulement pour les exploitants commerciaux au Brésil et pour la création de forêts de production en Indonésie (Mcfarland, Whitley et Kissinger, 2015^[114] ; OCDE, 2018^[115]), risquent d'encourager des changements d'affectation des terres. Cependant, des cadres réglementaires appropriés destinés à gérer les impacts sur la sphère de l'utilisation des terres et les contraintes environnementales imposées aux activités qui pourraient être autorisées devraient, en théorie, limiter dans certains cas les effets négatifs. Au nombre des exemples figurent la directive Nitrates de l'UE (s'agissant des études de cas sur la France et l'Irlande), qui impose des restrictions à l'épandage d'engrais dans certaines zones écologiquement sensibles ou sur l'ensemble du territoire, et, au Brésil, le zonage climatique et environnemental utilisé pour restreindre l'accès aux subventions dans certaines régions importantes sur le plan de l'environnement (OCDE, 2018^[115]). Il importe de savoir où et comment réformer les subventions potentiellement préjudiciables à l'environnement afin de réduire les impacts sur la sphère de l'utilisation des terres imputables au soutien à l'agriculture.

La réforme des mesures à l'origine des plus fortes distorsions et susceptibles d'être préjudiciables à l'environnement est essentielle pour remédier aux discordances au sein de la sphère de l'utilisation des terres, mais il est difficile de comprendre les impacts du soutien et il faut, pour y parvenir, procéder à une analyse en contexte. La première étape de la réforme des systèmes de subvention consiste par conséquent à identifier et à évaluer les impacts des subventions existantes sur la sphère de l'utilisation des terres. La France a entrepris une étude destinée à évaluer les effets des incitations publiques sur la biodiversité (Sainteny et al., 2011^[116]), et l'Indonésie a récemment procédé dans le cadre du G20 à un examen par les pairs de ses subventions en faveur des énergies fossiles. Un plus large recours à des évaluations nationales et des examens par les pairs des systèmes de subvention pourrait aider à faire en sorte que soient réformées les incitations ayant des impacts négatifs sur la sphère de l'utilisation des terres.

D'autres formes de soutien agricole peuvent avoir des impacts complexes sur les composantes de la sphère de l'utilisation des terres. Par d'exemple, le Brésil consacre des ressources financières non négligeables aux activités de recherche-développement : 30 % du soutien aux services d'intérêt général y ont été affectés au savoir et à l'innovation, contre 0.5 % en Indonésie (Mcfarland, Whitley et Kissinger, 2015^[114] ; OCDE, 2018^[115]). Cela a permis au Brésil d'accroître la productivité de la culture du soja au cours des dernières décennies (Figueiredo, 2016^[117]), et il s'est ensuivi un certain découplage de l'augmentation de la production alimentaire et de l'expansion des surfaces agricoles. Ces progrès peuvent

permettre de développer la production alimentaire (et celle d'autres produits agricoles) sans avoir à convertir des espaces forestiers en terres agricoles, et favoriser par voie de conséquence la cohérence entre les diverses composantes de la sphère de l'utilisation des terres. Cependant, ils peuvent également inciter à accroître les surfaces cultivées si leur expansion n'est pas maîtrisée par d'autres moyens, tels que le moratoire sur le soja (examiné dans la section sur les instruments réglementaires) et d'autres mesures de préservation des forêts (Koch et al., 2019^[118]). Un manque de moyens de financement dans ce domaine est, entre autres choses, à l'origine d'un important déficit de rendement dans le secteur indonésien du palmier à huile, dont le rendement moyen (3.6 t/ha) est bien inférieur au potentiel maximum théorique (7 t/ha) (Ministère des Affaires économiques, 2011^[119]). Il existe également des rendements sous-optimaux dans les élevages bovins de certaines régions du Brésil, où les efforts de préservation des forêts pourraient mener à une intensification de la production, ce qui suggère qu'il reste des marges de progression considérables pour mieux concilier les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres (Koch et al., 2019^[118]).

Il existe de même de considérables possibilités d'amélioration de l'écoconditionnalité des paiements de soutien couplés et découplés en Irlande comme en France. Les paiements versés dans le cadre de la politique agricole commune (PAC) de l'Union européenne en Irlande et en France s'élevaient en 2016 à environ 1.2 milliard EUR et 7.1 milliards EUR respectivement, dont 99.9 % en Irlande et 85 % en France étaient découplés (Commission européenne, 2017^[120]). D'après les estimations de l'OCDE (2019^[121]), environ 50% du soutien au sein de l'Union européenne est subordonné à des contraintes environnementales, ce qui constitue un bon moyen d'améliorer les performances environnementales de l'agriculture dans ces pays. Bien que les mesures d'écoconditionnalité aient un caractère contraignant, de récents examens de leur efficacité environnementale et de leur rapport coût-efficacité suggèrent qu'elles ne sont pas suffisamment précises et rigoureuses pour réduire sensiblement les impacts environnementaux de l'agriculture (OCDE, à paraître^[122]).

Tableau 5.5. Soutien à l'origine de distorsions et potentiellement préjudiciable à l'environnement

Soutien des prix du marché				
Pays	% du SPM dans l'ESP (moyenne 2016-18 en millions USD)		% du SPM dans les recettes agricoles brutes	
Brésil	48.6% (1994)		1.3 %	
Indonésie ¹	91.4 % (28 952) ¹		22.6 %	
Mexique	28,2 % (1 261)		2.3 %	
Nouvelle-Zélande	83.0 % (114)		0.6 %	
UE	19.0 % (19 553)		3.8 %	
Autres formes de soutien à l'origine de distorsions et potentiellement préjudiciables à l'environnement				
Pays	Politique	Année d'entrée en vigueur	Dépenses (moyenne 2016-18)	Mécanisme potentiel par lequel a lieu l'impact
Brésil	Taux d'intérêt préférentiels sur les emprunts de fonds de roulement	2008-Aujourd'hui	515	Peut soutenir des pratiques non durables dans les exploitations commerciales. Cependant, des restrictions s'appliquent dans le cadre du zonage environnemental et climatique
Indonésie ¹	Engrais subventionnés	2012-Aujourd'hui	1 711 ¹	Réduit le coût de l'utilisation d'engrais, ce qui favorise potentiellement les apports excessifs et encourage les activités agricoles sur des terres marginales
Mexique	Électricité subventionnée pour le pompage d'eau	2001-Aujourd'hui	404.3	Pourrait soutenir une extraction et une consommation d'eau non durable, entraînant des impacts sur les écosystèmes et une demande accrue d'électricité
Nouvelle-Zélande	ND	ND	ND	ND

1. Les données relatives à l'Indonésie ne sont disponibles que jusqu'en 2015, aussi les chiffres correspondent-ils à la moyenne 2013-15. Source : (OCDE, 2019^[121]) *Politiques agricoles : suivi et évaluation 2019*, https://doi.org/10.1787/agr_pol-2018-fr ; (OCDE, 2017^[123]) *Politiques agricoles : suivi et évaluation 2017*, https://doi.org/10.1787/agr_pol-2017-fr.

L'architecture actuelle de la PAC sera remplacée à compter de 2020, et le nouveau cadre proposé vise à donner bien plus de liberté aux pays pour concevoir leurs propres conditions agroenvironnementales (Commission européenne, 2018^[124]). Cela donne à la France et à l'Irlande une occasion d'adapter les mécanismes de paiement direct à leurs spécificités nationales et, par voie de conséquence, d'améliorer les performances de ces mécanismes sous l'angle de la gestion des objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. On ne dispose toutefois d'aucune évaluation des impacts environnementaux de ces mesures, et les données sur leur efficacité environnementale demeurent équivoques (OCDE, 2018c^[125]) (OCDE, à paraître^[122]). Un meilleur suivi des impacts environnementaux de ces mesures, comme le propose en Irlande le plan *Food Wise 2025* (« sagesse alimentaire 2025 ») (DAFM, 2015a^[126]), et une souplesse accrue concernant le type de contraintes environnementales autorisées, aideraient à garantir que les paiements découplés contribuent efficacement à la cohérence entre les diverses composantes de la sphère de l'utilisation des terres.

Soutien à l'agriculture lié à l'environnement

Une part non négligeable du soutien à l'agriculture vise spécifiquement à atteindre des objectifs environnementaux. En théorie, ce type de soutien assure la cohérence entre les diverses composantes de la sphère de l'utilisation des terres en encourageant les agriculteurs à adopter des pratiques aboutissant à certains résultats environnementaux (par exemple, une réduction des pressions environnementales imputables à l'agriculture, ou la production de services écosystémiques). Souvent, ce soutien est destiné à améliorer la situation sous l'angle de la biodiversité, à réduire les émissions de GES, ou les deux à la fois. En Europe, la PAC 2016-20 consacre, dans le cadre du Pilier II, d'importantes ressources financières à ces programmes, dénommés programmes agroenvironnementaux (PAE). Les PAE sont des programmes volontaires qui rémunèrent les responsables de la gestion des terres en contrepartie de l'adoption de certaines pratiques respectueuses de l'environnement ou de la mise hors production des terres.

En Irlande, les PAE disposent d'un bon financement, environ 3.2 milliards EUR (sur un total de 4.01 milliards EUR) leur ayant été fournis par le fonds de développement rural entre 2014 et 2020 (DAFM, 2018_[127]). Ces dépenses sont principalement consacrées à deux composantes : le programme agroenvironnemental vert et bas carbone (*Green and Low carbon Agri-environment Scheme – GLAS*)²² (1.1 milliard EUR) et le programme en faveur des zones soumises à des contraintes naturelles (ZCN) (1.3 milliard EUR). Le GLAS est un programme extrêmement ciblé destiné à accroître la durabilité de divers actifs environnementaux prioritaires : les paysages, les espèces, et les cours d'eau vulnérables. Cependant, les paiements au titre du programme GLAS ou de celui en faveur des ZCN ne sont fondés ni sur les performances ni sur les résultats²³, bien qu'un suivi permanent soit assuré et qu'une évaluation systématique du GLAS soit en cours. Les répercussions du GLAS sur la pollution de l'eau par les éléments nutritifs, sur les émissions par hectare et sur la biodiversité (caractéristiques des habitats et espèces) ne sont pas connues (en 2018), mais les résultats initiaux montrent que la participation des élevage intensifs au programme est limitée (DAFM, 2017_[128]). L'analyse d'un programme antérieur, le programme de protection de l'environnement rural (*Rural Environment Protection Scheme*), a mis en évidence des impacts positifs limités sur la biodiversité, ce qui donne à penser que les programmes de grande ampleur de ce type ne sont peut-être pas suffisamment souples et spécifiques pour atteindre une multiplicité d'objectifs (Feehan, Gillmor et Culleton, 2005_[129] ; McMahon et al., 2010_[130]).

Les approches fondées sur les performances et axées sur certains espaces (tels que les zones menacées) pourraient opter pour des solutions plus appropriées et disposer d'un meilleur bilan du point de vue des avantages environnementaux offerts que les approches non ciblées ou axées sur les pratiques mises en œuvre (DAFM et DAHG, 2014_[131] ; OCDE, 2018_[125]). Un programme fondé sur les résultats présente plusieurs avantages par rapport aux autres approches ; premièrement, il encourage les responsables de la gestion des terres à procurer des avantages environnementaux (OCDE, à paraître_[122]). En second lieu, il permet une plus grande souplesse d'intervention en autorisant un responsable de la gestion de terres à utiliser sa connaissance des terres pour mettre au point des interventions tenant compte des spécificités du contexte. Enfin, lorsque le paiement est fonction de l'impact sur l'environnement, une évaluation régulière doit constituer un élément essentiel du programme.

Le programme en faveur du plateau de Burren en Irlande en est un bon exemple. Il s'agit d'un PAE local parmi bien d'autres destinés à faire face à des problèmes environnementaux spécifiques (d'autres programmes visent à lutter contre le déclin des populations de busard Saint-Martin ou de moules perlières d'eau douce). À peine moins de 50 % des paiements versés dans le cadre du programme en faveur du plateau de Burren sont fonction de l'impact environnemental, tandis que le reste sert à soutenir des projets d'investissement, par exemple en vue d'améliorer les bâtiments d'exploitation (DAFM et DAHG, 2014_[131]). Ce programme est centré sur les prairies calcaires abritant un grand nombre d'espèces, et son suivi a mis en évidence une amélioration constante de la qualité de l'environnement dans les parcelles participant à cette initiative (DAFM et DAHG, 2014_[131]). Les approches fondées sur les résultats offrent potentiellement

un meilleur rapport efficacité-coût, mais elles peuvent s'accompagner de coûts de transaction et de suivi plus élevés, ce qui pourrait limiter leur large attractivité (DAFM, 2017_[128]) ; cependant, une plus grande expérience de ces programmes, ainsi que l'innovation technologique et institutionnelle, devrait abaisser ces coûts au fil du temps (OCDE, à paraître_[122]).

En règle générale, les PAE peuvent améliorer la qualité environnementale des terres agricoles, tout en sauvegardant dans certains cas la production alimentaire. Cependant, lorsqu'ils sont appliqués à grande échelle (comme GLAS, BPS, etc.) ne prennent souvent pas en compte les spécificités du contexte afin d'offrir des avantages sur divers fronts. Le passage à des paiements en fonction des résultats pourrait également permettre de cumuler les avantages environnementaux connexes (dans le domaine de l'eau, du carbone et de la biodiversité, par exemple) procurés par la gestion des terres. Les approches axées sur le cumul des avantages pourraient permettre aux responsables de la gestion des terres de recevoir des paiements pour les différents services écosystémiques assurés grâce à leur gestion sur un même territoire, accroissant de ce fait l'incitation économique à gérer durablement les terres (pour un examen exhaustif du cumul des avantages, voir (Lankoski et al., 2015_[132])). Pour que les PAE atteignent des objectifs multiples liés à l'utilisation des terres, une évaluation et un suivi plus systématiques des impacts sur l'environnement sont nécessaires, car les efforts actuels ne permettent pas une analyse efficace de leur degré de réussite, laquelle peut être employée pour étayer les futures éditions de ces programmes. Pour finir, la conception des PAE doit fixer des objectifs clairs et mesurables, de sorte que les performances des mesures mises en œuvre puissent être évaluées (OCDE, à paraître_[122]).

Une autre approche de l'écoconditionnalité du soutien consiste à accroître la disponibilité du crédit pour la mise en œuvre de mesures visant à améliorer un ou plusieurs aspects de la gestion des terres. Le Brésil met en œuvre un dispositif de ce type, le programme pour une agriculture bas carbone (ABC), lancé en 2010 dans le cadre de la politique nationale de lutte contre le changement climatique (examinée au chapitre 3). Le programme ABC prend la forme d'une ligne de crédit assortie de conditions libérales destinée à faciliter l'investissement dans des pratiques de gestion bénéfiques à l'environnement et ayant pour effet de réduire les émissions de GES. Ces pratiques de gestion incluent les méthodes de culture sans travail du sol, la remise en état des sols dégradés et la mise en place d'installations de traitement des effluents d'élevage (OCDE, 2016_[13]). En 2015, le programme ABC a accordé 25 189 prêts d'une valeur de 4 milliards EUR (Mello, 2015_[133]) ; la participation a cependant ralenti depuis lors et le nombre de prêts consentis a reculé de 45 % en 2016 par rapport à 2015 (Newton et al., 2016_[134]). Entre 2010 et 2018, le programme ABC aurait évité, d'après les estimations, environ 100-154 Mt éq-CO₂ (Ministério da Agricultura, Pecuária e abastecimento, 2018_[135]), ce qui représente un alignement notable dans la sphère de l'utilisation des terres et met en lumière la capacité des prêts à des conditions de faveur à contribuer à la cohérence entre les différentes composantes de celle-ci.

Soutien en faveur de la foresterie

L'Irlande, la France, la Nouvelle-Zélande et l'Indonésie considèrent la foresterie et l'utilisation des terres comme un élément essentiel pour le respect de leurs engagements concernant leurs contributions déterminées au niveau national (CDN). L'Irlande, la France et la Nouvelle-Zélande espèrent s'appuyer sur l'expansion du secteur de la foresterie pour séquestrer le carbone et améliorer la séquestration du carbone et en favoriser l'élimination par le secteur de l'utilisation des terres (DCCAE, 2017_[136] ; MPI, 2018_[137] ; MAA, 2016_[138]). Par contre, l'Indonésie, qui possède l'un des secteurs caractérisés par l'un des niveaux les plus élevés d'émissions de GES imputables aux changements d'affectation des terres à l'échelle mondiale, vise à réduire les émissions liées au changement d'affectation des terres grâce à une diminution des taux de déforestation, une meilleure gestion des espaces forestiers existants et l'expansion des plantations de bois d'œuvre (République d'Indonésie, 2016_[139]). Les programmes forestiers peuvent fournir des avantages connexes de nature écosystémique et climatique au travers de l'expansion des écosystèmes naturels abritant une abondante biodiversité, ainsi que de la séquestration du carbone.

L'Irlande s'est fixé un objectif ambitieux : porter la couverture forestière de 11 % à 18 % d'ici 2050. Pour atteindre ces objectifs, une augmentation annuelle de 8 290 ha de forêts devra être assurée d'ici 2020 (contre 7 140 en 2017) (DAFM, 2015b^[140]). Des zones propices au boisement ont été identifiées au moyen d'un relevé forestier pour l'Irlande de nature indicative et fondé sur des données spatiales explicites. La plateforme dédiée aux demandes de boisement, un système d'information géospatiale (SIG) en ligne (iFORIS), permet de communiquer ces données aux parties prenantes concernées. Dans certaines circonstances, les zones situées au sein de sites Natura 2000 peuvent ne pas être acceptées, et leur cas peut être porté devant le Service des parcs nationaux et de la vie sauvage (*National Parks and Wildlife Service* – NPWS) ou devant d'autres organismes publics compétents.

Le programme forestier irlandais devrait coûter 263 millions EUR sur la période 2015-2020, montant dont la plus grande part, 199.5 millions EUR (soit 76 %), est affectée aux programmes de boisement couvrant en majeure partie la création de forêts d'exploitation à vocation commerciale (DAFM, 2015b^[140]). Le programme contient également d'importantes dispositions en faveur de la biodiversité, qui imposent notamment l'aménagement de zones tampons constituées de surfaces boisées naturelles (de 20 m de large) sur le pourtour des cours d'eau, que 30 % au moins des arbres plantés chaque année soient constitués de feuillus et que le programme de création d'espaces boisés naturels soit centré sur des zones essentielles pour la biodiversité. En dernier lieu, un soutien (certes modeste) est accordé à l'agroforesterie, qui en bénéficie pour la première fois. Le programme forestier irlandais est par conséquent bien en phase avec les objectifs de la sphère de l'utilisation des terres et comporte les mesures de sauvegarde appropriées pour éviter les conséquences négatives potentielles sur la biodiversité impliquées par les programmes antérieurs, dans lesquels les forêts de production ont remplacé des prairies riches en espèces situées dans des zones marginales d'un point de vue agricole (ADAS, 2014^[141]).

La situation de la France est similaire à celle de l'Irlande, les forêts et les espaces boisés devant vraisemblablement jouer un rôle fondamental dans la séquestration du carbone (INRA et IGN, 2017^[142]). Le programme national de la forêt et du bois 2016-2026 souligne la nécessité de développer l'exploitation des forêts françaises en faisant appel à des pratiques de gestion durable, de maintenir la valeur d'agrément des forêts pour la population française, et de renforcer leur contribution à l'atténuation du changement climatique et à l'adaptation aux effets de celui-ci (MAA, 2016^[138]). Les progrès dans la réalisation de ces objectifs sont mesurés à l'aide de 49 indicateurs différents, et des évaluations sont prévues en 2020 et 2026. Outre ce programme, une stratégie nationale vise par ailleurs à développer l'agroforesterie en vue d'améliorer la contribution des terres agricoles à l'atténuation du changement climatique.

La Nouvelle-Zélande avait auparavant recours à une série de mécanismes de financement pour encourager la plantation de forêts de production et de forêts permanentes, qui se conjuguent au système d'échange de droits d'émission pour fournir des incitations supplémentaires dans certains lieux, ou pour offrir d'autres options de financement afin de rendre les activités de boisement plus attractives pour les agriculteurs. Il s'agissait notamment du programme d'aide au boisement (*Afforestation Grant Scheme*), le programme de financement de la lutte contre l'érosion (*Erosion Control Funding Programme*) ou encore de l'initiative en faveur de la séquestration de carbone par les forêts permanentes (*Permanent Forest Sink Initiative*). Ensemble, ces instruments ont eu pour résultat que 55 % des nouvelles forêts plantées depuis 2008 ont bénéficié d'aides publiques (MfE, 2013^[143]). En 2019, ces moyens de financement sont désormais abolis (ou en passe d'être supprimés), et ils ont été remplacés par le programme « un milliard d'arbres » (*One Billion Trees*), dont le financement est assuré par des subventions d'un montant de 153 millions USD (234 millions NZD) sur dix ans (2018-2027) (Te Uru Rākau, 2018^[144]).

Les programmes de boisement en Nouvelle-Zélande sont bien en phase avec les objectifs climatiques du pays. Par exemple, l'un des objectifs fondamentaux du programme « un milliard d'arbres » consiste à procurer des avantages sur le plan de la biodiversité, des paiements d'un montant plus élevé étant accordés pour les essences indigènes et un financement complémentaire étant en outre octroyé pour le respect de critères additionnels de restauration écologique (Te Uru Rākau, 2018^[144]). Il en est allé de même par le passé, l'initiative en faveur de la séquestration du carbone par les forêts permanentes

donnant aux propriétaires terriens la possibilité d'obtenir des unités de réduction des émissions au titre du carbone séquestré depuis 2008 grâce aux forêts permanentes plantées sur leurs terres à compter du 1^{er} janvier 1990. En 2013, cette initiative couvrait plus de 18 000 hectares de terres, dont les trois quarts environ ont été reboisés avec des essences indigènes (MfE, 2013^[143]).

Le Brésil, l'Indonésie et le Mexique possèdent encore de vastes superficies de forêts primaires intactes (bien qu'elles soient en diminution), contrairement à la France et à l'Irlande, où il en subsiste très peu. Au Brésil et en Indonésie, sous l'effet de niveaux de déforestation et de dégradation des forêts sans précédent, d'importants volumes d'émission de GES sont imputables à l'utilisation des terres (Hansen et al., 2013^[53] ; Ministère de l'Environnement et de la Forêt, 2018^[145]), aussi les programmes forestiers de ces pays visent-ils à améliorer la gestion des superficies forestières qui existent encore plutôt qu'à les accroître. Au Mexique, il existe tout à la fois des programmes encourageant la gestion des forêts et d'autres promouvant l'expansion des plantations forestières à vocation commerciale.

Tous les programmes forestiers du Mexique ont été regroupés en 2013 dans le programme-cadre PRONAFOR, qui englobe le programme de PSE national (examiné plus haut) et le programme national de reboisement et de remise en état des forêts. Ce programme coordonne une série de mesures visant au reboisement et à la remise en état des forêts, y compris la régénération des sols, la distribution de jeunes plants, et l'entretien des espaces déjà reboisés. Depuis 2007, ce programme a permis de reboiser environ 2.8 millions ha au Mexique, bien que l'on ne sache avec certitude à quel volume de forêts cela équivaut de fait, puisque ce chiffre pourrait ne pas tenir compte des taux de survie différentiels (OCDE, 2013^[99] ; OCDE, 2017^[82]). En général, les mesures de reboisement bénéficiant d'un soutien visent à la mettre en place des essences forestières commerciales, de sorte que si elles fournissent des avantages climatiques et d'autres avantages écosystémiques, les avantages du point de vue de la biodiversité sont incertains, ce qui signifie que ces mesures ne sont que partiellement en phase avec la sphère de l'utilisation des terres.

L'Indonésie accorde également un vaste soutien public au reboisement, au travers du Fonds pour le reboisement, alimenté par un prélèvement imposé par le gouvernement sur le bois récolté (Barr et al., 2010^[146]). Ce Fonds ne parvient toutefois pas à assurer un reboisement significatif du fait d'une mauvaise gestion financière chronique, de la corruption, ainsi que de problèmes de capacités au niveau local (Barr et al., 2010^[146]). Enfin, la structure des transferts budgétaires interadministrations (examinés ultérieurement) a pour conséquence que le Fonds pour le reboisement de l'Indonésie encourage en fait la déforestation (Nurfatriani et al., 2015^[147]). Aussi ce Fonds, ainsi que d'autres mesures plus générales de soutien aux producteurs agricoles (examinées plus haut), devient-il de fait un important facteur de discordance au sein de la sphère de l'utilisation des terres, entraînant une augmentation des émissions et une importante dégradation des écosystèmes.

Les programmes forestiers de l'Irlande, de la France et de la Nouvelle-Zélande et le programme de reboisement du Mexique procureront vraisemblablement des avantages sur le plan de la biodiversité et du climat, mais en l'absence de nouveaux progrès techniques ce pourrait être aux dépens de la production alimentaire. Une grande partie des avantages potentiels en termes de biodiversité sont réduits à néant du fait que la foresterie commerciale est encouragée au détriment de la remise en état des espaces boisés naturels. Les données disponibles portent à croire que les hiatus entre la foresterie et la production alimentaire deviendront vraisemblablement plus difficiles à gérer étant donné que l'offre de terres marginales susceptibles d'être converties à la foresterie se raréfie, au risque de limiter l'efficacité des mesures en faveur du boisement.

Tableau 5.6. Soutien annuel aux producteurs agricoles et forestiers dans quelques pays

	Estimation du soutien à la foresterie (% de soutien en proportion de la production forestière)	Soutien à l'agriculture (ESP en % des recettes agricoles brutes 2016-18)
Irlande	12 %	19.7 % ¹
France	1,5 %	19.7 % ¹
Nouvelle-Zélande	15 %	0.8 % ¹

Note : Moyenne des pays de l'UE, faute de données ventilées par pays.

Source : Programmes forestiers : France : (MAA, 2016^[138]), Programme national de la forêt et du bois 2016-2026, <https://agriculture.gouv.fr/le-programme-national-de-la-foret-et-du-bois-2016-2026> ; Irlande : (DAFM, 2015b^[140]), Forestry Programme 2014-2020 : Ireland, <https://www.agriculture.gov.ie/forests/forestryprogrammes2014-2020/> ; Nouvelle-Zélande : (Te Uru Rākau, 2018^[144]), One billion trees fund : report on policy and design recommendations, <https://www.mpi.govt.nz/dmsdocument/32908-3-appendix1-report-on-policy-and-design-recommendations-oia> ; Statistiques forestières pour l'Irlande et la France tirées de (Eurostat, 2018^[148]), *Agriculture Forestry and Fisheries Statistics: 2018 edition* ; Nouvelle-Zélande (NZIER, 2017^[149]), *Plantation Forestry Statistics: Contribution of forestry to New Zealand*.

Soutien à l'agriculture : France, Irlande et Nouvelle-Zélande : (OCDE, 2019^[121]), *Estimations du soutien aux producteurs et consommateurs* (base de données), https://doi.org/10.1787/agr_pol-2018-fr.

En particulier, le soutien à la foresterie en France et en Irlande est plus restreint que le soutien à l'agriculture en termes relatifs, et considérablement plus faible en termes absolus, mais il n'est guère aisé d'obtenir des données sur le soutien aux producteurs dans le secteur agricole à un niveau inférieur à celui de l'UE (Tableau 5.6). Il n'est pas souhaitable d'établir une équivalence parfaite entre le financement de la foresterie et celui de l'agriculture, compte tenu de l'importance économique et sociale respective de ces deux secteurs. Cependant, l'actuel déséquilibre entre l'agriculture et la foresterie a pour conséquence que les incitations en faveur de la seconde ne seront vraisemblablement pas suffisantes pour encourager le boisement et le reboisement sur les terres agricoles. La conversion de terres agricoles en espaces forestiers s'avère nécessaire dans les pays qui se sont fixé d'ambitieux objectifs d'absorption d'émissions du secteur de l'utilisation des terres (par exemple en Irlande). En Nouvelle-Zélande, le soutien relatif à la foresterie (par rapport à la taille du secteur) est plus important que celui accordé à l'agriculture, mais l'étendue des forêts de production est demeurée relativement stable depuis 2000, ce qui donne à penser que d'autres facteurs économiques et sociaux font que la foresterie constitue une option moins compétitive que l'agriculture. Par exemple, les agriculteurs pourraient ne pas vouloir sacrifier des pâturages de bonne qualité pour les consacrer à la foresterie, compte tenu du caractère quasi-permanent d'une telle conversion, qui s'accompagne de changements de mode de vie et ne donne pas lieu à une compensation de la perte de valeur des terres (Farrelly et Gallagher, 2015^[150] ; Gawith et Hodge, 2018^[151]).

Bien que la réévaluation de l'équilibre entre les incitations publiques respectivement accordées à la foresterie et à l'agriculture aux niveaux national et local constitue un premier pas dans le bon sens pour faire en sorte que les programmes forestiers puissent contribuer aux objectifs climatiques et écosystémiques, des recherches plus poussées sont nécessaires pour déterminer comment faire de la foresterie une option plus compétitive d'utilisation des terres. Pour finir, sans une réglementation judicieuse, le boisement peut également avoir des effets négatifs sur la biodiversité et le climat si les forêts de production remplacent des écosystèmes d'une grande valeur sous l'angle de la biodiversité, ou si elles sont situées dans des zones de tourbières, car les émissions dues à l'oxydation des tourbières pourrait être supérieure à la séquestration assurée par la croissance des arbres (Miettinen et al., 2017^[49] ; Buscardo et al., 2008^[152]).

Biocarburants, etc.

Outre celles accordées à l'agriculture et à la foresterie, plusieurs autres types de subventions peuvent être nettement discordants par rapport aux objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. Les intrants énergétiques subventionnés, souvent au moyen d'avantages fiscaux, comme les carburants (Brésil,

Indonésie), l'énergie utilisée dans l'agriculture (Irlande, France, Mexique) et l'électricité, risquent de doper les émissions de GES et de favoriser une utilisation inefficace des ressources (telles que l'eau au Mexique), et d'avoir ce faisant des impacts sur les écosystèmes. La valeur de ces subventions et leurs impacts sur l'utilisation des terres dans les pays étudiés sont difficiles à estimer, mais le soutien accordé à l'échelle mondiale aux énergies fossiles a été évalué à 373 milliards USD en 2015. Malgré les efforts de réforme (notamment en Indonésie), ces subventions représentent un important obstacle à une harmonisation à l'intérieur de la sphère de l'utilisation des terres (OCDE, 2018d_[153]).

Dans plusieurs cas, les subventions encourageant les stratégies de réduction des émissions au travers du développement des capacités de production de biocarburants peuvent avoir des effets négatifs sur d'autres aspects de la sphère de l'utilisation des terres. Au Brésil, par exemple, les droits à l'importation sur les biocarburants produits à l'étranger favorisent la production intérieure à partir de soja (qui constituait 70 % des matières de base utilisées pour produire des biocarburants en 2016) (USDA, 2017_[154]), ce qui risque d'avoir des conséquences négatives sur les écosystèmes en raison de la poursuite de l'expansion de l'agriculture. La situation est similaire en Indonésie, où d'importantes subventions en faveur des biocarburants produits dans le pays, principalement à partir d'huile de palme, encouragent l'expansion des plantations, accroissant de ce fait les pressions sur les écosystèmes naturels (Mcfarland, Whitley et Kissinger, 2015_[114]). En Indonésie, la politique des biocarburants peut même avoir des effets encore plus négatifs sur le climat si l'on tient compte des émissions sur l'ensemble du cycle de production, en particulier si elle encourage l'agrandissement des palmeraies à huile sur des sols à forte teneur en carbone tels que les tourbières (Tilman et al., 2009_[155]).

En Irlande, une taxe au titre de l'obligation de service public (*Public Service Obligation* – PSO) est due par tous les consommateurs d'électricité et elle constitue tout à la fois un élément d'alignement et de décalage. Cette taxe a deux conséquences importantes sur la sphère de l'utilisation des terres. Premièrement, elle soutient le développement de la production d'électricité à partir de la biomasse, principalement issue de forêts de production en Irlande. Deuxièmement, elle subventionne la production d'électricité à partir de la tourbe (103.4 millions EUR en 2017/18), l'un des combustibles solides les plus intensifs en carbone de la planète, ce qui a des répercussions négatives non seulement sur le climat, mais aussi sur la biodiversité (CER, 2017_[156]).

Dans certains cas, les subventions à l'origine de discordances dans la sphère de l'utilisation des terres ont été mises en œuvre pour des raisons totalement étrangères aux préoccupations dans ces domaines. Par exemple, les subventions aux biocarburants en Indonésie sont destinées à réduire la dépendance à l'égard des importations de pétrole (Mcfarland, Whitley et Kissinger, 2015_[114]) et les subventions en faveur de l'exploitation des tourbières sont utilisées en Irlande depuis les années 50 pour soutenir des populations rurales isolées (DAHG, 2015_[50]). Cependant, quel que soit leur objectif initial, si leurs conséquences sur l'utilisation des terres ne sont pas prises en compte, la sphère de l'utilisation des terres risque d'en pâtir. Certains hiatus sont sans doute inévitables, mais les pays devraient s'efforcer d'y remédier en évaluant les systèmes de subvention sous l'angle du climat, de l'utilisation des terres, des écosystèmes et de l'alimentation, et en éliminant les problèmes les plus pressants.

Outre les subventions qui encouragent directement les changements d'affectation des terres, le soutien dispensé aux biocarburants dans tous les pays étudiés peut avoir d'importants effets sur la sphère de l'utilisation des terres. Il est probable que le subventionnement de la production de biocarburants à partir d'huile de palme en Indonésie et de soja au Brésil se traduise par une augmentation des émissions, par la dégradation des écosystèmes du fait de l'agrandissement des surfaces agricoles, et par le remplacement des cultures vivrières (Mcfarland, Whitley et Kissinger, 2015_[114] ; Tilman et al., 2009_[155]). Il en va de même dans les autres pays où les subventions en faveur des biocarburants ou de la biomasse pourraient conduire à une augmentation de la demande, satisfaite par des importations. Les hiatus entre les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres sont inévitables, et les analyser dans le contexte national peut aider à éviter de créer des incitations pernicieuses en faveur de la déforestation

(comme c'est le cas en Indonésie). La suppression ou la réforme des réformes préjudiciables de ce type contribuerait grandement à remédier aux discordances au sein de la sphère de l'utilisation des terres.

Réforme foncière

Comme cela a été précédemment souligné, la sécurité du régime foncier est essentielle pour la mise en œuvre de politiques efficaces au sein de la sphère de l'utilisation des terres. En France, en Irlande et en Nouvelle-Zélande, le régime foncier est pour l'essentiel clair et sûr, mais en Indonésie et au Brésil, une réforme d'ampleur est nécessaire pour le clarifier et le sécuriser. La réforme foncière en Indonésie comporte deux grands éléments liés au secteur forestier : le premier a trait à la promotion et au développement de la gestion collective des forêts et le second à la réforme agraire. L'Indonésie vise à disposer au total de 12.7 millions ha de forêts gérées collectivement, dont 4.5 millions ha doivent être attribués avant la fin 2019 (Ministère de l'Environnement et de la Forêt, 2018_[145]). Dans le cadre de ces programmes, les droits d'accès aux terres et celui d'en assurer la gestion sont transférés de l'État indonésien à une association locale. Le ministère indonésien de l'Environnement et des Forêts considère ces dispositifs comme un scénario d'évolution inclusif vers l'atténuation du changement climatique et la réduction de la pauvreté en offrant aux populations locales l'accès aux ressources forestières et la possibilité d'en tirer parti (Ministère de l'Environnement et de la Forêt, 2018_[145]). Cependant, les surfaces effectivement transférées ont représenté au total 1.7 million ha en 2018, et malgré une accélération du processus de réforme foncière, de nouveaux efforts doivent être déployés pour le renforcer et le rationaliser (Ministère de l'Environnement et de la Forêt, 2018_[145]). Plusieurs facteurs ont provoqué ce retard, notamment les réductions budgétaires subies par le ministère de l'Environnement et des Forêts, et ont compliqué le long processus de certification. Cependant, les programmes de foresterie sociale n'en représentent pas moins une voie pleine de promesses pour la réforme du régime foncier. Des efforts sont déployés actuellement pour rationaliser la procédure de dépôt des candidatures, et les délais ont été ramenés de 2-3 ans à 1 an environ. Mais la procédure demeure compliquée et un renforcement des capacités est nécessaire pour améliorer l'accès des populations au dispositif et les performances environnementales des programmes de foresterie sociale.

La réforme agraire constitue le second élément de la réforme foncière en Indonésie. Dans le cadre du programme de réforme agraire (connu sous le nom de TORA), 9 millions ha de terres à vocation agricole seront redistribuées aux populations rurales afin de réduire la pauvreté et les inégalités. Sur cette superficie globale, 4.1 millions ha proviendront du domaine forestier national (Ministère de l'Environnement et de la Forêt, 2018_[145]). Bien qu'il vise à atteindre des objectifs sociaux, ce programme risque d'avoir des impacts négatifs sur la biodiversité et le climat, si les terres redistribuées contiennent des écosystèmes riches en biodiversité (forêts primaires, par exemple) ou se trouvent situées sur des zones de tourbières (Miettinen et al., 2017_[49]).

Au Brésil, la réforme foncière en est à un stade plus avancé et l'approche a été différente. Le code forestier a privilégié la cartographie et l'identification des propriétés foncières individuelles situées au sein des espaces forestiers et leur enregistrement dans le système CAR (*Cadastro Ambiental Rural*) national. En août 2016, 3.7 millions de propriétés couvrant 387 millions ha, ont été enregistrées dans le système CAR (Azevedo et al., 2017_[14]). Grâce à ce système, des efforts de répression des infractions à la réglementation, tels que la constitution d'une liste noire interdisant l'accès au crédit, sont déployés en vue de sanctionner les propriétaires fonciers qui se seraient livrés à une déforestation illégale. Bien que des problèmes pour assurer le respect effectif du code forestier se posent, à tel point que Azevedo *et al.* (2017_[14]) ont constaté que 6 % seulement des propriétés enregistrées ont pris des mesures pour remettre en état les terres illégalement défrichées, l'enregistrement des propriétés a réduit à elle seule de 10 % la déforestation (Alix-Garcia et al., 2018_[157]). La réforme foncière a donc été un facteur clé du succès des efforts déployés par le Brésil (jusqu'en 2015) pour réduire la déforestation de l'Amazonie²⁴.

Les approches actuelles de la réforme du régime foncier au Brésil et en Indonésie sont bien en phase avec les objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. Les données en provenance du Brésil portent à croire que le seul fait d'enregistrer une propriété entraîne une baisse de la déforestation, ce qui va de pair avec des avantages sur le plan des écosystèmes et du climat (Alix-Garcia et al., 2018^[157]). La situation en Indonésie est un peu plus compliquée en raison du chevauchement des compétences des diverses institutions et de cartes contradictoires qui aboutissent à une exploitation illégale des terres. Malgré les résultats contrastés enregistrés à ce jour dans le domaine de la gestion collective des forêts (Santika et al., 2017^[158]), il est essentiel de poursuivre les efforts visant à l'étendre et ainsi remédier aux incohérences au sein de la sphère de l'utilisation des terres.

Transferts budgétaires interadministrations

Tous les pays ont plusieurs administrations (si l'on fait abstraction des petites villes-État) et les transferts budgétaires interadministrations (TBI)²⁵ constituent le mécanisme par lequel ils procèdent à la décentralisation budgétaire. Aussi les TBI constituent-ils le principal moyen de financement à l'échelon infranational dans la plupart des pays. En général, les TBI visent à faire en sorte que les revenus dont disposent les administrations infranationales sont à la mesure des besoins de la population. Ils peuvent encourager et promouvoir la réalisation des objectifs nationaux, provinciaux ou communaux, par exemple dans le domaine de l'égalité, de la fourniture de services publics et de la réduction de la pauvreté. À ce titre, les TBI revêtent une grande importance pour la sphère de l'utilisation des terres, surtout dans le cas des grands pays décentralisés tels que le Brésil et l'Indonésie.

En Indonésie, les recettes partagées dont un district peut bénéficier sont directement proportionnelles au montant des recettes tirées de la foresterie, et aucune sanction n'est actuellement prévue en cas de surexploitation des espaces forestiers. Dans le cadre de la structure actuelle des TBI, environ 40 % des recettes tirées des activités forestières sont reversées au district producteur. Aussi les administrations des districts sont-elles incitées à maximiser les recettes forestières grâce à l'exploitation des forêts et à leur conversion en plantations de bois d'œuvre (Nurfatriani et al., 2015^[147]). Les palmeraies à huile génèrent également des recettes qui sont reversées au district producteur, et bien que le pourcentage reversé soit bien plus faible, la rentabilité plus élevée du palmier à huile fait que le district producteur en tire des sommes plus élevées en termes réels (Irawan, Tacconi et Ring, 2013^[159]). Ce transfert de recettes incite les administrations des districts à maximiser leurs revenus en favorisant la création de palmeraies dans les espaces forestiers.

Au Brésil, la « taxe sur la valeur ajoutée écologique » (ICMS-E) est un mécanisme par lequel les recettes fiscales d'un État fédéré ou d'une municipalité sont transférées à un autre État fédéré ou une autre municipalité, en contrepartie de quelque forme de protection de l'environnement. Depuis son instauration en 1991 dans le Paraná, l'ICMS-E avait été adoptée dans 17 des États du Brésil en 2018. L'ICMS-E a d'abord été mis en œuvre pour récompenser les municipalités acceptant d'accueillir des AP, et 16 de ces 17 États s'appuient à présent sur des indicateurs spécifiquement axés sur les aires protégées (Droste et al., 2017^[160]). Le montant de l'ICMS-E diffère d'un État à un autre, mais il peut représenter jusqu'à 8 % du produit de la taxe municipale sur la valeur-ajoutée. Il a de plus été démontré que cet instrument encourage la création d'AP, mais aucune analyse de ses impacts écologiques n'a été réalisée (Droste et al., 2017^[160]).

La France met en œuvre un système de transferts budgétaires similaire à celui de l'Indonésie, la DGF, dans le cadre duquel les municipalités reçoivent des paiements en fonction de leur superficie et de la taille de leur population. Depuis 2007, la DGF inclut également une composante écologique qui alloue aux collectivités locales un montant complémentaire si elles se trouvent au cœur d'un parc naturel, de manière à compenser leurs moindres perspectives de développement (Borie et al., 2014^[161]). Cependant, sur les 36 783 communes présentes sur le territoire français, seules 150 étaient susceptibles de bénéficier de

l'allocation écologique (en 2014) ce qui représentait 0.02 % des 13.6 milliards EUR répartis par la DGF (Borie et al., 2014^[161]).

En faisant dépendre le montant des recettes redistribuées des performances environnementales, les TBI pourraient fournir une puissante incitation à privilégier les objectifs de la sphère de l'utilisation des terres au niveau local, et être utilisés pour offrir aux autorités locales une compensation au titre de la fourniture de larges volumes de biens à l'échelle nationale, dans le domaine de la biodiversité ou de l'atténuation du changement climatique, par exemple. Cependant, en privilégiant l'agriculture, l'approche indonésienne crée une discordance entre les diverses composantes de la sphère de l'utilisation des terres. Le Brésil et la France s'appuient par contre sur certains critères environnementaux, mais la part des recettes allouées dans le cadre de ces mécanismes est relativement modeste, ce qui en limite l'impact. Une augmentation des recettes disponibles dans le cadre des TBI pour assurer un bon alignement entre les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres encouragerait les autorités locales à gérer les composantes, parfois antagonistes, de cette sphère, tout en leur donnant la possibilité de mettre en œuvre des mesures appropriées au niveau local.

Approches informationnelles, volontaires, etc.

L'inefficience des systèmes actuels d'utilisation des terres aura d'importants impacts pour la société à travers du changement climatique et de la diminution des services écosystémiques (voir chapitre 2), et elle aura des conséquences négatives pour de larges pans de l'économie (OCDE, 2019b^[22]). Il est donc essentiel de permettre aux parties prenantes publiques et privées de prendre des décisions avantageuses d'un point de vue économique et durables à long terme pour concilier effectivement les différents objectifs de la sphère de l'utilisation des terres. La recherche scientifique, un meilleur accès aux données et une utilisation plus efficace de celles-ci, ainsi que l'intensification de la transmission de connaissances aux parties prenantes qui en ont le plus besoin, sont autant d'éléments essentiels pour améliorer les décisions d'utilisation des terres. Les administrations nationales et infranationales jouent un rôle essentiel en soutenant la recherche scientifique et en facilitant le flux d'informations à destination des parties prenantes, par exemple à destination des agriculteurs au travers des services de vulgarisation.

Plus largement, les gouvernements des pays étudiés ont commencé à recourir à des approches fondées sur des données massives et ouvertes en vue de renforcer la durabilité et la transparence de l'utilisation des terres. En Irlande, par exemple, le programme Origin Green (Encadré 5.3) donne lieu à un vaste effort de collecte de données, afin d'élaborer des plans de gestion évolutifs. Depuis 2013, le Mexique considère comme une priorité le libre accès aux données relatives à l'action publique, et il met désormais à la disposition du public un vaste éventail d'informations sur les mécanismes comme la compensation des atteintes à la biodiversité ou les PSE (OCDE, 2018^[162]). Le rôle joué par les données spatiales librement accessibles dans la démocratisation de l'utilisation des terres est également reconnu dans les pays étudiés, avec des plateformes de données spéciales disponibles en ligne au travers du programme *One Map* en Indonésie, du ministère de la Préservation en Nouvelle-Zélande, et de la Commission nationale pour la connaissance et l'utilisation de la biodiversité (CONABIO) au Mexique.

Plusieurs nouvelles technologies jouent déjà un rôle clé dans l'amélioration de la durabilité de l'utilisation des terres. Les technologies de télédétection, par exemple, sont déjà largement utilisées pour surveiller la déforestation au Brésil (au moyen des systèmes PRODES et DETER), et l'Indonésie investit actuellement dans des systèmes similaires pour suivre les feux de forêt et les modifications de l'occupation des sols, afin de compléter les systèmes mondiaux existants. Il importe de poursuivre la mise au point de ces technologies pour améliorer la détection du non-respect des réglementations environnementales, de manière à encourager une utilisation durable des terres. La recherche génomique est actuellement utilisée pour accroître l'efficacité de la production de lait et de viande bovine en Irlande et en Nouvelle-Zélande. Enfin, l'intelligence artificielle est de plus en plus utilisée pour accroître la précision et l'efficacité de

l'agriculture (CGIAR, 2018^[163]) et la chaîne de blocs est considérée comme une approche prometteuse pour assurer de bout en bout une consommation durable (Deloitte, 2017^[164]). Les gouvernements pourraient jouer un rôle essentiel en facilitant la recherche sur les nouvelles technologies et en assurant leur diffusion si elles s'avèrent efficaces. En particulier, lorsque les parties prenantes qui en ont besoin ne disposent pas de ressources suffisantes pour tirer pleinement parti de ces nouvelles possibilités (comme dans le cas des petits exploitants des pays en développement).

Approches fondées sur l'analyse du cycle de vie

Les approches fondées sur l'analyse du cycle de vie (ACV) s'appuient sur des méthodes quantitatives destinées à évaluer les impacts sur l'environnement sur l'ensemble de la durée de vie d'un produit, depuis la production jusqu'à la consommation. Dans le cadre de l'ACV, tous les impacts associés à la production d'un bien (tels que les émissions de GES) sont considérés comme incorporés dans le produit final au stade de la consommation. Aussi les impacts pris en compte par l'ACV sont-ils indépendants de leur localisation et l'ACV pourrait aider à quantifier les fuites dues à des mécanismes de tarification tels que le SEDE. L'ACV peut également contribuer à quantifier de manière plus générale les impacts négatifs des échanges de produits de la terre sur la sphère de l'utilisation des terres. L'application, le déploiement et le perfectionnement des approches fondées sur l'ACV dans différents secteurs constituent une importante mesure du côté de la demande en vue d'éviter les impacts négatifs des échanges sur les diverses composantes de la sphère de l'utilisation des terres. Dans les pays étudiés, plusieurs initiatives différentes visent à promouvoir l'utilisation de l'ACV et d'autres approches en vue de quantifier et de limiter les impacts négatifs exercés en amont ou en aval par la production et la consommation intérieures de biens et services.

La Stratégie nationale de lutte contre la déforestation importée (SNDI), (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2018^[165]), comporte diverses mesures du côté de la demande destinées à mieux évaluer et au bout du compte réduire la déforestation au sein de la chaîne d'approvisionnement des biens et services français. Elle propose par exemple l'instauration d'un axe « zéro déforestation » dans les rapports de RSE du secteur privé (mesure 11.1), ainsi que dans les rapports d'information non financière que sont tenus de soumettre les institutions financières et les investisseurs (mesure 12.1). La SNDI recommande en outre un éventuel élargissement du champ d'application d'une loi imposant un « devoir de vigilance » aux entreprises françaises en ce qui concerne les risques sociaux et environnementaux liés à leurs chaînes d'approvisionnement afin de tenir expressément compte des risques de déforestation (mesure 11.2).

Les critères de durabilité des biocarburants – tels qu'ils sont utilisés par la France et l'Irlande en vertu des règlements de l'UE – constituent un bon exemple d'application de l'ACV dans le cadre de l'action des pouvoirs publics. Conformément à la législation de l'UE, les bioénergies doivent respecter certains critères de durabilité exigeant une réduction de 35 % des émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie (culture, transformation, transport), par rapport à ceux d'origine fossile²⁶. La mise en œuvre de l'ACV est en l'occurrence intervenue après l'adoption de la loi initiale, pour répondre aux craintes concernant les risques de changement indirect d'affectation des terres imputables à l'expansion de l'agriculture du fait de la demande croissante d'oléagineux (Frank et al., 2013^[166]). En décembre 2018, la directive Énergies renouvelables II²⁷ a introduit une nouvelle approche du « changement d'affectation des sols indirect » (CASI) en fixant une limite comptable décroissante à l'utilisation de biocarburants impliquant un risque de CASI. En février 2019, aucune définition des matières de base qui constituent une forme de biomasse présentant un risque élevé de CASI n'avait été adoptée.

Les critères de durabilité fixés dans les réglementations nationales (ou supranationales, telles que celle de l'UE) ont aussi un impact sur les problèmes de la sphère de l'utilisation des terres et sur la cohérence des politiques dans les pays d'origine des biocarburants ou des matières de base, comme l'Indonésie et le Brésil. L'Indonésie, par exemple, fournissait 49 % de l'huile de palme de l'UE en 2017 (Service européen pour l'action extérieure, 2018^[167]), et environ 40 % des importations de l'UE sont utilisées pour produire

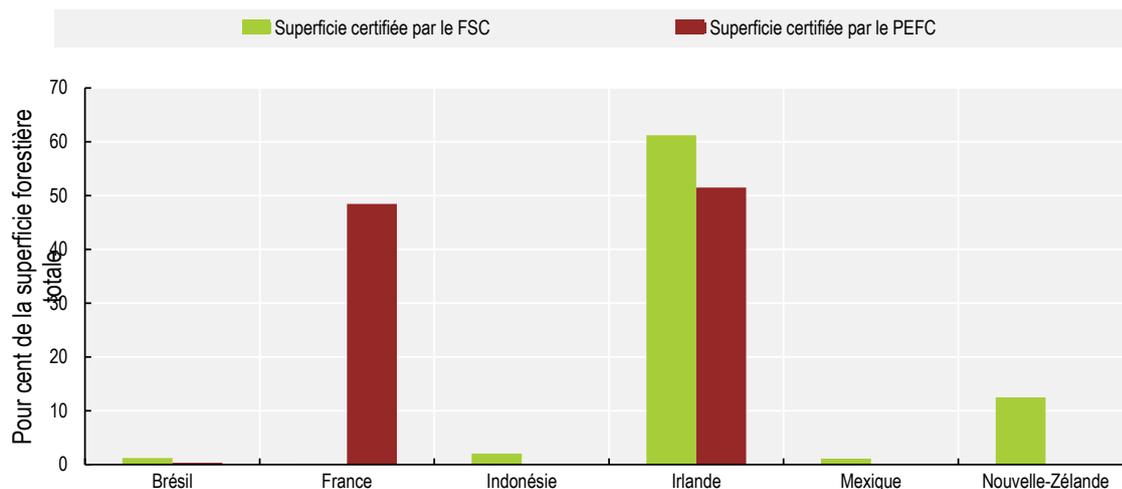
des biocarburants (Deutsche Welle, 2018_[168]). Le palmier à huile figure parmi les cultures d'oléagineux les plus performantes en termes de rendement. De ce fait, si les impacts négatifs locaux de la production et les émissions des transports sont efficacement réduits et gérés, les biocarburants à base d'huile de palme peuvent en théorie constituer un exemple d'interactions synergiques entre les échanges et l'utilisation des terres (Mekhilef, Siga et Saidur, 2011_[169]). Cependant, pour l'instant, la gestion des impacts de la production d'huile de palme se révèle problématique (OCDE, 2019a_[12]). Bien que l'efficacité de la gestion de ces hiatus puisse encore être notablement améliorée (Moreno-Peñaranda et al., 2018_[170]) et qu'il soit possible de réduire sensiblement les impacts du système indonésien de production d'huile de palme dans son ensemble (OCDE, 2019a_[12])²⁸, l'application des critères de durabilité de l'UE aux biocarburants a été à l'origine de modifications des réglementations et pratiques d'utilisation des terres en Indonésie (Hia et Kusumawardani, 2016_[171]). C'est en partie pour se conformer à ces critères qu'il a été demandé en 2014 aux producteurs d'huile de palme indonésiens de se conformer à certaines normes de production récapitulées dans la réglementation « pour une huile de palme durable en Indonésie » (*Indonesian Sustainable Palm Oil – ISPO*) (Ministère de l'Agriculture, 2011_[172]).

La participation de l'éventail le plus large possible d'acteurs du côté de l'offre et de la demande est importante si l'on veut que les approches fondées sur la chaîne de valeur et sur l'analyse du cycle de vie exercent une influence positive notable sur l'utilisation des terres. Par exemple, la rapide augmentation, depuis les années 2000, de la demande chinoise de plusieurs groupes de produits essentiels explique une part non négligeable des impacts des exportations sur la sphère de l'utilisation des terres dans les pays étudiés. En 2016, 82 % des exportations brésiliennes de soja étaient destinées à la Chine. Cette dernière est le premier importateur de produits forestiers provenant d'Indonésie et le deuxième importateur d'huile de palme et de caoutchouc de ce pays (Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de l'Approvisionnement alimentaire, 2017_[173] ; BPS Statistics Indonesia, 2017_[174]). De même, la récente augmentation des exportations irlandaises de produits laitiers et françaises de bois ronds sont pour une large part attribuables à la demande chinoise (Department of Agriculture Food and the Marine, 2018_[175] ; Fédération nationale du bois, 2018_[176]). Par conséquent, l'adhésion de la Chine et des autres économies émergentes aux initiatives limitant les impacts sur l'utilisation des terres en dehors de leurs frontières revêt une importance essentielle.

Certification obligatoire ou volontaire

Divers systèmes de certification, soit volontaires, soit obligatoires, s'appliquent aux domaines dont il est question ici dans les pays étudiés. L'un des plus courants a pour but de certifier les forêts elles-mêmes et leurs produits. Le Programme de reconnaissance des certifications forestières (PEFC) et le Forest Stewardship Council (FSC) sont les deux dispositifs les plus importants et les plus reconnus dans le monde. Tous les pays étudiés recourent à l'un et à l'autre à différents degrés (Graphique 5.3). Globalement, ils visent tous deux à assurer la durabilité de la filière bois, en faisant en sorte que la gestion des forêts obéisse à certains impératifs (comme la préservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques), et la légalité du bois utilisé pour fabriquer d'autres produits (PEFC, 2010_[177]).

Graphique 5.3. Pourcentage de la superficie forestière certifié par le PEFC et le FSC en 2014



Note : en Indonésie et en Nouvelle-Zélande, les normes nationales ont été officiellement validées par le PEFC en 2014 et 2015, respectivement, de sorte qu'il n'y avait pas de forêts certifiées en 2014.

Il convient de noter que la superficie des forêts est beaucoup plus grande en Indonésie et au Brésil, et que, par conséquent, même si la superficie certifiée y est limitée en pourcentage, elle est nettement plus vaste, en valeur absolue, qu'en Irlande ou en France.

Il n'existe pas de norme nationale du PEFC au Mexique.

Source : FAO (2015[178]), Évaluation des ressources forestières mondiales 2015, <http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf>.

Les grands systèmes internationaux comme le FSC et le PEFC appliquent en général de nombreux critères de certification. En conséquence, y postuler n'est pas une option commerciale viable pour les petits exploitants ou les exploitations forestières gérées en commun, lesquels possèdent rarement le capital et les capacités techniques nécessaires (McDermott, Irland et Pacheco, 2015_[179]). Bien qu'il existe un programme spécialement conçu pour les cas de ce type (programme pour les forêts de petite taille et exploitée de façon peu intensive), seuls 4 % des superficies certifiées par le FSC sont gérés par des petits exploitants. Ces dispositifs se révèlent donc inadaptés aux espaces forestiers des pays tropicaux, où prédominent généralement les forêts gérées par de petits exploitants ou en commun. Par exemple, au Mexique, les *Ejidors* et les *Comunidades* (deux formes de régime foncier collectif) s'occupent de 70 % au moins de l'ensemble des forêts et fournissent à peu près 85 % de la totalité du bois rond commercialisé (García-Montiel et al., 2017_[180]). Le manque de pénétration des systèmes de certification dans ces segments limite leur capacité à influencer la situation dans la sphère de l'utilisation des terres sous les tropiques, ce qu'il ne faut surtout pas négliger étant donné que les petites exploitations forestières ont brassé 1 290 milliards USD en 2017 (Verdone, 2018_[181]).

Ne fonctionnant pas tout à fait comme le FSC, le PEFC valide des dispositifs de certification nationaux qui répondent à certains critères de durabilité. Il existe un mécanisme national dans tous les pays étudiés, mais le Mexique est le seul qui ne possède pas de norme reconnue par le PEFC²⁹. L'État a conçu le système Mexico Forest Certification (MFC), assis sur des règles moins nombreuses et moins rigoureuses, ce qui le rend plus attractif pour les petits exploitants et les exploitations gérées en commun. Ainsi, les petits exploitants sont plus nombreux à postuler au MFC, tandis que les grandes exploitations privilégient le FSC, plus strict (García-Montiel et al., 2017_[180]).

Outre la gestion du bois, il existe tout un éventail de normes nationales et internationales, publiques ou privées, applicables à des filières agricoles très diverses. Cinq-cent quarante-quatre systèmes d'éco-étiquetage sont analysés dans Gruère (2013_[182]) et il en ressort que 63 % d'entre eux portent sur des points en rapport avec la sphère de l'utilisation des terres (lutte contre les produits chimiques, préservation de la biodiversité, gestion des ressources naturelles et changement climatique). De plus, le

recours à la certification et aux labels augmente rapidement, et le nombre de systèmes a été multiplié par cinq entre 1988 et 2007 (Gruère, 2013^[182]).

En théorie au moins, les normes de certification peuvent être employées pour concilier les objectifs, mais dans certains cas, elles peuvent être en contradiction avec la législation nationale. La Table-ronde pour une huile de palme durable (RSPO) en est un bon exemple. Dans ce dispositif, les entreprises doivent en effet estimer la valeur des concessions du point de vue de leur biodiversité et s'abstenir de mettre en production, autrement dit, de convertir, les superficies qu'il est important de préserver. Elles sont tenues de faire de même par la loi indonésienne³⁰, mais la valeur écologique est définie de manière très différente dans un cas et dans l'autre. Par conséquent, des terres non exploitées en raison de leur valeur écologique élevée peuvent être et sont retranchées des concessions et réattribuées à des entreprises non soumises aux règles de la RSPO pour être converties en plantations, ce qui fait obstacle à l'application des règles en question (Colchester et al., 2009^[183]). Surtout, les grands marchés sont loin de s'être approprié la norme RSPO : seule une très petite partie des 10.6 Mt d'huile de palme importées par l'Inde et seulement 50 000 des 4.8 Mt importées par la Chine sont certifiées RSPO (Schleifer et Sun, 2018^[184]). Il faudrait que cette norme soit adoptée plus largement pour que la situation s'améliore dans le secteur conformément aux objectifs.

Le deuxième obstacle à l'efficacité de la certification, eu égard aux objectifs visés dans la sphère de l'utilisation des terres, tient au laxisme ou aux carences du contrôle de la conformité. Si le respect des règles n'est pas contrôlé comme il se doit, la certification risque de ne pas porter ses fruits, sur le plan environnemental, ou pire, d'être utilisée pour légitimer des activités illégales. En Indonésie, les produits exportés vers l'UE font l'objet d'un système de garantie de la légalité du bois (« SVLK ») mis en place en 2008 et des permis FLEGT (Forest Law Enforcement Governance and Trade) sont délivrés aux fournisseurs certifiés. Toutefois, étant donné que le respect de la loi n'est pas contrôlé avec rigueur et de façon cohérente dans le pays, des entreprises certifiées blanchissent désormais du bois illégal (EIA et JPIK, 2017^[185]). Le manque de contrôle du respect des normes de certification porte atteinte à la crédibilité du dispositif, notamment s'il est de notoriété publique. Pour le consommateur final, les conditions de production sociales et environnementales de beaucoup de produits agricoles et forestiers ne sont pas visibles. Les systèmes de certification ont beau offrir une solution à l'asymétrie d'information entre producteurs et consommateurs, si ces derniers ne leur font pas confiance (et si, par conséquent, les surpris sont plus bas), leur efficacité s'en trouve encore plus limitée.

La certification aide, aujourd'hui, à atteindre les objectifs dans certains domaines de la sphère de l'utilisation des terres, mais son efficacité est sapée par le manque de cohérence des surpris, un déficit de capacités (notamment chez les petits exploitants), des décalages avec le contexte national et les lacunes du contrôle. Pour inverser cette tendance, il est essentiel de renforcer les capacités, en particulier autour des gestionnaires des petites exploitations et des exploitations communes, étant donné la place qu'ils occupent dans les systèmes agricoles tropicaux (Verdone, 2018^[181]). Enfin, améliorer les capacités de vérification et de police, une fois encore en mettant l'accent sur les systèmes tropicaux où la gouvernance pose des problèmes plus délicats, contribuerait à renforcer l'efficacité et la fiabilité des dispositifs de certification.

Encadré 5.2. Mesures promouvant la conduite responsable des entreprises (CRE)

Les mesures publiques qui encouragent la conduite responsable des entreprises (CRE) peuvent atténuer les pressions foncières engendrées à la fois par l'offre et par la demande, notamment lorsqu'elles ciblent les chaînes de valeur mondiales.

La CRE peut largement contribuer à infléchir l'impact des échanges internationaux sur la sphère de l'utilisation des terres en faisant reculer la déforestation liée à la production de produits de base. En juin 2018, on dénombrait au niveau mondial au moins 785 engagements publics, pris par 471 producteurs, négociants, fabricants et détaillants, de ne pas acheter ou vendre des produits de base associés à la destruction de forêts (Haupt et al., 2018^[186])³¹. Le degré auquel un tel engagement débouche sur une baisse mesurable de la déforestation dépend toutefois de toute une série de facteurs, parmi lesquels la motivation de l'entreprise et son pouvoir relatif au sein de la chaîne d'approvisionnement sont particulièrement importants (Gasparri et de Waroux, 2015^[187] ; le Polain de Waroux et al., 2016^[188]). Les politiques publiques d'accompagnement (et d'autres formes d'interaction public-privé) favorisent l'efficacité des engagements de CRE en termes de réduction de la déforestation. C'est le cas notamment des mesures prises par les pouvoirs publics pour renforcer et valider officiellement les normes et codes de conduite privés en matière de CRE, faciliter le partage des informations dans l'optique de la transparence des chaînes d'approvisionnement, prendre en charge les coûts de mise en conformité des petits producteurs ou inciter les industriels à s'autoréguler en laissant planer la menace d'un durcissement de la réglementation (Lambin et al., 2018^[189]).

Pour un exemple de pratiques exemplaires pouvant conduire les filières agricoles, moyennant la coopération public-privé, à ne pas porter atteinte à la sphère de l'utilisation des terres, on pourra se reporter au Guide publié par l'OCDE et la FAO (OCDE/FAO, 2016^[190]). Cet ouvrage présente un modèle de politique d'entreprise pour des filières agricoles responsables et un cadre de vérifications préalables basé sur les risques, qui intègre la protection de l'environnement et l'utilisation durable des ressources foncières avec les autres principes de CRE. Les entreprises peuvent s'en servir pour identifier des mesures qui améliorent concrètement les performances environnementales et sociales des filières agricoles, et les pouvoirs publics, pour promouvoir ces mesures et mettre en phase leurs politiques. Un projet pilote de mise en œuvre des orientations est en cours. Il fait intervenir des initiatives et des entreprises qui mènent d'importantes activités dans les pays étudiés, mais les résultats de la mise en œuvre ne sont pas encore connus et devront être évalués (OCDE/FAO, 2018^[191]).

Systèmes d'information et de transmission des connaissances dans l'agriculture

Les décisions de tout responsable de la gestion de terres ont une grande influence sur la situation dans la sphère de l'utilisation des terres, mais malgré des progrès dans l'agriculture et la foresterie, les performances varient considérablement d'une exploitation à l'autre. Comblent les écarts de rendement et d'efficacité fera diminuer la pression exercée sur les zones incultes, car il sera moins nécessaire de défricher de nouvelles parcelles en vue d'atteindre les objectifs de production, et réduira l'intensité des émissions de la production en favorisant l'adoption de techniques agricoles respectueuses du climat.

Il faut cependant rester très prudent, car les stratégies faisant appel à la transmission de connaissances et à l'information pour obtenir des gains d'efficacité et réduire les écarts de rendement n'auront les effets recherchés que si elles s'inscrivent dans un cadre législatif solide, notamment en ce qui concerne les changements d'affectation des terres. Si les autres mécanismes destinés à maîtriser ces changements sont inefficaces, comblent les écarts de rendement et accroître l'efficacité des agriculteurs produira l'effet inverse, entraînant une aggravation des atteintes à la biodiversité et un accroissement des émissions. L'augmentation de la rentabilité de la production pourrait ainsi engendrer un effet rebond par lequel le

niveau des investissements dans le secteur, en s'élevant, provoquerait une hausse de la production dans des zones auparavant non exploitées. Ce phénomène revêt une importance particulière dans les pays où les superficies agricoles pourraient être nettement agrandies (Indonésie, Brésil et Mexique) et, en l'absence d'autres mesures efficaces, il risque de réduire les effets potentiels d'une amélioration de la productivité (Martha, Alves et Contini, 2012^[192]).

Outre les gains d'efficience et la réduction des écarts de rendement, les actions fondées sur l'information et la transmission de connaissances peuvent aussi viser à promouvoir des pratiques agricoles et forestières plus durables. Généralement, ces actions consistent à dispenser des services de conseil et de vulgarisation, qui ont pour but de faciliter et d'encourager l'adoption de pratiques de gestion des terres bénéfiques à l'environnement, en mettant en relief les avantages qu'elles présentent pour les acteurs de cette gestion et en apportant les connaissances et les compétences nécessaires. Les services de conseil et de vulgarisation sont assurés par un large éventail de prestataires et d'institutions dans les pays étudiés. Ainsi, ils constituent un élément clé des programmes de soutien à l'agriculture en Irlande (GLAS, par exemple) et en Nouvelle-Zélande (Sustainable Farming Fund, par exemple). Il n'existe pas d'évaluations chiffrées de ces services, mais il semble qu'ils jouent un rôle fondamental dans l'adoption de pratiques de gestion favorables à l'environnement (OCDE, 2015^[193]).

Les six pays étudiés recourent à des méthodes variées pour transmettre les connaissances. En Irlande, cette activité est une partie intégrante des programmes de soutien à agriculture (comme le GLAS) et à la foresterie (programmes NeighbourWood et Native Woodland Conservation, par exemple). De plus, il existe plusieurs dispositifs particuliers directement axés sur la transmission de connaissances dans les secteurs tant agricole que forestier (Forest Knowledge Transfer Group Scheme, par exemple). Ainsi, le programme irlandais sur la génétique bovine (Beef Data and Genomics Programme - BDGP) permet de suivre les qualités maternelles des vaches allaitantes dans les élevages commerciaux, pour créer un indice où l'efficience de chaque animal est notée sur une échelle allant de un à cinq. L'indice est ensuite utilisé par les éleveurs pour étayer leurs décisions concernant le renouvellement de leurs animaux, l'objectif à long terme étant d'améliorer l'efficience de l'ensemble du cheptel bovin irlandais. Ces progrès se traduiront par une atténuation des émissions et une amélioration de la production. Les agriculteurs qui participent au BDGP sont également tenus de soumettre leur exploitation à une évaluation des émissions de carbone dans le cadre d'un programme spécifique (appelé Carbon Navigator), ce qui vient encore renforcer l'effet d'atténuation. Les activités des différents dispositifs irlandais de transmission des connaissances tels que le BDGP sont coordonnées dans le cadre d'un programme appelé Origin Green³² (Encadré 5.3).

Dans les pays étudiés, le niveau du financement de la transmission de connaissances et de l'innovation est très variable. En 2015, le Brésil a consacré 25.4 % de la totalité de son soutien à l'agriculture à ces postes (soit 1.8 milliard USD) et l'Indonésie 0.5 % (soit 209 millions USD) (OCDE, 2019^[111])³³. Pour obtenir les effets bénéfiques connexes nécessaires à une gestion efficace des hiatus dans la sphère de l'utilisation des terres et faire en sorte que la demande de produits agricoles soit satisfaite à l'avenir, de gros investissements doivent impérativement être faits dans les programmes de transmission des connaissances et d'innovation.

Encadré 5.3. Le programme irlandais Origin Green

Lancé en 2012, Origin Green (OG) est un programme national administré par Bord Bia et tourné vers la durabilité de l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement du secteur irlandais de l'alimentation et des boissons. Son but est de fournir à ce secteur une infrastructure qui mesure la durabilité et donne des orientations pour l'assurer, et de faire en sorte que le secteur dans son ensemble soit en phase avec les ODD.

OG regroupe des agriculteurs, des fabricants de produits alimentaires et de boissons, des détaillants et le secteur de la restauration. Les agriculteurs y sont automatiquement affiliés lorsqu'ils adhèrent au programme de garantie de la durabilité de Bord Bia (obligatoire pour les producteurs laitiers), dans le cadre duquel leurs installations de production et bâtiments d'exploitation font l'objet d'un audit tous les 18 mois. Compte tenu des producteurs d'aliments et de boissons et de ses autres membres, Origin Green concerne aujourd'hui 90 % des produits alimentaires et des boissons en Irlande et compte parmi ses adhérents plusieurs distributeurs de premier plan (Tesco, Lidl et Aldi). Les entreprises adhérentes sont tenues de présenter des plans de durabilité ciblant certains aspects (emballage, transport, réfrigération...), qui sont ensuite soumis à des audits indépendants.

OG est à l'origine de 1 600 objectifs chiffrés de durabilité et 92 objectifs chiffrés de biodiversité, et a plusieurs réussites à son actif depuis sa création. Il a ainsi évité la mise en décharge de 4 600 tonnes de déchets, permis des économies d'eau de 1.1 million de mètres cubes et fait baisser les émissions d'équivalent CO₂ par kilogramme de lait produit (de 1.21 en 2014 à 1.14 en 2016) et par kilogramme de bœuf produit (de 11.79 en 2014 à 11.58 en 2016) (Bord Bia, 2017_[194]). OG dirige aussi un très important effort national de collecte de données à tous les niveaux de la chaîne d'approvisionnement. Les informations ainsi obtenues sont ensuite mises à profit pour établir des plans de gestion adaptatifs, et permettent de personnaliser les programmes de durabilité des différents membres et de faire circuler les connaissances au sujet des pratiques optimales à l'intérieur des filières et entre elles (Bord Bia, 2017_[194]).

Enfin, le vaste mandat d'OG a permis une importante coordination entre différents niveaux de la chaîne d'approvisionnement, de même qu'entre différents aspects de l'action publique à l'égard de la sphère de l'utilisation des terres et entre les institutions qui en sont chargées. OG a ainsi aidé à coordonner le transfert de connaissances concernant les PAE et le BDGP, facilité la mise au point d'une télésurveillance des habitats avec Teagasc et contribué à l'élaboration du plan national sur les pollinisateurs avec le Centre national de données sur la biodiversité (*National Biodiversity Data Centre*).

Parmi les pays étudiés, le Brésil est celui où les investissements publics dans le système de connaissances et d'innovation agricoles sont les plus élevés (tant en valeur relative qu'en valeur absolue). Il a réussi à accroître notablement les rendements de produits agricoles importants, dont le soja (le rendement est passé d'un peu plus de 1 000 kg/ha en 1970 à 3 200 kg/ha en 2012) (Figueiredo, 2016_[117]) et la viande bovine (40.13 kg ec./tête en 2006 contre 17.61 en 1975) (Martha, Alves et Contini, 2012_[192]). Par ailleurs, les émissions directes de l'agriculture ont baissé (Mello, 2015_[133]). L'approche brésilienne est très décentralisée, le gouvernement national jouant le rôle de coordinateur par l'intermédiaire du ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de l'Approvisionnement alimentaire, mais les activités de recherche et de transmission des connaissances proprement dites étant menées par des organismes intervenant au niveau des États ou des communes tels EMATER (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural - société d'assistance technique et de vulgarisation rurale) et EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - société brésilienne de recherche agricole). Toutefois, malgré les succès de ces dispositifs, indiqués plus haut, la poursuite des changements d'affectation des terres dans le Cerrado (Strassburg et al., 2017_[55]) et en Amazonie (Hansen, Stehman et Potapov, 2010_[195]) vient rappeler qu'il est important

de disposer de systèmes solides pour maîtriser l'utilisation des terres et faire en sorte que les gains d'efficacité dans la production n'entraînent pas un surcroît de conversions.

Réduction des pertes et des gaspillages alimentaires (PGA)

La production d'environ 30 % des terres agricoles (1.4 milliard d'hectares) est gaspillée ou perdue chaque année (FAO, 2013_[196]). Réduire les PGA pourrait donc limiter la demande de foncier agricole et atténuer les pressions qui poussent à convertir des écosystèmes naturels en terres exploitables. Cette tâche sera de plus en plus importante à l'avenir, car la demande de produits agricoles augmente à mesure que la population s'accroît et que le niveau de développement s'élève. En fait, la superficie utilisée pour produire les aliments qui, chaque année, ne seront pas consommés en définitive, est près de deux fois plus grande que celle des nouvelles terres cultivables qu'il faudrait, d'après les prévisions, pour répondre à la demande d'ici 2060 (710 millions d'hectares) (FAO, 2013_[196] ; Tilman et al., 2017_[197])³⁴. Produire des aliments qui se perdent ou sont gaspillés provoque en outre d'importantes émissions de GES (4.4 Gt éq. CO₂) et une forte consommation d'eau (240 km³), ce qui a des répercussions sensibles sur les écosystèmes. Faire diminuer les PGA pourrait grandement favoriser la réduction des impacts de la production alimentaire sur d'autres composantes de la sphère de l'utilisation des terres, beaucoup d'acteurs différents ayant un rôle important à jouer en l'occurrence au sein des pouvoirs publics, de la société civile et du secteur privé.

Approches générales

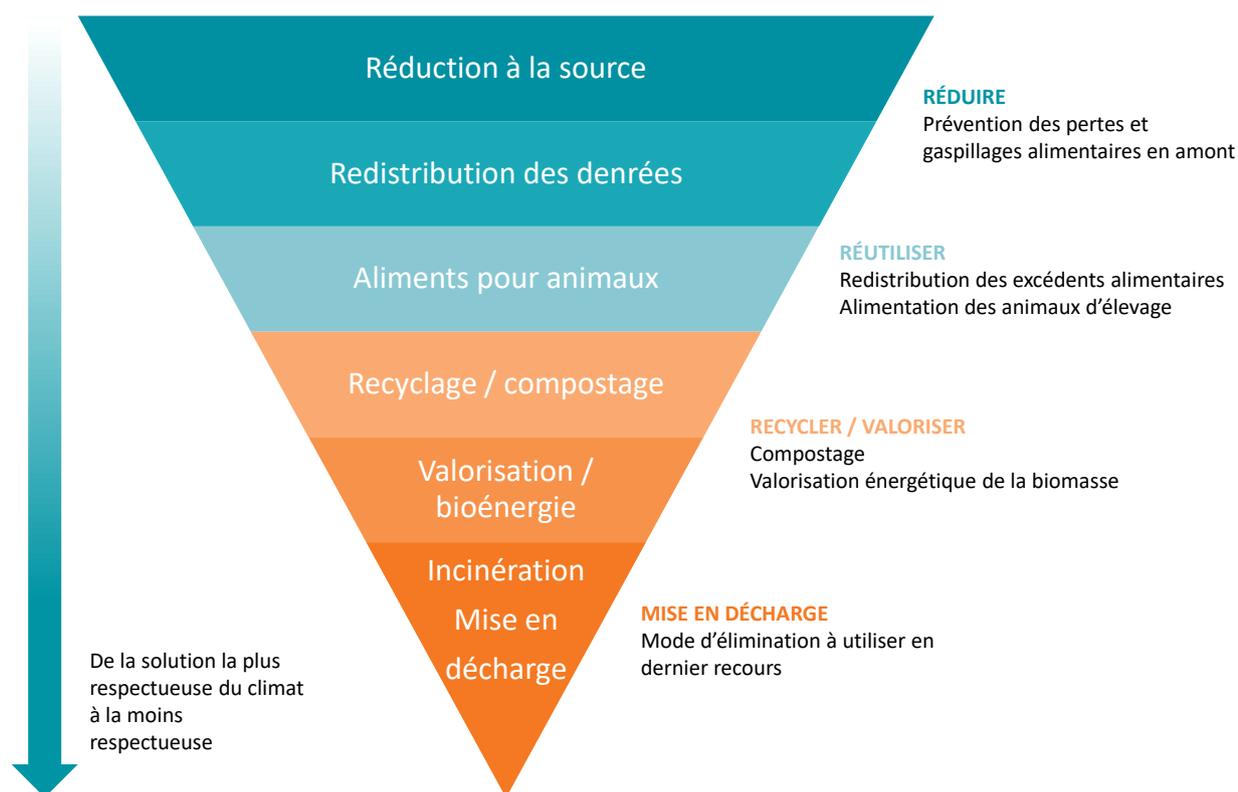
La capacité des mesures de réduction des PGA à remédier à des problématiques d'utilisation des terres varie beaucoup selon les endroits et selon les produits. Ainsi, les impacts des PGA sur l'utilisation des terres, le climat et les écosystèmes sont très liés au type d'aliment perdu ou gaspillé. Si le lait et la viande ne constituent que 11 % de la masse des aliments perdus ou gaspillés, ils représentent 78 % des superficies où sont produits ces aliments (FAO, 2013_[196])³⁵. À l'inverse, malgré des pertes importantes, les superficies nécessaires à la culture des légumes qui ne sont finalement pas consommés sont beaucoup moins grandes, car les rendements sont comparativement élevés. Pour ce qui est des émissions de carbone, ce sont les cultures céréalières qui y concourent le plus (34 %), en grande partie du fait de la forte consommation d'engrais et des systèmes rizicoles d'Asie, dans lesquels la décomposition de la matière végétale est à l'origine d'importantes émissions de méthane (FAO, 2013_[196]). La contribution des céréales aux émissions de carbone n'est pas surprenante, étant donné que cette famille de plantes représente à peu près 63 % de la production alimentaire mondiale et quelque 57 % de la totalité des végétaux qui ne sont pas consommés (Kummu et al., 2012_[198]). Les produits animaux, pour leur part, représentent seulement 15 % du gaspillage alimentaire dans son ensemble, mais 33 % de l'empreinte carbone des PGA (FAO, 2013_[196]). En conséquence, axer les politiques publiques sur les produits animaux à fort impact et sur la modification des habitudes alimentaires pour réduire la consommation de viande et de produits laitiers serait peut-être plus susceptible de réduire la demande de terres agricoles que les actions visant le gaspillage alimentaire au sens large, mais il est probable que les deux démarches seront nécessaires (Willett et al., 2019_[199]).

Le système alimentaire mondial est complexe et, de ce fait, les causes des PGA sont elles aussi compliquées et protéiformes. Des PGA se produisent à tous les stades de la production alimentaire³⁶, les niveaux les plus élevés (en volume) étant imputables à l'amont de la filière (production agricole et manutention après récolte et entreposage) (FAO, 2013_[196] ; Kummu et al., 2012_[198]). Cependant, il n'en va pas de même dans toutes les régions et, en général, les PGA en aval (transformation, distribution et consommation) sont plus importants dans les pays à revenu élevé que dans les pays à faible revenu (FAO, 2013_[196]). Dans la mesure où les impacts sur l'environnement s'accumulent le long de la chaîne d'approvisionnement, plus tard le produit se perd ou est gaspillé, plus les conséquences écologiques sont lourdes. Néanmoins, la plus grande partie de ces conséquences est due en premier lieu à la production

des aliments (FAO, 2013_[196]). Il importe en outre de noter que supprimer totalement les PGA n'est sans doute pas possible ni souhaitable, car cela pourrait entraîner une hausse des prix dans certains scénarios et, par voie de conséquence, une diminution de la sécurité alimentaire (OCDE, s.d._[200]).

Le Tableau 5.7 présente brièvement certaines des causes les plus importantes des PGA dans les pays industrialisés. Les actions envisageables pour lutter contre sont variables, mais il est possible d'établir une hiérarchie généralisable, comme l'illustre le Graphique 5.4. Dans cette hiérarchie, la priorité est donnée aux mesures de prévention, car elles évitent les impacts environnementaux et économiques qui se manifestent tout au long de la chaîne d'approvisionnement alimentaire (FAO, 2017b_[201] ; Tonini, Brogaard et Astrup, 2017_[202]). La gestion des déchets vient en dernière position, compte tenu des effets sensibles de la production, la transformation et le transport des produits alimentaires avant ce stade (FAO, 2017b_[201]). D'après Jørgen et al. (2016_[203]), il faudrait surtout viser les produits dont les pertes et le gaspillage portent le plus atteinte à l'environnement, comme les produits animaux et céréaliers, et moins ceux dont les impacts sont relativement modestes comme certains légumes racines. Dans EIU (2018_[204]), il est recommandé d'inscrire cette hiérarchie dans la définition officielle des missions des autorités chargées de la lutte contre les PGA.

Graphique 5.4. Hiérarchie des actions visant le gaspillage alimentaire selon les avantages environnementaux, économiques et sociaux généralement associés à chaque catégorie



Source: FAO (2017b_[201]) *Save Food for a Better Climate: Converting the food loss and waste challenge into climate action*, <http://www.fao.org/3/a-i8000e.pdf>.

Exemples fournis par les études de cas

À l'heure actuelle, il n'existe pas d'indicateurs cohérents, à l'échelle mondiale, qui permettraient de comparer entre pays le volume réel des PGA aux différents stades des filières d'approvisionnement alimentaires (chapitre 2). Il est donc difficile de définir les actions qui conviendraient et de déterminer à

quelles composantes de la filière il faudrait les appliquer, et il est probable que la réponse soit fonction des contextes nationaux et infranationaux. Il est possible de réduire les PGA à tous les stades et comme les pertes sont plus importantes en aval (transformation, distribution et consommation) dans les pays développés, il est préférable d'intervenir sur cette portion de la filière. Les pertes en amont sont pour leur part relativement plus importantes dans les pays en développement, de sorte qu'il est essentiel de les cibler en améliorant les systèmes agroalimentaires (Kummu et al., 2012^[198]).

La France est en avance, à l'échelle mondiale, dans la lutte contre les PGA. Son action va très au-delà des obligations fixées par l'Union européenne, même si, à ce jour, il existe peu de données permettant d'en mesurer les résultats. Elle s'inscrit dans une démarche globale, qui porte y compris sur l'éducation et les pratiques des entreprises. En conséquence, la France a été classée première sur 35 pays selon l'indice EIU des pertes et gaspillages alimentaires (2018^[204]), qui prend en compte le niveau du gaspillage et l'action menée par les pouvoirs publics. L'adoption de dispositions légales visant la réduction des PGA en France peut être portée au crédit d'un large débat public et à la pression exercée par la société civile.

En 2016, la France a pris plusieurs mesures ambitieuses spécifiquement axées sur la lutte contre les PGA. Elles comprennent des avantages fiscaux accordés aux agriculteurs qui donnent des aliments qui, sinon, seraient perdus ; l'obligation faite aux grandes surfaces de signer des accords avec des associations caritatives locales en vue de leur faire don des invendus qui peuvent encore être consommés ; et la possibilité de condamner les grandes surfaces qui jettent de la nourriture à verser une amende pouvant atteindre 75 000 EUR (Henz et Porpino, 2017^[205] ; EIU, 2018^[204]). Toutefois, la proportion de produits alimentaires qui doit être donnée n'est pas précisée dans la loi, et il est donc probable que seule est redistribuée une petite fraction de la nourriture autrement vouée au rebut. Par ailleurs, la France a supprimé des dates limites inscrites sur les produits alimentaires qui ne présentent pas de risques sanitaires liés à leur durée de conservation, lancé des campagnes d'information destinées à sensibiliser les consommateurs à la prévention du gaspillage alimentaire et inscrit cette prévention dans les programmes scolaires (EIU, 2018^[204]). Du fait de l'absence de suivi au niveau national, il est difficile d'évaluer les résultats de ces mesures, mais il ressort d'une étude menée en 2017 que 24 % environ des produits alimentaires qui pouvaient être jetés ont été distribués à des associations caritatives dans le département de l'Isère (Gore-Langton, 2017^[206]).

Au Mexique, le niveau du gaspillage alimentaire est relativement bas par rapport à celui d'autres pays étudiés, mais il est probable que des problèmes dans les évaluations ne soient pas étrangers au résultat avantageux de cette comparaison. Ces problèmes mis à part, il existe depuis longtemps au Mexique un programme très élaboré de prévention et de gestion intégrée des déchets. Celui-ci définit la hiérarchie des actions à mener contre les PGA (Graphique 5.4) et concentre donc les efforts sur la prévention. Il importe de noter qu'il prescrit de mesurer le gaspillage alimentaire, ce qui place le Mexique dans un petit groupe de pays (pour la plupart très développés) qui font de même (Champions 12.3, 2018^[207]). En outre, dans le cadre de la Commission de coopération environnementale (2018^[208]), le Mexique s'est associé aux États-Unis et au Canada pour former un Groupe de spécialistes sur la mesure de la perte et du gaspillage d'aliments, en vue d'améliorer les évaluations tout au long de la chaîne d'approvisionnement en Amérique du Nord. Étant donné que les systèmes alimentaires sont internationalisés, les approches transnationales de cette nature sont en l'occurrence particulièrement importantes.

À l'image de la France, le Mexique a inscrit la lutte contre les PGA dans sa politique et ses programmes agricoles. Plus précisément, dans le cadre du programme sectoriel sur l'agriculture, les objectifs de la stratégie 1.6 comprennent l'amélioration des réseaux de transport et des installations de stockage, des investissements dans la chaîne du froid et le renforcement des capacités de manutention des produits alimentaires périssables – une approche aussi appliquée en Indonésie (González, 2017^[209] ; Ministère de l'Agriculture, 2015^[210]). De surcroît, la stratégie 1.6.8 du programme sectoriel agricole encourage l'utilisation des excédents au profit des populations victimes d'insécurité alimentaire (González, 2017^[209]), ce qui montre que les actions de réduction des PGA peuvent contribuer, plus généralement, à la réalisation des objectifs de sécurité alimentaire et des ODD³⁷.

La redistribution des excédents aux membres de la société en proie à l'insécurité alimentaire est un instrument employé couramment pour lutter contre les PGA et des programmes lui sont consacrés en Nouvelle-Zélande, en France, au Mexique, au Brésil et en Indonésie. Cette démarche est particulièrement utile dans les pays comme l'Indonésie et le Brésil, où le gaspillage alimentaire est relativement important et où environ un tiers et un quart de la population, respectivement, est touchée par l'insécurité alimentaire. Au Brésil, on gaspille chaque année plus de nourriture qu'il n'en faudrait pour assurer la sécurité alimentaire de toute la population – en vertu de quoi les PGA sont un enjeu aussi bien moral qu'environnemental dans ce pays (Henz et Porpino, 2017^[205] ; Embrapa, 2018^[211]).

Comme d'autres aspects de la problématique de l'utilisation des terres, les PGA présentent une complexité qui rend difficiles les approches globales, notamment dans les pays où les situations socio-économiques sont très diversifiées et les systèmes alimentaires variés. Dans ces cas, il se peut que des actions décentralisées soient plus adaptées à la situation. La ville de Palembang, en Indonésie, a ainsi conçu un programme qui vise à réduire les 116 000 tonnes d'aliments gaspillés chaque année, d'après les estimations, au moyen d'activités éducatives et du compostage et de la méthanisation de la biomasse (Ministère de l'Agriculture et Agence d'évaluation et d'application des technologies, s.d.^[212]). Au Brésil, en 2016, le District fédéral a adopté une loi qui impose aux grandes surfaces de faire don des invendus alimentaires au lieu de les détruire. Les infractions peuvent donner lieu à des sanctions pécuniaires allant jusqu'à 3 000 USD, mais en décembre 2017, aucune amende n'avait été perçue à ce titre (Henz et Porpino, 2017^[205]).

Il existe dans tous les pays étudiés des programmes de lutte contre les PGA sous une forme ou une autre, mais leur portée et leur champ est extrêmement variable³⁸. Il existe donc une marge de progression considérable. L'absence d'objectifs chiffrés au niveau national, hormis en France, est surprenant compte tenu des arguments économiques et environnementaux qui plaident en faveur d'une action, et des synergies potentielles avec d'autres problématiques nationales essentielles comme le changement climatique, la biodiversité et la sécurité alimentaire. Dans bien des cas, cette absence s'explique en partie du fait que les PGA ne font pas l'objet d'un suivi cohérent aux niveaux national et infranational. Les efforts déployés récemment par l'UE pour définir des normes d'évaluation (Directive (EU) 2018/851)³⁹ marquent à cet égard une étape importante. Néanmoins, une plus grande coopération internationale aiderait à mieux cerner ce problème complexe et à mettre en évidence les principaux leviers que la politique publique pourrait actionner. Si les stratégies suivies au niveau national peuvent se révéler trop générales dans certains cas pour réduire efficacement les PGA, il est essentiel de disposer de directives nationales sur la définition des objectifs, des systèmes de suivi et des normes élémentaires de gestion du gaspillage alimentaire, afin de pouvoir déterminer le champ où pourraient s'inscrire les actions infranationales plus précises. Les plans agricoles prévoient des mesures de réduction du gaspillage alimentaire au Mexique, en France et en Indonésie (et dans une certaine mesure en Irlande, moyennant son programme « Origin Green »), mais les PGA sont souvent assez mal pris compte dans les ministères qui pourraient jouer un rôle déterminant (agriculture, transport, commerce extérieur, par exemple). Leur réduction devrait être une composante fondamentale des stratégies destinées à concilier les objectifs à l'intérieur de la sphère de l'utilisation des terres, dans la mesure où il en résulterait aussi une diminution de la demande et des émissions de GES.

Tableau 5.7. Causes de gaspillage alimentaire aux différents stades du cycle de production dans les pays industrialisés

Production agricole	Transformation	Distribution, vente de gros et de détail	Hôtellerie et restauration	Particuliers
Tri des produits à la sortie des exploitations : ceux qui ne respectent pas les normes qualitatives rigoureuses fixées par la grande distribution (poids, diamètre, forme, apparence) sont rejetés	Parage ou rejet pur et simple des produits irréguliers	Absence de lieux d'entreposage réfrigérés / rupture de la chaîne du froid	Portions trop généreuses	Manque d'organisation / de connaissances concernant l'achat et l'entreposage des produits alimentaires
Prix du marché ne justifiant pas que l'on engage des dépenses pour récolter les produits	Produits endommagés ou n'ayant pas la forme requise en raison de défauts dans les procédés de fabrication	Produits endommagés du fait de défauts d'emballage	Buffets à volonté encourageant les clients à se servir de trop grandes quantités	Achats impulsifs (de produits dont le consommateur n'a pas besoin à ce moment-là)
Surproduction découlant d'accords d'approvisionnement passés avec des chaînes de magasins	Perte de qualité pour cause de contamination durant le processus de production	Stocks excédentaires dus à un manque de précision dans les commandes et la prévision de la demande	Utilisation de produits en portions individuelles (confiture, céréales, jus, lait, etc.) qui ne répondent pas aux besoins des clients	Achat de produits nouveaux qui se révèlent ne pas être du goût du consommateur
Produits endommagés lors de la récolte	Gaspillage de denrées alimentaires en raison de problèmes d'emballage	Détaillants obligés de commander une large gamme de produits et de marques du même producteur pour bénéficier de prix avantageux	Difficultés d'évaluation de la demande (nombre de clients)	Conditionnement inadéquat (plats prêts à consommer en portions trop généreuses)
	Surproduction de produits de marque de distributeur, non vendables dans d'autres enseignes	Non-conformité aux normes minimales de sécurité des aliments (contamination microbienne, résidus de pesticides...)	Règles d'hygiène de l'UE, par exemple délai de conservation de deux heures pour les denrées non réfrigérées	Mauvaises pratiques d'entreposage (par exemple, denrées mal emballées)
	Stocks excédentaires liés aux mécanismes de reprise et annulations de commandes	Stratégies de commercialisation du type « un produit acheté = un produit gratuit »		Confusion entre les dates limitées (à consommer « avant le » et « de préférence avant le »)
				Manque de savoir-faire pour préparer les aliments
				Manque d'expérience en matière de planification des repas
				Préparation de plats en trop grandes quantités
				Manque de savoir-faire pour accommoder les restes

Source : Priefer et al. (2016^[213]), *Food waste prevention in Europe – A cause-driven approach to identify the most relevant leverage points for action*, <http://dx.doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2016.03.004>.

Références

- Abram, N. et al. (2017), « Oil palm–community conflict mapping in Indonesia: A case for better community liaison in planning for development initiatives », *Applied Geography*, vol. 78, pp. 33-44, <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.10.005>. [28]
- ADAS (2014), *Ireland's Forestry Programme 2014-2020: Appropriate Assessment (AA)*, *Natura Impact Statement*, ADAS UK Ltd, Abingdon, R.-U. [141]
- Aguilar, S. et al. (2011), *Environmental Assessment of NAFTA by the Commission for Environmental Cooperation: An Assessment of the Practice and Results to Date*, Institut international du développement durable (IIDD), Winnipeg, Canada, <http://www3.cec.org/islandora/en/item/11047-environmental-assessment-nafta-commission-environmental-cooperation-en.pdf> (consulté le 12 juin 2019). [66]
- Alix-Garcia, J. et al. (2018), « Avoided Deforestation Linked to Environmental Registration of Properties in the Brazilian Amazon », *Conservation Letters*, vol. 11/3, p. e12414, <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12414>. [157]
- Alves-Pinto, H. et al. (2018), « Economic Impacts of Payments for Environmental Services on Livelihoods of Agro-extractivist Communities in the Brazilian Amazon », *Ecological Economics*, vol. 152, pp. 378-388, <http://dx.doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2018.05.016>. [104]
- Azevedo, A. et al. (2017), « Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 114/29, pp. 7653-7658, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1604768114>. [14]
- Barr, C. et al. (2010), *Financial governance and Indonesia's Reforestation Fund during the Soeharto and post-Soeharto periods, 1989-2009: A political economic analysis of lessons for REDD+*, CIFOR, Bogor, Indonésie, http://www.cifor.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-52.pdf (consulté le 12 mars 2018). [146]
- BBOP (2009), *Biodiversity Offset Cost-Benefit Handbook*, Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP), Washington, D.C., <http://www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/guidelines/>. (consulté le 28 août 2018). [93]
- Blanco, G. et al. (2014), « Drivers, Trends and Mitigation », dans *Climate Change 2014 : Mitigation of Climate Change*, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Cambridge, R.-U. [3]
- BNDES (2018), *Amazon Fund*, <http://www.amazonfund.gov.br/en/home/> (consulté le 29 août 2018). [109]
- Böcker, T. et R. Finger (2017), « A Meta-Analysis on the Elasticity of Demand for Pesticides », *Journal of Agricultural Economics*, vol. 68/2, pp. 518-533, <http://dx.doi.org/10.1111/1477-9552.12198>. [80]
- Böcker, T. et R. Finger (2016), « European Pesticide Tax Schemes in Comparison: An Analysis of Experiences and Developments », *Sustainability*, vol. 8/4, p. 378, <http://dx.doi.org/10.3390/su8040378>. [79]

- Bord Bía (2017), *Origin Green: sustainability report 2016*, Bord Bía, [194]
<https://www.origingreen.com/globalassets/publications/origin-green-sustainability-report-2016.pdf>.
- Borie, M. et al. (2014), « Exploring the Contribution of Fiscal Transfers to Protected Area Policy », *Ecology and Society*, vol. 19/1, p. art9, <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05716-190109>. [161]
- Börner, J. et al. (2013), *Promoting Forest Stewardship in the Bolsa Floresta Programme: Local Livelihood Strategies and Preliminary Impacts*, Rio de Janeiro, Brésil: Centre de recherche forestière internationale (CIFOR), Manaus, Brésil: Fundação Amazonas Sustentável (FAS), Bonn, Allemagne: Zentrum für Entwicklungsforschung (ZEF), University of Bonn, http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/BBorner1301.pdf (consulté le 21 août 2018). [103]
- BPS Statistics Indonesia (2017), *Statistical Yearbook of Indonesia 2017*, BPS, Jakarta, Indonesia, [174]
<https://www.bps.go.id/publication/2017/07/26/b598fa587f5112432533a656/statistik-indonesia-2017.html>.
- Bren d'Amour, C. et al. (2016), « Future urban land expansion and implications for global croplands », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, p. 201606036, [32]
<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1606036114>.
- Brower, A. et al. (2017), « Compliance with biodiversity compensation on New Zealand's public conservation lands », <http://dx.doi.org/10.20417/nzjecol.42.4>. [96]
- Buscardo, E. et al. (2008), « The early effects of afforestation on biodiversity of grasslands in Ireland », *Biodiversity and Conservation*, vol. 17/5, pp. 1057-1072, [152]
<http://dx.doi.org/10.1007/s10531-007-9275-2>.
- Busch, J. et al. (2014), « Reductions in emissions from deforestation from Indonesia's moratorium on new oil palm, timber, and logging concessions », pp. 1-6, [54]
<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1412514112>.
- CARB (2018), *California Tropical Forest Standard*, California Air Resources Board, [91]
<https://www.arb.ca.gov/cc/ghgsectors/tropicalforests.htm> (consulté le 13 juin 2019).
- Carlson, K. et al. (2012), « Carbon emissions from forest conversion by Kalimantan oil palm plantations », *Nature Climate Change*, vol. 3/3, pp. 283-287, [29]
<http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1702>.
- Central Statistics Office (2019), *Central Statistics Office*, <https://www.cso.ie/en/> (consulté le 12 juillet 2019). [56]
- CER (2017), *Public Service Obligation Levy 2017/18*, Commission for Energy Regulation, Dublin, Irlande. [156]
- CGIAR (2018), *Pest and disease monitoring by using artificial intelligence, Platform for Big Data in Agriculture*, <https://bigdata.cgiar.org/pest-and-disease-monitoring-by-using-artificial-intelligence/> (consulté le 23 octobre 2018). [163]
- Champions 12.3 (2018), *2018 Progress Report: An annual update on behalf of Champions 12.3*, [207]
<http://www.champions123.org>.

- Chapela y Mendoza, G. (2018), « Los bosques de México: Crisis del sector forestal y propuesta de política », dans Leticia Merino Pérez et Alejandro Velázquez Montes (dir. pub.), *Agenda Ambiental : Diagnóstico y propuestas*, SUSMAI, Mexico, Mexique. [18]
- Chitra, J. et K. Cetera (2018), *Indonesia Has a Carrot to End Illegal Logging; Now It Needs a Stick*, *World Resources Institute*, <https://www.wri.org/blog/2018/01/indonesia-has-carrot-end-illegal-logging-now-it-needs-stick> (consulté le 7 mars 2019). [10]
- Colchester, M. et al. (2009), « HCV and RSPO: results of an investigation HCV and the RSPO Report of an independent investigation into the effectiveness of the application of High Conservation Value zoning in palm oil development in Indonesia », <http://www.forestpeoples.org/sites/default/files/publication/2010/08/rspoindonesiahcvstudyreportoct09eng.pdf> (consulté le 30 mars 2018). [183]
- Collins, M. et E. Mitchard (2017), « A small subset of protected areas are a highly significant source of carbon emissions », *Scientific Reports*, vol. 7/January 2016, p. 41902, <http://dx.doi.org/10.1038/srep41902>. [46]
- Commission de coopération environnementale (2018), *La CCE met sur pied un groupe d'experts afin de mesurer plus efficacement la perte et le gaspillage d'aliments en Amérique du Nord*, <http://www.cec.org/fr/nouvelles-et-evenements/communiqués/la-ccc-met-sur-pied-un-groupe-dexperts-afin-de-mesurer-plus-efficacement-la-perde-et-le-gaspillage-daliments-en-am%C3%A9rique-du-nord> (consulté le 2 novembre 2018). [208]
- Commission de coopération environnementale (CCE) (2018), *Agreement on Environmental Cooperation among the Governments of the United States of America, the United Mexican States, and Canada*, CCE, Washington, D.C., https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-11/documents/us-mxca_eca_-_final_english.2.pdf (consulté le 15 février 2019). [68]
- Commission européenne (2018), *Budget de l'UE: la PAC après 2020*, <http://dx.doi.org/10.2762/11307>. [124]
- Commission européenne (2017), *The Small Farmers Scheme*, Commission européenne, http://ec.europa.eu/agriculture/direct-support/direct-payments/docs/small-farmers-scheme_en.pdf (consulté le 28 septembre 2018). [120]
- Commission européenne (2016), *Nature Protection and Environmental Impact Assessment*, http://ec.europa.eu/environment/legal/law/2/module_3_2.htm (consulté le 15 mai 2019). [75]
- Commission européenne (2008), *Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil modifiant la directive 2003/87/CE afin d'améliorer et d'étendre le système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre*, Commission des Communautés européennes, Bruxelles, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=COM%3A2008%3A0016%3AFIN> (consulté le 28 août 2018). [86]
- Corruption Eradication Commission (KPK) (2015), *Preventing State Losses in Indonesia's Forestry Sector: An Analysis of Non-tax Forest Revenue Collection and Timber Production Administration*, Gouvernement indonésien, Jakarta, Indonésie, <https://acch.kpk.go.id/images/tema/litbang/pengkajian/pdf/Preventing-State-Losses-in-Indonesia-Forestry-Sector-KPK.pdf> (consulté le 7 mars 2019). [11]

- DAFM (2019), *Public Consultation 2019 Nitrates Derogation Review*, Department of Agriculture Food and the Marine, [57]
<https://www.agriculture.gov.ie/media/migration/ruralenvironment/environment/nitrates/2019/PublicConsultation2019NitratesDerogationReview290319.pdf> (consulté le 18 juin 2019).
- DAFM (2018), *Review of Expenditure under the Rural Development Programme (RDP) 2014-2020*, Department of Agriculture, Food and the Marine, [127]
<https://www.agriculture.gov.ie/media/migration/ruralenvironment/ruraldevelopment/ruraldevelopmentprogramme2014-2020/ReviewRDPExpenditureJune050718.pdf> (consulté le 26 juillet 2018).
- DAFM (2017), *The 2017 Evaluation on the Implementation of Ireland's Rural Development Programme 2014-2020*, Department of Agriculture, Food and the Marine, [128]
<https://www.agriculture.gov.ie/media/migration/ruralenvironment/ruraldevelopment/ruraldevelopmentprogramme2014-2020/2017EvaluationofIrelandsRDP180917.pdf> (consulté le 31 juillet 2018).
- DAFM (2015a), *Food Wise 2025*, Department of Agriculture, Food and the Marine. [126]
- DAFM (2015b), *Forestry Programme 2014-2020: Ireland*, Department of Agriculture, Food and the Marine, [140]
<https://www.agriculture.gov.ie/media/migration/forestry/forestryprogramme2014-2020/IRELANDForestryProgramme20142020230215.pdf> (consulté le 3 août 2018).
- DAFM et DAHG (2014), *Burren Farming for Conservation Programme, Annual Report No. 5*, [131]
<http://www.burrenprogramme.com/wp-content/uploads/2015/05/BFCP-Annual-Report-2014.pdf> (consulté le 1 août 2018).
- DAHG (2015), *Managing Ireland's Peatlands: A national peatlands strategy 2015*, Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht. [50]
- DCCAE (2017), *National Mitigation Plan*, Department of Communications, Climate Action and Environment. [136]
- de Marques, A., M. Schneider et C. Peres (2016), « Human population and socioeconomic modulators of conservation performance in 788 Amazonian and Atlantic Forest reserves », *PeerJ*, vol. 4, p. e2206, <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.2206>. [48]
- Deloitte (2017), *Continuous interconnected supply chain Using Blockchain and Internet-of-Things in supply chain traceability*, [164]
<https://www2.deloitte.com/content/dam/Deloitte/lu/Documents/technology/lu-blockchain-internet-things-supply-chain-traceability.pdf> (consulté le 19 juin 2019).
- Department of Agriculture Food and the Marine (2018), *Annual Review and Outlook for Agriculture, Food and the Marine 2018*, Gouvernement irlandais, Dublin, [175]
<https://www.agriculture.gov.ie/media/migration/publications/2018/AnnualReviewandOutlook201810818.pdf> (consulté le 4 février 2019).
- Deutsche Welle (2018), *Can Europe defeat a palm oil 'monster' of its own making?*, [168]
<https://www.dw.com/en/can-europe-defeat-a-palm-oil-monster-of-its-own-making/a-45171111> (consulté le 8 mars 2019).
- Droste, N. et al. (2017), « Municipal Responses to Ecological Fiscal Transfers in Brazil: A microeconomic panel data approach », *Environmental Policy and Governance*, vol. 27/4, pp. 378-393, <http://dx.doi.org/10.1002/eet.1760>. [160]

- Duchelle, A. et al. (2014), « Acre's State System of Incentives for Environmental Services (SISA), Brazil », dans E.O. Sills, S. Atmadja, Sassi, C. de A.E. Duchelle, D. Kweka, I.A.P. Resosudarmo, W. (dir. pub.), *REDD+ on the ground : A case book of subnational initiatives across the globe*, Centre de recherche forestière internationale (CIFOR), Bogor, Indonésie, <https://www.cifor.org/library/5262/> (consulté le 13 juin 2019). [90]
- EIA et JPIK (2017), *Still Permitting Crime*, Environmental Investigation Agency, <http://jpiik.or.id/info/wp-content/uploads/2017/06/Still-Permitting-Crime.pdf> (consulté le 18 juin 2018). [185]
- EIU (2018), *Food Sustainability Index, Country Index and Data*, <http://foodsustainability.eiu.com/> (consulté le 18 octobre 2018). [204]
- Embrapa (2018), *Food loss and food waste*, <https://www.embrapa.br/en/tema-perdas-e-desperdicio-de-alimentos/sobre-o-tema> (consulté le 1 novembre 2018). [211]
- Enrici, A. et K. Hubacek (2018), « Challenges for REDD+ in Indonesia: a case study of three project sites », *Ecology and Society*, vol. 23/2, p. art7, <http://dx.doi.org/10.5751/ES-09805-230207>. [107]
- Environmental Protection Agency (2018), *Ireland's Final Greenhouse Gas Emissions 1990-2016*, Environmental Protection Agency, Dublin, Irlande, http://www.epa.ie/pubs/reports/air/airemissions/ghgemissions2016/Report_GHG%201990-2016%20April_for%20Website-v3.pdf (consulté le 11 juin 2019). [2]
- EPA (2018), *Water Quality in 2017: An Indicators Report*, Environmental Protection Agency, <http://www.epa.ie/pubs/reports/water/waterqua/Water%20Quality%20in%202017%20-%20an%20indicators%20report.pdf> (consulté le 18 juin 2019). [58]
- EPA (2017), *Guidelines on the Information to be Contained in Environmental Impact Assessment Reports*, Environmental Protections Agency, Irlande, <http://www.epa.ie/pubs/advice/ea/EPA%20EIAR%20Guidelines.pdf> (consulté le 31 juillet 2018). [72]
- Eurostat (2018), *Agriculture, Forestry and Fisheries Statistics: 2018 edition*, Union européenne. [148]
- FAO (2015), *Évaluation des ressources forestières mondiales 2015*, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, <http://www.fao.org/publications> (consulté le 2 octobre 2018). [178]
- FAO (2013), *Food wastage footprint: Impacts on natural resources - Summary report*, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, <http://www.fao.org/docrep/018/i3347e/i3347e.pdf>. [196]
- FAO (2017a), *Country Factsheet on Food and Agriculture Policy Trends: Indonesia*, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, Italie, <http://www.fao.org/3/a-i7696e.pdf>. [71]
- FAO (2017b), *Save Food for a Better Climate. Converting the Food loss and waste challenge into climate action*, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, <http://www.fao.org/3/a-i8000e.pdf> (consulté le 28 février 2018). [201]
- Farrelly, N. et G. Gallagher (2015), « The potential availability of land for afforestation in the Republic of Ireland », *Irish Forestry*, vol. 72, pp. 120-138. [150]

- Fearnside, P. (2015), « Amazon dams and waterways: Brazil's Tapajós Basin plans », *Ambio*, vol. 44/5, pp. 426-39, <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-015-0642-z>. [31]
- Fédération nationale du bois (2018), *Crise : l'exportation croissante de chêne brut ruine la filière française de la transformation qui en appelle au président de la république*, http://www.fnbois.com/wp-content/uploads/2018/03/DP_FNB_BoisFran%C3%A7aisEnDanger_draft9_050218.pdf (consulté le 11 février 2019). [176]
- Feehan, J., D. Gillmor et N. Culleton (2005), « Effects of an agri-environment scheme on farmland biodiversity in Ireland », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 107/2-3, pp. 275-286, <http://dx.doi.org/10.1016/J.AGEE.2004.10.024>. [129]
- Figueiredo, P. (2016), « New challenges for public research organisations in agricultural innovation in developing economies: Evidence from Embrapa in Brazil's soybean industry », *The Quarterly Review of Economics and Finance*, vol. 62, pp. 21-32, <http://dx.doi.org/10.1016/J.QREF.2016.07.011>. [117]
- Finger, R. et al. (2017), « Revisiting Pesticide Taxation Schemes », *Ecological Economics*, vol. 134, pp. 263-266, <http://dx.doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2016.12.001>. [78]
- Frank, S. et al. (2013), « How effective are the sustainability criteria accompanying the European Union 2020 biofuel targets? », *GCB Bioenergy*, vol. 5/3, pp. 306-314, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01188.x>. [166]
- Frank, S. et al. (2017), « Reducing greenhouse gas emissions in agriculture without compromising food security? », *Environmental Research Letters*, vol. 12/10, p. 105004, <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aa8c83>. [85]
- Freitas, F. et al. (2018), « Potential increase of legal deforestation in Brazilian Amazon after Forest Act revision », *Nature Sustainability*, vol. 1/11, pp. 665-670, <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0171-4>. [61]
- García-Montiel, E. et al. (2017), « An Analysis of Non-State and State Approaches for Forest Certification in Mexico », <http://dx.doi.org/10.3390/f8080290>. [180]
- Gasparri, N. et Y. de Waroux (2015), « The Coupling of South American Soybean and Cattle Production Frontiers: New Challenges for Conservation Policy and Land Change Science », *Conservation Letters*, vol. 8/4, pp. 290-298, <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12121>. [187]
- Gaveau, D. et al. (2012), « Examining protected area effectiveness in Sumatra: importance of regulations governing unprotected lands », *Conservation Letters*, vol. 5/2, pp. 142-148, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00220.x>. [43]
- Gaveau, D. et al. (2017), « Overlapping Land Claims Limit the Use of Satellites to Monitor No-Deforestation Commitments and No-Burning Compliance », *Conservation Letters*, vol. 10/2, pp. 257-264, <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12256>. [7]
- Gaveau, D., H. Wandono et F. Setiabudi (2007), « Three decades of deforestation in southwest Sumatra: Have protected areas halted forest loss and logging, and promoted re-growth? », *Biological Conservation*, vol. 134/8, pp. 495-504, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.035>. [42]

- Gawith, D. et I. Hodge (2018), « Moving beyond description to explore the empirics of adaptation constraints », *Ecological Indicators*, vol. 95, pp. 907-916, <http://dx.doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.08.022>. [151]
- George, C. et S. Yamaguchi (2018), « Assessing Implementation of Environmental Provisions in Regional Trade Agreements », *Documents de travail de l'OCDE sur les échanges et l'environnement*, n° 2018/01, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/91aacfea-en>. [69]
- Gibbs, H. et al. (2015), « Brazil's Soy Moratorium », *Science*, vol. 347/6220, pp. 377-378, <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaa0181>. [51]
- González, A. (2017), *Políticas públicas para la alimentación en México*, <https://fr.slideshare.net/FAOoftheUN/politicas-pblicas-para-la-alimentacin-en-mxico> (consulté le 2 novembre 2018). [209]
- Gore-Langton, L. (2017), *France's food waste ban: One year on*, <https://www.foodnavigator.com/Article/2017/03/24/France-s-food-waste-ban-One-year-on> (consulté le 10 janvier 2019). [206]
- Gouvernement indonésien et Association européenne de libre-échange (2018), *Comprehensive economic partnership agreement between the Republic of Indonesia and the EFTA states*, <https://www.efta.int/sites/default/files/documents/legal-texts/free-trade-relations/indonesia/fta-indonesia-main-agreement.pdf> (consulté le 28 février 2019). [64]
- Gouvernement irlandais (2018), *Project Ireland 2040*, Gouvernement irlandais. [34]
- Gouvernements du Canada, des États-Unis et du Mexique (2018), *ACEUM, chapitre 24 - Environnement*, <https://www.international.gc.ca/trade-commerce/assets/pdfs/agreements-accords/cusma-aceum/r-aceum-24.pdf> (consulté le 15 février 2019). [67]
- Grosjean, G. et al. (2018), « Options to overcome the barriers to pricing European agricultural emissions », *Climate Policy*, vol. 18/2, pp. 151-169, <http://dx.doi.org/10.1080/14693062.2016.1258630>. [87]
- Gruère, G. (2013), *A Characterisation of Environmental Labelling and Information Schemes*, Documents de travail de l'OCDE sur l'environnement, n° 62, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/5k3z11hpdgq2-en> (consulté le 28 septembre 2018). [182]
- Guedes, F. et S. Seehusen (2012), *Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios (paiements pour services environnementaux dans la forêt atlantique)*, Série Biodiversidade, 42, Ministério do Meio Ambiente, <http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/gestao/2109-serie-biodiversidade-42-pagamentos-por-servicos-ambientais-na-mata-atlantica> (consulté le 28 août 2018). [102]
- Hansen, M. et al. (2013), « High-resolution global maps of 21st-century forest cover change », *Science (New York, N.Y.)*, vol. 342/6160, pp. 850-3, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1244693>. [53]
- Hansen, M., S. Stehman et P. Potapov (2010), « Quantification of global gross forest cover loss », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 107/19, pp. 8650-5, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0912668107>. [195]

- Hansen, O. (2018), « Deforestation Caused by Illegal Avocado Farming: A Case Study on the Effectiveness of Mexico's Payment for Ecosystem Services Program », *University of Miami Inter-American Law Review*, vol. 89, <https://repository.law.miami.edu/umialr/vol49/iss1/6> (consulté le 29 août 2018). [16]
- Hardelin, J. et J. Lankoski (2018), « Land use and ecosystem services », *Documents de l'OCDE sur l'alimentation, l'agriculture et les pêcheries*, n° 114, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/c7ec938e-en>. [76]
- Haupt, F. et al. (2018), *Progress on Corporate Commitments and their Implementation*, <https://www.tfa2020.org/wp-content/uploads/2018/06/Progress-on-Corporate-Commitments-and-their-Implementation.pdf> (consulté le 20 mars 2019). [186]
- Henderson, B. et J. Lankoski (2019), « Evaluating the environmental impact of agricultural policies », *Documents de l'OCDE sur l'alimentation, l'agriculture et les pêcheries*, n° 130, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/add0f27c-en>. [113]
- Henz, G. et G. Porpino (2017), « Food losses and waste: how Brazil is facing this global challenge? », *Horticultura Brasileira*, <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-053620170402>. [205]
- Herrera, D. et al. (2017), « Upstream watershed condition predicts rural children's health across 35 developing countries », *Nature Communications*, vol. 8/1, p. 811, <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-017-00775-2>. [23]
- Hia, A. et N. Kusumawardani (2016), « Indonesian Sustainable Palm Oil (ISPO), A Way to Reach The European Union Renewable Energy Directive (EU RED) 2009 and Boosting Indonesian Palm Oil Market to European Union (EU) 2009-2014 », *AEGIS: Journal of International Relations*, vol. 1/1, <http://e-journal.president.ac.id/presunivojs/index.php/AEGIS/article/view/83>. [171]
- INRA et IGN (2017), *Quel rôle pour les forêts et la filière forêt-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique ? Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050. Résumé de l'étude pour le Ministère de l'agriculture et de l'alimentation – juin 2017*, INRA et IGN, <https://inra-dam-front-resources-cdn.wedia-group.com/ressources/afile/407483-dd06c-resource-etude-forets-bois-et-changement-climatique-resume.pdf> (consulté le 30 août 2018). [142]
- Irawan, S., L. Tacconi et I. Ring (2013), « Stakeholders' incentives for land-use change and REDD+: The case of Indonesia », *Ecological Economics*, vol. 87, pp. 75-83, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.12.018>. [159]
- Jørgen, R. et al. (2016), *Food losses and food waste Extent, underlying drivers and impact assessment of prevention approaches*, http://ifro.ku.dk/publikationer/ifro_serier/rapporter/FindotherIFROCommissionedWork. [203]
- Koch, N. et al. (2019), « Agricultural Productivity and Forest Conservation: Evidence from the Brazilian Amazon », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 101/3, pp. 919-940, <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aay110>. [118]
- Kummu, M. et al. (2012), « Lost food, wasted resources: Global food supply chain losses and their impacts on freshwater, cropland, and fertiliser use », *Science of The Total Environment*, vol. 438, pp. 477-489, <http://dx.doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.08.092>. [198]
- Lambin, E. et al. (2018), « The role of supply-chain initiatives in reducing deforestation », *Nature Climate Change*, vol. 8/2, pp. 109-116, <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-017-0061-1>. [189]

- Lambin, E. et P. Meyfroidt (2011), « Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 108/9, pp. 3465-72, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1100480108>. [5]
- Lankoski, J. et al. (2015), « Environmental Co-benefits and Stacking in Environmental Markets », *Documents de l'OCDE sur l'alimentation, l'agriculture et les pêcheries*, n° 72, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/5js6g5khdvhj-en>. [132]
- le Polain de Waroux, Y. et al. (2016), « Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113/15, pp. 4021-4026, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1602646113>. [188]
- Le Tourneau, F. (2015), « The sustainability challenges of indigenous territories in Brazil's Amazonia », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 14, pp. 213-220, <http://dx.doi.org/10.1016/J.COSUST.2015.07.017>. [47]
- Leining, C. et S. Kerr (2016), « Lessons Learned from the New Zealand Emissions Trading Scheme ». [89]
- Leverkus, A. et al. (2017), « Mexico's logging threatens butterflies », *Science (New York, N.Y.)*, vol. 358/6366, p. 1008, <http://dx.doi.org/10.1126/science.aar3826>. [17]
- Ling, M. et al. (2018), *A review of ecosystem service valuation progress and approaches by the Member States of the European Union*, PNUE-WCMC, Cambridge, R.-U. [25]
- MAA (2016), *Programme national de la forêt et du bois 2016-2026*, Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Paris, <https://agriculture.gouv.fr/le-programme-national-de-la-foret-et-du-bois-2016-2026> (consulté le 6 juin 2019). [138]
- Maestre Andrés, S. et al. (2012), « Ineffective biodiversity policy due to five rebound effects », *Ecosystem Services*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.003>. [4]
- Martha, G., E. Alves et E. Contini (2012), « Land-saving approaches and beef production growth in Brazil », *Agricultural Systems*, vol. 110, pp. 173-177, <http://dx.doi.org/10.1016/J.AGSY.2012.03.001>. [192]
- May, P. et al. (2016), *The context of REDD+ in Brazil: drivers, agents, and institutions - 3rd edition*, Centre de recherche forestière internationale (CIFOR), <http://dx.doi.org/10.17528/cifor/006338>. [108]
- Mayrand, K., M. Paquin et S. Gagnon-Turcotte (2008), « Environmental Assessment of NAFTA: Lessons Learned from CEC's Trade and Environment Symposia », *Background Paper for the Experts Roundtable JPAC Public Session, Phoenix, Arizona, April 2008*, <http://www.cec.org> (consulté le 12 juin 2019). [65]
- McDermott, C., L. Irland et P. Pacheco (2015), « Forest certification and legality initiatives in the Brazilian Amazon: Lessons for effective and equitable forest governance », *Forest Policy and Economics*, vol. 50, pp. 134-142, <http://dx.doi.org/10.1016/J.FORPOL.2014.05.011>. [179]
- Mcfarland, W., S. Whitley et G. Kissinger (2015), *Subsidies to key commodities driving forest loss Implications for private climate finance*, Overseas Development Institute, Londres, <http://www.odi.org>. [114]

- McMahon, B. et al. (2010), « Interactions between livestock systems and biodiversity in South-East Ireland », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 139/1-2, pp. 232-238, <http://dx.doi.org/10.1016/J.AGEE.2010.08.008>. [130]
- Mekhilef, S., S. Siga et R. Saidur (2011), « A review on palm oil biodiesel as a source of renewable fuel », *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 15/4, pp. 1937-1949, <http://dx.doi.org/10.1016/J.RSER.2010.12.012>. [169]
- Mello, F. (2015), *ABC- National Plan for Low Carbon Emissions in Agriculture - Brazilian Experience*, <http://www.ag4climate.org/programme/ag4climate-session-3-5-mello.pdf> (consulté le 29 août 2018). [133]
- Metternicht, G. (2017), *Global Land Outlook Working Paper: Land Use Planning*, Organisation des Nations Unies, Convention sur la lutte contre la désertification, https://knowledge.unccd.int/sites/default/files/2018-06/6.%20Land%2BUse%2BPlanning%2B_G_Metternicht.pdf (consulté le 31 août 2018). [27]
- MfE (2013), *New Zealand's Sixth National Communication under the United Nations Framework Convention on Climate Change and Kyoto Protocol*. [143]
- Miettinen, J. et al. (2017), « From carbon sink to carbon source: extensive peat oxidation in insular Southeast Asia since 1990 », *Environmental Research Letters*, vol. 12/2, p. 024014, <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aa5b6f>. [49]
- Ministère de l'Agriculture (2015), *Rencana Strategis Kementerian Pertanian Tahun 2015-2019*, Ministère de l'Agriculture, Jakarta, Indonésie. [210]
- Ministère de l'Agriculture (2011), *Pedoman Perkebunan Kelapa Sawit Berkelanjutan Indonesia (Indonesian Sustainable Palm Oil/ ISPO)*, Gouvernement indonésien, Jakarta, <http://perundangan.pertanian.go.id/admin/file/Permentan%2011-2015%20ISPO.pdf>. [172]
- Ministère de l'Agriculture et Agence d'évaluation et d'application des technologies (s.d.), *Biomass Town Plan, Palembang City, Indonésie*, <http://www.scielo.org.co/pdf/esju/v17n1/v17n1a01.pdf>. [212]
- Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de l'Approvisionnement alimentaire (2017), *Intercâmbio comercial do agronegócio - Principais mercados de destino*, Gouvernement brésilien, Brasília, http://www.agricultura.gov.br/assuntos/relacoes-internacionais/documentos/intercambio-comercial-do-agronegocio-10a-edicao/IntercambioComercial2017_web.pdf/view. [173]
- Ministère de l'Environnement (2010), *The New Zealand Waste Strategy: Reducing harm, improving efficiency*, <http://www.mfe.govt.nz/publications/waste/new-zealand-waste-strategy-reducing-harm-improving-efficiency> (consulté le 24 octobre 2018). [214]
- Ministère de l'Environnement et de la Forêt (2018), *The State of Indonesia's Forests 2018*, Ministère de l'Environnement et de la Forêt, République d'Indonésie. [145]
- Ministère de la Transition écologique et solidaire (2018), *Stratégie nationale de lutte contre la déforestation importée 2018-2030*, Gouvernement français, Paris, https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/2018.11.14_SNDI_0.pdf (consulté le 4 février 2019). [165]
- Ministère des Affaires économiques (2011), *Master Plan: Acceleration and Expansion of Indonesia Economic Development 2011-2025*, République d'Indonésie, Jakarta, Indonésie. [119]

- Ministère des Finances (2018), *Amendment to the regulation of the Minister of Finance number 81 / PMK.05 / 2018 concerning the tariff service agency's general service to the palm plantation funding management agency at the Ministry of Finance*, <http://www.bpdp.or.id/wp-content/uploads/2018/12/PMK-15-2018-Pungutan-Ekspor-Sawit.pdf>. [70]
- Ministério da Agricultura, Pecuária e abastecimento (2018), *Adoção e mitigação de Gases de Efeitos Estufa pelas tecnologias do Plano Setorial de Mitigação e Adaptação às Mudanças Climáticas (Plano ABC)*, Gouvernement brésilien, Brasília, <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/plano-abc-em-numeros/arquivos/ResumodaadooemitiqaodegasesdeefeitosestufapelastecnologiasdoPlanoABCPerodo2010a2018nov.pdf> (consulté le 3 juin 2019). [135]
- Monteiro, J. (2016), « Typology of Environment-related Provisions in Regional Trade Agreements », *Documents de travail de l'OMC*, n° ERSD-2016-13, Organisation mondiale du commerce, Genève, Suisse, https://www.wto.org/english/res_e/reser_e/ersd201613_e.pdf (consulté le 11 juin 2019). [63]
- Moreno-Peñaranda, R. et al. (2018), « Stakeholder Perceptions of the Ecosystem Services and Human Well-Being Impacts of Palm Oil Biofuels in Indonesia and Malaysia », Springer, Tokyo, http://dx.doi.org/10.1007/978-4-431-54895-9_10. [170]
- MPI (2018), *Planting one billion trees | MPI - Ministry for Primary Industries. A New Zealand Government Department*, <https://www.mpi.govt.nz/funding-and-programmes/forestry/planting-one-billion-trees/> (consulté le 9 novembre 2018). [137]
- Muller, C. et M. Neal (2018), « The impact of nutrient regulations on dairy farm land values in Southland », *New Zealand Journal of Agricultural Research*, pp. 1-19, <http://dx.doi.org/10.1080/00288233.2018.1509876>. [83]
- Nepstad, D. et al. (2014), « Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains », *Science (New York, N.Y.)*, vol. 344/6188, pp. 1118-23, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1248525>. [52]
- Newell, R. et W. Pizer (2003), « Regulating stock externalities under uncertainty », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 45/2, pp. 416-432, [http://dx.doi.org/10.1016/S0095-0696\(02\)00016-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0095-0696(02)00016-5). [1]
- Newton, P. et al. (2016), « Overcoming barriers to low carbon agriculture and forest restoration in Brazil: The Rural Sustentável project », <http://dx.doi.org/10.1016/j.wdp.2016.11.011>. [134]
- Nolte, C. et al. (2013), « Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 110/13, pp. 4956-4961, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1214786110>. [40]
- Nugraha, I. (2015), *Faulty impact assessments plague Indonesian mines: Komnas HAM, Mongabay*, <https://news.mongabay.com/2015/04/faulty-impact-assessments-plague-indonesian-mines-komnas-ham/> (consulté le 26 juillet 2018). [73]
- Nurfatriani, F. et al. (2015), « Redesigning Indonesian forest fiscal policy to support forest conservation », *Forest Policy and Economics*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2015.07.006>. [147]

- NZIER (2017), *Plantation Forestry Statistics: Contribution of forestry to New Zealand*, New Zealand Institute of Economic Research, [149]
https://nzier.org.nz/static/media/filer_public/c6/a5/c6a55bbf-8f36-484e-82a0-91bb59211880/plantation_forestry_statistics.pdf.
- Observatoire de l'OCDE sur l'innovation dans le secteur public (OPSI) (2013), *The Indonesian Timber Legality Assurance System (SVLK)*, <https://oecd-opsi.org/innovations/the-indonesian-timber-legality-assurance-system-svlk/> (consulté le 6 mars 2019). [9]
- OCDE (2019), « Biodiversité : Zones protégées », *Statistiques de l'OCDE sur l'environnement* (base de données), <https://dx.doi.org/10.1787/4ce04f45-fr> (consulté le 21 octobre 2019). [39]
- OCDE (2019), *Politiques agricoles : suivi et évaluation 2019*, Éditions OCDE, Paris, [121]
<https://dx.doi.org/10.1787/f8360614-fr>.
- OCDE (2019), *Soutien à l'agriculture* (indicateur), <https://dx.doi.org/10.1787/c04db7df-fr> (consulté le 21 octobre 2019). [111]
- OCDE (2018), *Open Government Data in Mexico : The Way Forward*, OECD Digital Government Studies, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264297944-en>. [162]
- OCDE (2018), *Politiques agricoles : suivi et évaluation 2018*, Éditions OCDE, Paris, [115]
https://dx.doi.org/10.1787/agr_pol-2018-fr.
- OCDE (2018), *Rethinking Urban Sprawl : Moving Towards Sustainable Cities*, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264189881-en>. [33]
- OCDE (2017), *Environmental Performance Reviews Mid-term progress report: Mexico*, [https://one.oecd.org/document/ENV/EPOC/WPEP\(2018\)5/en/pdf](https://one.oecd.org/document/ENV/EPOC/WPEP(2018)5/en/pdf) (consulté le 13 mars 2018). [82]
- OCDE (2017), *OECD Environmental Performance Reviews: New Zealand 2017*, Examens environnementaux de l'OCDE, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264268203-en>. [88]
- OCDE (2017), *Politiques agricoles : suivi et évaluation 2017*, Éditions OCDE, Paris, [123]
https://dx.doi.org/10.1787/agr_pol-2017-fr.
- OCDE (2017), *The Political Economy of Biodiversity Policy Reform*, Éditions OCDE, Paris, [81]
<https://dx.doi.org/10.1787/9789264269545-en>.
- OCDE (2016), *Biodiversity Offsets : Effective Design and Implementation*, Éditions OCDE, Paris, [94]
<https://dx.doi.org/10.1787/9789264222519-en>.
- OCDE (2016), *Effective Carbon Rates : Pricing CO2 through Taxes and Emissions Trading Systems*, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264260115-en>. [84]
- OCDE (2016), *Examens environnementaux de l'OCDE : Brésil 2015*, Éditions OCDE. [101]
- OCDE (2016), *Examens environnementaux de l'OCDE : Brésil 2015*, Examens environnementaux de l'OCDE, Éditions OCDE, Paris, [13]
<https://dx.doi.org/10.1787/9789264255913-fr>.
- OCDE (2016), *Examens environnementaux de l'OCDE : France 2016*, Examens environnementaux de l'OCDE, Éditions OCDE, Paris, [37]
<https://dx.doi.org/10.1787/9789264252592-fr>.

- OCDE (2016), « Mexican Environmental Compensation Scheme for Land-Use Change in Forested Areas », dans *Biodiversity Offsets : Effective Design and Implementation*, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264222519-10-en>. [95]
- OCDE (2015), *Promouvoir la croissance verte en agriculture : Rôle de la formation, du conseil et de la vulgarisation*, Études de l'OCDE sur la croissance verte, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264235168-fr>. [193]
- OCDE (2014), *Renforcer les mécanismes de financement de la biodiversité*, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264195547-fr>. [20]
- OCDE (2013), *Examens environnementaux de l'OCDE : Mexique 2013*, Examens environnementaux de l'OCDE, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264185128-fr>. [99]
- OCDE (2011), *Alimentation et agriculture*, Études de l'OCDE sur la croissance verte, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264107892-fr>. [21]
- OCDE (2006), « Decoupling: A Conceptual Overview », *OECD Papers*, vol. 5/11, https://dx.doi.org/10.1787/oe.cd_papers-v5-art37-en. [215]
- OCDE (2018c), *Deepening the Sustainable Productivity Framework*, Organisation de coopération et de développement économiques, Paris. [125]
- OCDE (à paraître), *Economic and Environmental Sustainability Performance of Environmental Policies in Agriculture: A Literature Review*, Organisation de coopération et de développement économiques. [122]
- OCDE (2019b), *Financer la biodiversité, agir pour l'économie et les entreprises*, <http://www.oecd.org/environment/resources/biodiversity/Rapport-G7-financer-la-biodiversite-agir-pour-l-economie-et-les-entreprises.pdf> (consulté le 22 mai 2019). [22]
- OCDE (2019a), *Green Growth Policy Review of Indonesia*, Organisation de coopération et de développement économiques. [12]
- OCDE (2018d), *OECD Companion to the Inventory of Support Measures for Fossil Fuels 2018*, Éditions OCDE, <https://doi.org/10.1787/9789264286061-en> (consulté le 29 août 2018). [153]
- OCDE (s.d.), *Options for climate change mitigation in the agricultural sector: A partial equilibrium analysis*, Organisation de coopération et de développement économiques, Paris. [200]
- OCDE/FAO (2018), *OECD-FAO Pilot project on the implementation of the OECD-FAO Guidance for Responsible Agricultural Supply Chains : Baseline Report*, <https://www.oecd.org/fr/daf/inv/politiques-investissement/rbc-agriculture-supply-chains.htm> (consulté le 20 mars 2019). [191]
- OCDE/FAO (2016), *Guide OCDE-FAO pour des filières agricoles responsables*, Éditions OCDE, Paris, <https://dx.doi.org/10.1787/9789264264038-fr>. [190]
- OECD (2016), *The PSE Manual*, OECD Publishing, Paris, <http://www.oecd.org/agriculture/topics/agricultural-policy-monitoring-and-evaluation/documents/producer-support-estimates-manual.pdf>. [112]

- Ortiz Tapia, E. (2018), *The black hole in Mexico's Forestry Law - Investigación*, OjoPúblico.com, [62]
<https://ojo-publico.com/902/black-hole-mexicos-forestry-law> (consulté le 7 mars 2019).
- PEFC (2010), *PEFC International Standard: Requirements for certification schemes*, PEFC [177]
 Council, Genève, https://www.scribd.com/document/44967214/Sustainable-Forest-Management-PEFC-ST-1003-2010#download&from_embed (consulté le 18 septembre 2018).
- Pfaff, A., F. Santiago-Ávila et L. Joppa (2016), « Evolving Protected-Area Impacts in Mexico: Political Shifts as Suggested by Impact Evaluations », *Forests*, vol. 8/1, p. 17, [41]
<http://dx.doi.org/10.3390/f8010017>.
- Priefer, C., J. Jörisen et K. Bräutigam (2016), « Food waste prevention in Europe – A cause-driven approach to identify the most relevant leverage points for action », *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 109, pp. 155-165, [213]
<http://dx.doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2016.03.004>.
- QEII National Trust (2018), *FAQs: About Covenanting*, [38]
http://www.openspace.org.nz/Site/About_covenanting/FAQs.aspx.
- Quétier, F., B. Regnery et H. Levrel (2014), « No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy », *Environmental Science and Policy*, vol. 38, [98]
 pp. 120-131, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.11.009>.
- Ramirez-Reyes, C. et al. (2018), « Payments for ecosystem services in Mexico reduce forest fragmentation », *Ecological Applications*, <http://dx.doi.org/10.1002/eap.1753>. [100]
- République d'Indonésie (2017), *Third National Communication Under the United Nations Framework Convention on Climate Change*, CCNUCC. [106]
- République d'Indonésie (2016), « First Nationally Determined Contribution », [139]
http://www4.unfccc.int/ndcregistry/PublishedDocuments/Indonesia%20First/First%20NDC%20Indonesia_submitted%20to%20UNFCCC%20Set_November%20%202016.pdf (consulté le 12 juin 2018).
- Robinson, B., M. Holland et L. Naughton-Treves (2013), « Does secure land tenure save forests? A meta-analysis of the relationship between land tenure and tropical deforestation », [6]
Global Environmental Change, <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.05.012>.
- Rochedo, P. et al. (2018), « The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil », [15]
Nature Climate Change, p. 1, <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-018-0213-y>.
- Sahide, M. et L. Giessen (2015), « The fragmented land use administration in Indonesia - Analysing bureaucratic responsibilities influencing tropical rainforest transformation systems », *Land Use Policy*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.11.005>. [8]
- Sainteny, G. et al. (2011), *Les aides publiques dommageables à la biodiversité*, Centre d'analyse stratégique, [116]
http://archives.gouvernement.fr/fillon_version2/sites/default/files/fichiers_joints/Aides_domma_geables_a_la_biodiversite_Rapport_CAS_Octobre2011.pdf (consulté le 3 juin 2019).
- Santika, T. et al. (2017), « Community forest management in Indonesia: Avoided deforestation in the context of anthropogenic and climate complexities », *Global Environmental Change*, [158]
 vol. 46/août, pp. 60-71, <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.08.002>.

- Schleifer, P. et Y. Sun (2018), « Emerging markets and private governance: the political economy of sustainable palm oil in China and India », *Review of International Political Economy*, pp. 1-25, <http://dx.doi.org/10.1080/09692290.2017.1418759>. [184]
- SEEG (2018), *Emissions By Sector - Mudança de Uso da Terra e Florestas*, <http://plataforma.seeg.eco.br/sectors/mudanca-de-uso-da-terra-e-floresta> (consulté le 12 novembre 2018). [44]
- Service européen pour l'action extérieure (2018), *Palm Oil Facts on Figures on Trade and Sustainability*, Commission européenne, Bruxelles, https://eeas.europa.eu/sites/eeas/files/20180920_palm_oil_fact_sheet_en.pdf (consulté le 1 mars 2019). [167]
- Shahab, N. (2016), *Indonesia: One Map Policy*, Partenariat pour un gouvernement ouvert, https://www.opengovpartnership.org/sites/default/files/case-study_Indonesia_One-Map-Policy.pdf (consulté le 26 mars 2018). [30]
- Simonet, G. et al. (2018), « Effectiveness of a REDD+ Project in Reducing Deforestation in the Brazilian Amazon », *American Journal of Agricultural Economics*, <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aay028>. [110]
- Soares-Filho, B. et al. (2010), « Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation », *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 107/24, pp. 10821-6, <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0913048107>. [45]
- Souza, B. et L. Sánchez (2018), « Biodiversity offsets in limestone quarries: Investigation of practices in Brazil », *Resources Policy*, vol. 57, pp. 213-223, <http://dx.doi.org/10.1016/J.RESOURPOL.2018.03.007>. [97]
- State Governments of Acre, Chiapas and California (2010), *Memorandum of Understanding on Environmental Cooperation Between the State of Acre of the Federative Republic of Brazil, the State of Chiapas of the United Mexican States, and the State of California of the United States of America*, <https://www.arb.ca.gov/cc/capandtrade/sectorbasedoffsets/2010%20MOU%20Acre-California-Chiapas.pdf> (consulté le 13 juin 2019). [92]
- Strassburg, B. et al. (2017), « Moment of truth for the Cerrado hotspot », *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1/4, p. 0099, <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0099>. [55]
- Suich, H. et al. (2017), « Payments for ecosystem services in Indonesia », *Oryx*, vol. 51/3, pp. 489-497, <http://dx.doi.org/10.1017/s0030605316000259>. [105]
- Sutton, M. et al. (2011), *The European nitrogen assessment : sources, effects, and policy perspectives*, Cambridge University Press, Cambridge (R.-U.), https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:42079361 (consulté le 28 août 2018). [77]
- Te Uru Rākau (2018), *One Billion Trees Fund: Report on Policy and Design Recommendations*, Forestry New Zealand, <https://www.mpi.govt.nz/dmsdocument/32908-3-appendix1-report-on-policy-and-design-recommendations-oia> (consulté le 17 mai 2019). [144]
- The Tax Working Group (2019), *Future of Tax: Final Report Volume I - Recommendations*, <https://taxworkinggroup.govt.nz/resources/future-tax-final-report-vol-i-html> (consulté le 22 mai 2019). [59]

- Tilman, D. et al. (2017), « Future threats to biodiversity and pathways to their prevention », [197]
Nature, vol. 546/7656, pp. 73-81, <http://dx.doi.org/10.1038/nature22900>.
- Tilman, D. et al. (2009), « Beneficial Biofuels—The Food, Energy, and Environment Trilemma », [155]
Science, vol. 325/5938, pp. 4-5, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1177970>.
- Tonini, D., K. Brogaard et T. Astrup (2017), *Food waste prevention in Denmark: Identification of hotspots and potentials with Life Cycle Assessment*. [202]
- Urrunaga, J., A. Johnson et I. Orbegozo Sánchez (2018), *Moment of Truth: promise or peril for the Amazon as Peru confronts its illegal timber trade*, Environmental Investigation Agency, Washington, D.C., <http://www.eia-global.org/momentoftruth> (consulté le 7 mars 2019). [19]
- USDA (2017), *Brazil Biofuels Annual*, Ministère de l'Agriculture des États-Unis, [154]
https://gain.fas.usda.gov/Recent%20GAIN%20Publications/Biofuels%20Annual_Sao%20Paulo%20ATO_Brazil_9-15-2017.pdf (consulté le 29 août 2018).
- Van Der Sluys, C. (2018), *The Evolution of Strategic Environmental Assessment in Indonesia*, [74]
 Environmental Support Programme, Jakarta, Indonésie,
<http://www.esp3.org/images/Library/PapersReports/SEA-Review-Eng.pdf> (consulté le 26 juillet 2018).
- Verdone, M. (2018), *The world's largest private sector? Recognising the cumulative economic value of small-scale forest and farm producers*, UICN, Union internationale pour la [181]
 conservation de la nature et de ses ressources,
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.13.en>.
- Visser, M. et al. (2007), « The Irish agri-environment: How turlough users and non-users view [36]
 converging EU agendas of Natura 2000 and CAP », *Land Use Policy*, vol. 24/2, pp. 362-373,
<http://dx.doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2006.04.004>.
- WAVES (2017), *Indonesia Country Report 2017*, Wealth Accounting and Valuation of Ecosystem [26]
 Services, <http://www.wavespartnership.org> (consulté le 22 octobre 2018).
- Willett, W. et al. (2019), « Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy [199]
 diets from », *The Lancet*, vol. 393/10170, pp. 447-492, [http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4).
- Wolff, N. et al. (2018), « Impacts of tropical deforestation on local temperature and human well- [24]
 being perceptions », *Global Environmental Change*, vol. 52, pp. 181-189,
<http://dx.doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2018.07.004>.
- Woodworth, P. (2018), *The farmer and the ecologist should be friends*, Irish Times, [35]
<https://www.irishtimes.com/opinion/the-farmer-and-the-ecologist-should-be-friends-1.2143105>
 (consulté le 25 juillet 2018).
- Wright, T., A. Rahmanulloh et A. Abdi (2017), *Indonesia Biofuels Annual Report 2017 Biofuels [60]
 Annual Indonesia*, USDA, Foreign Agricultural Service,
https://gain.fas.usda.gov/Recent%20GAIN%20Publications/Biofuels%20Annual_Jakarta_Indonesia_6-20-2017.pdf (consulté le 18 juin 2018).

Notes

¹ i) Écosystèmes forestiers ; ii) Milieux marins et littoraux ; iii) Écosystèmes urbains ; iv) Écosystèmes rocheux et de haute montagne ; v) Écosystèmes agricoles ; vi) Milieux humides et aquatiques continentaux.

² Loi no 32/2009 sur la protection et la gestion de l'environnement.

³ Telles que définies par l'UICN : une aire protégée est un espace géographique clairement défini, reconnu, spécifique et géré, par des moyens juridiques ou d'autres moyens efficaces, de manière à assurer la préservation à long terme de la nature et des services écosystémiques et valeurs culturelles qui lui sont liées (<https://www.iucn.org/theme/protected-areas/about>).

⁴ Calculs des auteurs sur la base de données complémentaires tirées de Collins et Mitchard (2017[46]).

⁵ Prorogé récemment par le règlement présidentiel 6/2017.

⁶ Le règlement gouvernemental 57/2016 interdit le défrichage des tourbières pour une durée pouvant atteindre 2 ans si le gouvernement n'a pas encore mené à son terme un processus de zonage. Le processus de zonage répartit pour l'essentiel les tourbières en 2 catégories selon les critères établis dans ce règlement.

⁷ À moins que la superficie en question ait été officiellement classée en forêt de protection (*Hutan Lindung*).

⁸ Loi 39/2014.

⁹ La Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), qui encourage les mesures visant à endiguer l'offre et la demande d'animaux ou de végétaux faisant l'objet d'un commerce illégal, offre un exemple d'accord multilatéral limitant les échanges illégaux d'autres produits présentant une importance pour au moins certaines dimensions de la problématique de l'utilisation des terres (notamment celle de la biodiversité).

¹⁰ Règlement (UE) n° 995/2010 du Parlement européen et du Conseil du 20 octobre 2010.

¹¹ Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable, 05/06/2018.

¹² (1) Restructuration des propriétés foncières rurales, (2) début d'exploitation de terres non cultivées ou seminaturelles pour les besoins de l'agriculture intensive et (3) travaux de drainage sur des terres utilisées à des fins agricoles (à l'exclusion du drainage ou de la mise en culture de zones humides).

¹³ Ces secteurs sont : (i) l'agriculture ; (ii) la foresterie ; (iii) la pêche ; (iv) l'énergie ; (v) l'industrie ; (vi) les transports ; (vii) la gestion des déchets ; (viii) la gestion de l'eau ; (ix) les télécommunications ; (x) le tourisme, la ville ; et (xi) l'aménagement de l'espace ou l'utilisation des terres.

¹⁴ Règlement du gouvernement de la République d'Indonésie n° 46 de 2016 sur les procédures de mise en œuvre de l'évaluation environnementale stratégique (Peraturan Pemerintah Republik Indonesia No.46 Tahun 2016 Tentang tata Cara Penyyenggaraan Kajian Lingkungan Hidup Strategis).

¹⁵ Ce n'est là qu'un chiffre approximatif fondé sur la base de données des ESP de l'OCDE pour le Brésil, l'Indonésie, le Mexique et la Nouvelle-Zélande, et sur les chiffres relatifs aux dépenses de l'UE au titre de la PAC dans le cas de la France et de l'Irlande.

¹⁶ <https://www.waikatoregion.govt.nz/council/policy-and-plans/plans-under-development/healthy-rivers-plan-for-change/infosheets/nitrogen-reference-points/>.

¹⁷ Pour plus de précisions, voir OCDE (2016^[94]) *Compensation des atteintes à la biodiversité : Conception et mise en œuvre efficaces*.

¹⁸ Certains types de projets d'aménagement sont légalement tenus dans certains pays d'acquiescer des compensations des atteintes à l'environnement qui ne peuvent être évitées (voir le tableau 5.2).

¹⁹ Le partenariat européen d'innovation « Productivité et développement durable de l'agriculture », par exemple, soutient un vaste éventail de projets en Irlande. Ces projets sont dans une certaine mesure similaires aux PSE, comme dans le cas du projet en faveur des agriculteurs des hautes-terres de la péninsule d'Inishowen (*Inishowen Upland Farmers Project*), entre autres projets ne constituant pas des PSE. Pour plus de précisions, voir <https://www.nationalruralnetwork.ie/eip-agri/>.

²⁰ Souvent appelé « programme de transferts conditionnels ».

²¹ Pour qu'une mesure soit considérée comme découplée, le volume de la production (ou celui des échanges) ne doit pas s'écarter de celui qui aurait été observé en l'absence de cette mesure. Pour plus de précisions, voir (OCDE, 2006^[215]).

²² Souvent appelé « programme agroenvironnemental et climatique ».

²³ Fondé sur les performances signifie que le programme vise à réduire les pressions agricoles sur l'environnement. Fondé sur les résultats signifie que le programme considéré vise à atteindre un ou plusieurs objectifs bien particuliers dans le domaine de l'environnement.

²⁴ Depuis 2015, l'affaiblissement de la gouvernance environnementale, les coupes budgétaires et l'instabilité politique ont abouti à une augmentation de la déforestation de l'Amazonie brésilienne.

²⁵ Les transferts budgétaires interadministrations consistent en un transfert de ressources entre diverses administrations au sein d'un même pays, par exemple d'une administration étatique ou régionale à une autre.

²⁶ Elle impose entre autres que la biomasse utilisée pour la production de biocarburants ne soit pas issue de forêts primaires, de zones protégées ou de prairies abritant une grande biodiversité. Les zones humides, les tourbières et les autres sols recelant un stock de carbone élevé peuvent toutefois être utilisées sous certaines conditions à des fins de production de biomasse.

²⁷ Directive (UE) 2018/2001.

²⁸ (OCDE, 2019^{a[12]}), par exemple, indique que compte tenu des tendances actuelles, il sera répondu à la demande croissante d'huile de palme indonésienne pour la production de biocarburants par une expansion des surfaces exploitées. Bien que le gouvernement indonésien prévoie d'accroître la productivité des superficies déjà en exploitation, ces options impliquent probablement toutes deux des impacts négatifs sur au moins certaines des dimensions de la sphère de l'utilisation des terres.

²⁹ En 2018, les normes validées par le PEFC étaient les suivantes : le programme brésilien de certification des forêts (CERFLOR), PEFC France, l'Indonesia Forestry Certification Cooperation (IFCC), PEFC Ireland et New Zealand Forest Certification Association Inc. (NZFCA).

³⁰ Loi 39/2014.

³¹ Les produits de base visés par ces engagements sont à l'origine de la majorité des impacts sur la sphère de l'utilisation des terres qui sont associés aux échanges internationaux dans les pays étudiés : huile de palme, soja, bois d'œuvre et pâte à papier, bétail.

³² <https://www.origingreen.ie>.

³³ Dépenses des différents pays consacrées aux systèmes de connaissances et d'innovation agricoles en pourcentage de l'estimation du soutien total en 2015 : Brésil, 25.4 % (1.8 milliard USD) ; Union européenne (les chiffres sur la France ou l'Irlande seules ne sont pas disponibles), 5.77 % (6.2 milliards USD) ; Indonésie, 0.5 % (209 millions USD) ; Mexique, 5.19 % (394 millions USD) ; Nouvelle-Zélande, 36.5 % (182.8 millions USD).

³⁴ Les surfaces nécessaires en 2060 et celles sur lesquelles sont produits les aliments gaspillés ne sont pas localisées dans les mêmes endroits, de sorte qu'elles ne sont pas directement interchangeables.

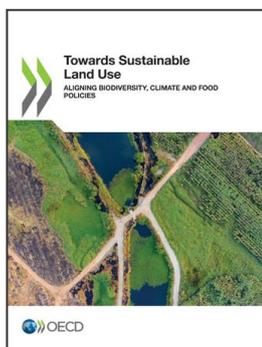
³⁵ Les superficies dont il est question ici sont celles qui servent à produire ces produits et aussi, dans le cas de l'élevage, les aliments du bétail.

³⁶ Production agricole, manutention après récolte, entreposage, transformation, distribution, consommation, fin de vie.

³⁷ ODD 2 : faim « zéro ».

³⁸ En Nouvelle-Zélande, par exemple, il n'existe pas de mesures visant le gaspillage alimentaire au niveau national et il n'est pas fait mention de ce problème ni de plans spécifiques pour réduire les déchets organiques dans la Stratégie sur les déchets du pays (Ministère de l'Environnement, 2010_[214]).

³⁹ Cette directive charge la Commission d'adopter des dispositions sur l'évaluation du gaspillage au plus tard fin mars 2019.



Extrait de :

Towards Sustainable Land Use

Aligning Biodiversity, Climate and Food Policies

Accéder à cette publication :

<https://doi.org/10.1787/3809b6a1-en>

Merci de citer ce chapitre comme suit :

OCDE (2020), « Instruments d'action pour une utilisation durable des terres », dans *Towards Sustainable Land Use : Aligning Biodiversity, Climate and Food Policies*, Éditions OCDE, Paris.

DOI: <https://doi.org/10.1787/b3e4af25-fr>

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les arguments exprimés ici ne reflètent pas nécessairement les vues officielles des pays membres de l'OCDE.

Ce document, ainsi que les données et cartes qu'il peut comprendre, sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région. Des extraits de publications sont susceptibles de faire l'objet d'avertissements supplémentaires, qui sont inclus dans la version complète de la publication, disponible sous le lien fourni à cet effet.

L'utilisation de ce contenu, qu'il soit numérique ou imprimé, est régie par les conditions d'utilisation suivantes :

<http://www.oecd.org/fr/conditionsdutilisation>.