



Organisation des Nations Unies
pour l'alimentation
et l'agriculture

ONU 
programme pour
l'environnement

2020



LA SITUATION
**DES FORETS
DU MONDE**

**FORÊTS, BIODIVERSITÉ
ET ACTIVITÉ HUMAINE**

Cette publication phare fait partie de la série **L'ÉTAT DU MONDE** de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.

Référence bibliographique à citer:

FAO et PNUE. 2020. *La situation des forêts du monde 2020. Forêts, biodiversité et activité humaine*. Rome.
<https://doi.org/10.4060/ca8642fr>

Les appellations employées dans ce produit d'information et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) aucune prise de position quant au statut juridique ou au stade de développement des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les appellations employées et la présentation des données sur les cartes n'impliquent de la part de la FAO et du PNUE aucune prise de position quant au statut juridique ou constitutionnel des pays, territoires ou zones maritimes, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. La mention de sociétés déterminées ou de produits de fabricants, qu'ils soient ou non brevetés, n'entraîne, de la part de la FAO et du PNUE, aucune approbation ou recommandation desdits produits de préférence à d'autres de nature analogue qui ne sont pas cités.

Les opinions exprimées dans ce produit d'information sont celles du/des auteur(s) et ne reflètent pas nécessairement les vues ou les politiques de la FAO ou du PNUE.

ISBN 978-92-5-132420-2

ISSN 1020-5713 [IMPRIMÉ]

ISSN 2521-7550 [EN LIGNE]

© FAO 2020



Certains droits réservés. Ce travail est mis à la disposition du public sous la licence Creative Commons - Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Partage dans les Mêmes Conditions 3.0 Organisations Internationales (CC BY-NC-SA 3.0 IGO; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo/deed.fr>).

Selon les termes de cette licence, ce travail peut être copié, diffusé et adapté à des fins non commerciales, sous réserve de mention appropriée de la source. Lors de l'utilisation de ce travail, aucune indication relative à l'approbation de la part de la FAO d'une organisation, de produits ou de services spécifiques ne doit apparaître. L'utilisation du logo de la FAO n'est pas autorisée. Si le travail est adapté, il doit donc être sous la même licence Creative Commons ou sous une licence équivalente. Si ce document fait l'objet d'une traduction, il est obligatoire d'intégrer la clause de non responsabilité suivante accompagnée de la citation requise: «Cette traduction n'a pas été réalisée par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). La FAO n'est pas responsable du contenu ou de l'exactitude de cette traduction. L'édition originale anglaise doit être l'édition qui fait autorité.»

Toute médiation relative aux différends en rapport avec la licence doit être menée conformément au Règlement d'arbitrage de la Commission des Nations Unies pour le droit commercial international (CNUDCI) actuellement en vigueur.

Documents de tierce partie. Les utilisateurs qui souhaitent réutiliser des matériels provenant de ce travail et qui sont attribués à un tiers, tels que des tableaux, des figures ou des images, ont la responsabilité de déterminer si l'autorisation est requise pour la réutilisation et d'obtenir la permission du détenteur des droits d'auteur. Le risque de demandes résultant de la violation d'un composant du travail détenu par une tierce partie incombe exclusivement à l'utilisateur.

Ventes, droits et licences. Les produits d'information de la FAO sont disponibles sur le site web de la FAO (www.fao.org/publications/fr/) et peuvent être acquis par le biais du courriel suivant: publications-sales@fao.org. Les demandes pour usage commercial doivent être soumises à: www.fao.org/contact-us/licence-request. Les demandes relatives aux droits et aux licences doivent être adressées à: copyright@fao.org.

PHOTOGRAPHIE DE COUVERTURE ©Ricky Martin/CIFOR

INDONÉSIE: Habitant local pêchant dans un lac à proximité des forêts de Gege Pangrango pour subvenir à ses besoins quotidiens.

2020

LA SITUATION
**DES FORÊTS
DU MONDE**

**FORÊTS, BIODIVERSITÉ
ET ACTIVITÉ HUMAINE**

Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
Rome, 2020

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	vi		
MÉTHODE	viii		
REMERCIEMENTS	x		
SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xii		
RÉSUMÉ	xvi		
CHAPITRE 1			
INTRODUCTION	1		
CHAPITRE 2			
L'ÉTAT DES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS	9		
2.1 Situation et évolution de la superficie occupée par les forêts	10		
2.2 Caractéristiques des forêts	15		
2.3 Dégradation des forêts	23		
2.4 Progrès accomplis dans la réalisation des objectifs relatifs à la superficie forestière	32		
CHAPITRE 3			
ESPÈCES FORESTIÈRES ET DIVERSITÉ GÉNÉTIQUE	35		
3.1 Diversité des espèces forestières	36		
3.2 L'état des ressources génétiques forestières	51		
3.3 Progrès accomplis dans la réalisation des objectifs relatifs aux espèces forestières et aux ressources génétiques	53		
CHAPITRE 4			
ACTIVITÉ HUMAINE, BIODIVERSITÉ ET FORÊTS	59		
4.1 Les atouts des forêts et de la biodiversité pour les populations	60		
4.2 Forêts et pauvreté	63		
4.3 Forêts, arbres, sécurité alimentaire et nutrition	66		
4.4 Forêts, biodiversité et santé humaine	78		
CHAPITRE 5			
INVERSER LA DÉFORESTATION ET LA DÉGRADATION DES FORÊTS		85	
5.1 Les facteurs de changement qui portent atteinte à la biodiversité et aux ressources forestières		86	
5.2 Lutte contre la déforestation et la dégradation des forêts		92	
5.3 Restauration des forêts		100	
5.4 Progrès accomplis en direction des objectifs de restauration des forêts		106	
CHAPITRE 6			
CONSERVATION ET UTILISATION DURABLE DES FORÊTS ET DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE		111	
6.1 Forêts à l'intérieur des aires protégées		112	
6.2 Conservation en dehors des aires protégées		127	
6.3 Progrès accomplis dans la réalisation des objectifs relatifs aux aires protégées et aux autres mesures de conservation par zone		139	
6.4 Progrès accomplis dans la réalisation des objectifs relatifs à la gestion durable des forêts		141	
CHAPITRE 7			
VERS DES SOLUTIONS ÉQUILIBRÉES		143	
7.1 Compromis et synergies		144	
7.2 Éléments essentiels d'un environnement porteur		149	
7.3 Évaluation des progrès: des outils innovants permettant de suivre les résultats en matière de biodiversité		164	
7.4 Conclusions		165	
BIBLIOGRAPHIE		173	

TABLEAUX, FIGURES ET ENCADRÉS

TABLEAUX

1. Taux annuels de variation de la superficie forestière	11
2. Autres terres dotées de couverts arborés (2020)	13
3. Vulnérabilité des végétaux, animaux et champignons des forêts inscrits sur la liste rouge de l'UICN en décembre 2019	53
4. Exemples de maladies infectieuses liées aux forêts	81
5. Les types de forêts du monde et leur degré de protection en 2015	116
6. Couvert arboré situé dans des aires protégées en 2015, par grandes zones écologiques	119
7. Instruments financiers dédiés à la conservation	157
8. Financements mobilisés par les dix grands programmes de PSE	159

FIGURES

1. Répartition mondiale des forêts: les dix pays possédant les plus grandes superficies forestières en 2020	10
2. Variation nette de la superficie forestière, par région, 1990-2020	12
3. Évolution du couvert arboré mondial, 1992-2015	14
4. Expansion des forêts et déforestation à l'échelle mondiale, 1990-2020	14
5. Pourcentage de forêts naturellement régénérées et de forêts plantées, par région (2020)	15
6. Pourcentage des forêts de plantation comprenant des essences indigènes et des essences introduites, par région (2020)	18
7. Forêts du monde par domaine climatique (2020)	18
8. Forêts par grandes zones écologiques	19
9. Superficie forestière, en pourcentage, par classes de dimension des massifs et grandes zones écologiques (2015)	27
10. Dimension moyenne des massifs forestiers par grandes zones écologiques, en hectares (2015)	27
11. Indice de densité des zones boisées (2015)	28
12. Superficie forestière, en pourcentage, par classes de densité et grandes zones écologiques (2015)	29

13. Densité forestière moyenne, en pourcentage, par grandes zones écologiques (2015)	29
14. Forêts les plus préservées, par grandes zones écologiques (2015)	30
15. Forêts les plus fragmentées, par grandes zones écologiques (2015)	31
16. Variation annuelle de la superficie des forêts naturellement régénérées, 1990-2020	33
17. Les dix pays comptant le plus grand nombre d'essences	37
18. Les dix premiers pays et territoires par le nombre d'essences endémiques	38
19. Degré d'importance de la biodiversité forestière en 2018	43
20. Degré d'importance de la biodiversité forestière en ce qui concerne les pertes de couvert forestier sur la période 2000-2018	44
21. Degré d'intégrité de la biodiversité forestière (2018)	45
22. Carte à deux variables indiquant le degré d'importance et le degré d'intégrité de la biodiversité forestière dans les biomes forestiers (2018)	46
23. Détails de la carte à deux variables indiquant le degré d'importance et le degré d'intégrité de la biodiversité dans les biomes forestiers en 2018	47
24. Baisse générale d'un indice des espèces spécialistes de la forêt regroupant 268 espèces de vertébrés des forêts (455 populations), 1970-2014	50
25. Superposition du couvert forestier et du taux de pauvreté	64
26. Couvert forestier, densité des superficies forestières et pauvreté au Malawi	65
27. Nombre d'essences arborées fournissant des aliments importants pour les moyens d'existence des petits exploitants	71
28. Production annuelle de noix forestières (2017)	72
29. Facteurs de la déforestation et de la dégradation des forêts, par région, 2000-2010	87
30. Interactions entre processus, politique et facteurs d'utilisation des ressources influant sur les réponses locales et les résultats de la conservation des forêts	88

TABLEAUX, FIGURES ET ENCADRÉS

31. Complexe des facteurs de déforestation et de dégradation des forêts: arborescence de la problématique issue d'une analyse effectuée en Zambie	91	3. L'ascension, la chute et le relèvement de la Selva Maya	4
32. Identification des domaines d'action prioritaires pour réduire la déforestation et la dégradation des forêts, selon l'analyse des stratégies et des plans d'action nationaux de 31 pays participant à REDD+	92	4. Les instruments internationaux de la conservation et de l'utilisation de la biodiversité liée aux forêts et leurs cibles et objectifs	5
33. Proportion des terres en état de dégradation entre 2000 et 2015, par région	101	5. Objectifs, cibles et indicateurs clés relatifs à la superficie forestière	11
34. Progrès vers la réalisation de l'objectif 5 de la Déclaration de New York sur les forêts	107	6. Forêt ou couvert arboré: quelle différence?	13
35. Accroissement des superficies forestières par la restauration des forêts, la reforestation et le boisement en millions d'hectares de 2000 à 2019, par région, période et type de restauration	108	7. Deux exemples d'espèces animales qui dépendent de la forêt primaire pour leur survie	16
36. Engagements au titre du «Défi de Bonn» en février 2020	109	8. Les difficultés que posent le suivi des forêts primaires et l'établissement de rapports à leur sujet	17
37. Pourcentage de forêts situées dans des aires protégées juridiquement établies (2020)	114	9. Les forêts en zone aride – une première évaluation mondiale	20
38. Séries chronologiques des superficies forestières incluses dans des aires protégées, par région, 1990-2020	115	10. Les forêts des zones humides: l'exemple de la Cuvette centrale	22
39. Augmentation des superficies forestières protégées, par type de forêt, 1992-2015	116	11. Estrans océaniques: la mangrove	22
40. Augmentation des superficies forestières protégées, par grandes zones écologiques entre 1992 et 2015	117	12. Principaux objectifs, cibles et indicateurs ayant trait au ralentissement de la dégradation des forêts	23
41. Pourcentage des forêts en aires protégées, par grandes zones écologiques (2015)	118	13. Risques croissants que présentent les organismes nuisibles et les pathogènes envahissants associés aux changements mondiaux	25
42. Évolution de la superficie forestière affectée principalement à la conservation de la biodiversité, par région (1990-2020)	128	14. Causes et effets de la fragmentation des forêts	26
43. Engagement contre la déforestation: entreprises engagées et entreprises non engagées, en nombre, par filière, 2020	151	15. Principaux buts, cibles et indicateurs de la conservation des espèces et des ressources génétiques forestières	37
44. Déforestation: sources de financement de l'inversion de tendance	156	16. Plus de la moitié des espèces d'arbres endémiques d'Europe sont menacées d'extinction	38
ENCADRÉS		17. Arbres à valeur patrimoniale	39
1. Qu'est-ce que la diversité biologique des forêts?	3	18. Pollinisateurs sylvestres	41
2. Première évaluation mondiale de la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture	3	19. Diversité des coléoptères saproxyliques dans les forêts méditerranéennes	42
		20. Populations de primates dans une forêt en régénération sur des terres agricoles (Costa Rica)	48
		21. Conservation, gestion et utilisation des ressources génétiques forestières	52
		22. Évaluation des menaces qui pèsent sur la conservation des ressources génétiques des arbres vivriers au Burkina Faso	54
		23. Mise en œuvre du Plan d'action mondial pour les ressources génétiques forestières	56

24. Élaboration d'une stratégie régionale de conservation des ressources génétiques forestières en Europe	56	43. L'initiative sur l'économie de la restauration des écosystèmes	105
25. Une notion difficile à définir: les populations tributaires des forêts	61	44. Exemples de nouvelles promesses de restauration de forêts et de plantation d'arbres énoncées en 2019	109
26. Dans les pays tropicaux, des forêts bénéfiques à la pêche continentale	67	45. Principaux objectifs, cibles et indicateurs relatifs aux aires protégées et aux autres mesures de conservation efficaces par zone	113
27. Problématiques liées à l'utilisation du bois pour la cuisine	68	46. Catégories d'aires protégées	113
28. Liens des forêts et des systèmes arborés avec la diversité des régimes alimentaires	69	47. Une initiative de labellisation soutient le miel d'abeilles sans dard produit par des femmes boliviennes	124
29. Exemples d'aliments issus de la forêt consommés en Afrique de l'Ouest pendant la période de soudure	70	48. Aires et territoires du patrimoine autochtone et communautaire	129
30. La noix du Brésil: une pierre angulaire pour la conservation de la forêt amazonienne	72	49. Intégration de la conservation de la biodiversité à la gestion durable des territoires forestiers en Mongolie	132
31. Valeur économique des services de pollinisation sauvage des forêts pour les petits exploitants agricoles en République-Unie de Tanzanie	75	50. Conservation et restauration de la forêt par les entreprises papetières dans la forêt tropicale atlantique (Brésil)	133
32. Les forêts, élément clé de la résilience face au changement climatique et de la conservation de l'agrobiodiversité dans les rizières en terrasses des Hani (Chine)	76	51. Conflit entre l'homme et la faune sauvage	138
33. Recommandations de Forest Europe pour l'intégration de la santé humaine dans la gestion durable des forêts	83	52. Principaux objectifs, cibles et indicateurs relatifs à la gestion durable des forêts	140
34. Un complexe de facteurs conduisant à des résultats forestiers différents sur le mont Elgon (Ouganda)	89	53. Intégrer la nutrition à l'agriculture	150
35. REDD+ dans le cadre de la CCNUCC et de l'Accord de Paris	93	54. Exemples d'activités régionales au service de la conservation et de l'utilisation durable de la biodiversité liée aux forêts	161
36. Le Programme ONU-REDD	93	55. Tirer parti du bénévolat dans la lutte contre les espèces envahissantes	163
37. Des filières de produits où la déforestation n'intervient pas: intégrer le cacao et les forêts en Afrique de l'Ouest	94	56. Villes arborées du monde	163
38. Mettre fin à la déforestation: les recommandations d'une conférence mondiale	97	57. Wild for Life	164
39. Suivi de la gestion de la faune et de la flore dans les forêts de production au Cameroun	100	58. Plateformes et outils de télédétection de la FAO pour les forêts	165
40. Principaux objectifs, cibles et indicateurs relatifs aux progrès de la restauration des forêts	101	59. Collecte d'informations sur la biodiversité dans les forêts de la Papouasie-Nouvelle-Guinée	166
41. Restaurer les paysages forestiers au moyen de la régénération naturelle assistée	102	60. Avancées de la télédétection appliquée au suivi de la biodiversité	166
42. Remise à l'état sauvage et réintroduction d'espèces clés	105	61. Indice de Singapour sur la biodiversité des villes: suivre les efforts de conservation de la biodiversité urbaine	168
		62. Outils d'évaluation des habitats ripicoles	171

AVANT-PROPOS

À l'heure où nous finalisons *la Situation des Forêts du monde 2020*, le monde était confronté au défi sans précédent de la pandémie de COVID-19. La priorité immédiate au niveau mondial est de faire face à cette urgence de santé publique, mais notre réponse à long terme doit aussi porter sur les causes profondes de ce type de pandémie. La dégradation et la disparition des forêts sont des facteurs qui y contribuent: elles perturbent l'équilibre de la nature et augmentent le risque et l'exposition des populations aux zoonoses. Il n'a jamais été aussi important de comprendre et de suivre la situation de nos forêts dans le monde.

Cette année voit se clore la Décennie des Nations Unies pour la biodiversité et la mise en oeuvre du Plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique. Tous les pays se réunissent actuellement pour examiner les progrès accomplis dans la réalisation des cinq objectifs stratégiques du Plan et des 20 cibles d'Aichi en matière de biodiversité, afin de formuler le cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020.

Ce cadre doit reposer sur des éléments probants: des données sur l'état actuel de la biodiversité mondiale et sur les évolutions récentes dans ce domaine, des éléments qui attestent les liens entre la biodiversité et le développement durable et des témoignages sur les mesures concrètes qui permettent de préserver et d'utiliser de manière durable les nombreux produits et services de la biodiversité mondiale qui contribuent à la sécurité alimentaire et au bien-être humain.

Les forêts recèlent l'essentiel de la diversité biologique terrestre - des forêts boréales du Grand Nord aux forêts tropicales humides. Ces forêts comptent globalement plus de 60 000 espèces d'arbres différentes et procurent un habitat à 80 pour cent des espèces d'amphibiens, 75 pour cent des espèces d'oiseaux et 68 pour cent des espèces de mammifères. Environ 60 pour cent de l'ensemble des plantes vasculaires se trouvent dans les forêts

tropicales. La mangrove abrite des frayères et des alevinières pour de nombreuses espèces de poissons, de mollusques et de crustacés. Elle contribue aussi à retenir des sédiments potentiellement nocifs pour les herbiers marins et les récifs coralliens, lesquels constituent des habitats pour la vie sous-marine.

La conservation de la plus grande partie de la biodiversité du monde est ainsi hautement tributaire de la manière dont nous interagissons avec les forêts du monde et les utilisons.

La présente édition de *La Situation des forêts du monde (SOFO)* examine les contributions des forêts - et des personnes qui les utilisent et les gèrent - à la conservation et à l'utilisation durable de la biodiversité. On y trouvera une évaluation des progrès accomplis à ce jour dans la réalisation des cibles et objectifs mondiaux relatifs à la biodiversité forestière, ainsi qu'une description de l'efficacité des politiques, actions et démarches en faveur de la conservation et du développement durable, illustrée par des études de cas sur des pratiques novatrices et des solutions gagnantes pour tous.

Le présent rapport a moins pour ambition de traiter de manière exhaustive la question de la biodiversité forestière que de fournir une mise à jour sur son état actuel et de rendre compte de son importance pour l'humanité. Elle est destinée à compléter *L'État de la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde* publié par la Commission des ressources génétiques pour l'alimentation et l'agriculture de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) en 2019, le *Rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques* de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) publié l'année dernière, et la cinquième édition des *Perspectives mondiales de la biodiversité* publiée sous l'égide de la Convention sur la diversité biologique (CDB).

La présente édition du *SOFO* est la première à résulter d'un effort commun des deux entités des Nations Unies que sont la FAO et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). Nous appuyant sur notre collaboration actuelle et nos avantages comparatifs, nous rassemblons de nouvelles informations issues de l'*Évaluation des ressources forestières mondiales 2020* de la FAO et de nouvelles analyses concernant l'évolution de la situation et de la représentativité des forêts protégées, que l'on doit au Centre mondial de surveillance pour la conservation de la nature du PNUE (PNUE-WCMC).

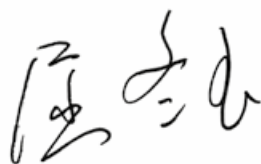
SOFO 2020 vient confirmer que la déforestation et la dégradation des forêts se poursuivent à un rythme préoccupant et qu'elles contribuent de manière sensible à l'actuelle perte de biodiversité. L'expansion de l'agriculture demeure l'un des principaux facteurs de ce phénomène, alors que la résilience des systèmes alimentaires et leur capacité à s'adapter aux évolutions futures sont tributaires de cette même biodiversité.

SOFO 2020 identifie aussi certains signaux qui peuvent être source d'espérance: le rythme de disparition des forêts se ralentit au niveau mondial et des solutions qui permettent de trouver un équilibre entre la conservation de

la biodiversité forestière et l'utilisation durable des forêts existent bel et bien. Pour inverser le cours de la déforestation et de la perte de biodiversité, il est urgent de généraliser ces solutions et de transformer en profondeur nos modes de production et de consommation alimentaires. Nous devons aussi préserver et gérer les forêts et les arbres dans le cadre d'une approche intégrée des territoires et nous devons remédier aux dommages causés en oeuvrant à la restauration des forêts.

Une gouvernance efficace, une harmonisation des politiques entre les différents secteurs et les différents échelons administratifs, la sécurité foncière, le respect des droits et des savoirs des communautés locales et des peuples autochtones, une capacité accrue d'assurer le suivi des résultats obtenus en matière de biodiversité, ainsi que, bien entendu, des modalités de financement innovantes, sont autant d'éléments essentiels pour réussir ces transformations.

Enfin, nous devons entretenir un nouveau rapport avec la nature, et nous pouvons y parvenir ensemble. *SOFO 2020* contribue à cette vision. Nous espérons que ce volume suscitera votre intérêt et qu'il vous sera utile et fécond.



Qu Dongyu
Directeur général de la FAO



Inger Andersen
Directrice exécutive du PNUE

MÉTHODE

La Situation des forêts du monde 2020 (SOFO 2020) a été rédigé par la Division des politiques et des ressources forestières de la FAO en collaboration avec le Centre mondial de surveillance pour la conservation de la nature du Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE-WCMC).

L'élaboration de ce rapport a bénéficié de l'encadrement d'une équipe centrale composée de cinq hauts fonctionnaires de la FAO et du PNUE-WCMC, dirigée par la directrice de la Division des politiques et des ressources forestières de la FAO, qui était chargée de la coordination générale de la publication.

Les progrès accomplis dans la réalisation des objectifs et des cibles afférents aux forêts et à leur biodiversité ont été déterminés en se fondant sur les travaux parus sur le sujet et les données des études commandées à cet effet. Une série d'études de cas a en effet été réunie en vue de produire des exemples concrets de conservation et d'utilisation durable de la biodiversité forestière dans le monde.

La présente édition du *SOFO* s'appuie sur les résultats de l'Évaluation des ressources forestières mondiales 2020 (FRA 2020) de la FAO, qui sera elle aussi publiée en 2020.

FRA 2020 passe en revue l'état et les tendances de plus de 60 variables relatives à l'étendue, aux caractéristiques, à l'état, à la gestion et aux utilisations des forêts dans 236 pays et zones au cours de la période 1990-2020.

L'ossature de FRA 2020 est constituée de données officielles fournies par un réseau institué de correspondants nationaux officiellement désignés, à travers un processus d'établissement de rapports unifié, transparent et aux données retraçables dans leurs chaînes de transmission. L'application d'une méthode d'établissement de rapports normalisée permet de suivre les évolutions au fil du temps et de regrouper les données au niveau des régions et à l'échelle mondiale.

Seules ont été utilisées pour *SOFO 2020* les données relatives à la diversité biologique des forêts. La plupart d'entre elles, qui se situaient au niveau mondial, étaient extraites des résultats principaux de FRA 2020, publiés peu avant *SOFO 2020*. Les lecteurs trouveront des informations plus détaillées aux niveaux régional et national dans le rapport FRA 2020 (FAO, 2020) à paraître prochainement. Les termes et les définitions utilisés dans FRA 2020 peuvent être consultés sur le site <http://www.fao.org/3/I8661FR/i8661fr.pdf>.

Trois études inédites ont été commandées spécialement pour *SOFO 2020*:

Une analyse par le PNUE-WCMC des données annuelles sur les couverts végétaux sur la période 1992-2015 a produit de nouvelles données sur les variations annuelles de la superficie du couvert arboré, qui peuvent être considérables. Cette analyse a fait l'objet de recoupements avec la carte des grandes zones écologiques du monde dressée par la FAO, la Base de données mondiale des zones clés de la biodiversité (WDKBA) et la Base de données mondiale des aires protégées (WDPA), qui ont permis de nouvelles mises en perspective sur la représentativité des aires protégées et l'évolution chronologique de l'état de protection des forêts.

Le Centre commun de recherche de la Commission européenne, intervenant en collaboration avec le Service forestier des États-Unis d'Amérique, a appliqué une méthode servant à l'analyse des modèles spatiaux des forêts à la carte mondiale des couverts végétaux du programme Copernicus pour 2015, à laquelle a été superposée la carte des grandes zones écologiques du monde produite par la FAO. Cela a permis d'obtenir de nouvelles données sur l'intégrité et la fragmentation des forêts par grands types de forêts.

La contribution de la Banque mondiale a consisté en une étude sur les rapports qu'entretiennent forêt et pauvreté. Cette étude repose sur un examen des travaux publiés et le recoupement de cartes forestières avec des données sur la pauvreté que détient la Banque mondiale.

Tous les chapitres ont bénéficié de l'appui du personnel et de la collaboration de consultants à la collecte de données ou aux travaux de rédaction. La version définitive de ce document a été assemblée et éditée par un consultant principal.

Des évaluateurs internes d'unités et de départements différents de la FAO et du PNUE, ainsi que des évaluateurs externes, ont produit des commentaires et des suggestions détaillés sur les versions préliminaires du document.

REMERCIEMENTS

La Situation des forêts du monde 2020 a été préparé sous la direction générale de Mette L. Wilkie, qui a dirigé l'équipe centrale composée des fonctionnaires de la FAO Anssi Pekkarinen, Ewald Rametsteiner, Andrew Taber et Sheila Wertz-Kanounnikoff et de Will Simonson du Centre mondial de surveillance pour la conservation de la nature du Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE-WCMC). Andrea Perlis a aidé l'équipe centrale à compiler et à éditer la publication. Les autres contributeurs et réviseurs sont énumérés ci-dessous.

FAO:

Contributeurs: Hitofumi Abe, Safia Aggarwal, Astrid Agostini, Damien Bertrand, Simone Borelli, Marco Boscolo, Pierre Bouillon, Amanda Bradley, Anne Branthomme, Vito Brito, Lyndall Bull, Malgorzata Buszko-Briggs, Benjamin Caldwell, Laura Cerioni, Michela Conigliaro, Jose Diaz Diaz, Yoshihide Endo, Aurelie Fernandez, Serena Fortuna, Julian Fox, Sarah Fumey, Monica Garzuglia, Emma Gibbs, Marta Gruca, Abdel Hamied Hamid, Daphne Hewitt, Sooyeon Jin, Örjan Jonsson, Adolfo Kindgard, Jarkko Koskela, Arvydas Lebedys, Thais Linhares Juvenal, Erik Lindquist, Yuka Makino, Peter Moore, Giulia Muir, Azdad Mustapha, Scott Newman, Maria Isabel Ochoa, Chiara Patriarca, Peter Pechaek, Clelia Maria Puzzo, Kristina Rodina, Moctar Sacande, Shiroma Sathyapala, Kenichi Shono, Bianca Sipala, Simona Sorrenti, Elaine Springgay, Ashley Steel, Tiina Vähänen, Martina Venturi, Pedro Vivar, Anni Vuohelainen, Sven Walter, Zuzhang Xia et Daowei Zhang.

Réviseurs: Julie Belanger, Lorenzo Bellu, Nora Berrahmouni, Jeffrey Campbell, Frederic Castell, Ana Paula De la Ocampos, Michael Euler, Adriana Ignaciuk, Lourdes Orlando, Dafydd Pilling, Eran Raizman, Selvaraju Ramasamy, Kostas Stamoulis et Carlos Vaquero.

PNUE et PNUE-WCMC:

Contributeurs: Andy Arnell, Abigail Burns, Lauren Coad, Alexander Gangur, Joe Gosling, Samantha Hill, Lisa Ingwall-King, Valerie Kapos, Steven King, Edward Lewis, Calum Maney, Emma Martin, Ana Paula de la O Campos, Barbara Pollini, Marieke Sassen, Emma Scott, Arnout van Soesbergen et James Vause.

Réviseurs: Abdelkader Bensader, Neil Burgess, Katherine Despot-Belmonte, Satu Glaser, Kelly Malsch et Susan Mutebi-Richards.

Centre commun de recherche de la Commission européenne (Étude sur la fragmentation des massifs forestiers): Peter Vogt.

Service forestier des États-Unis d'Amérique (Étude sur la fragmentation des massifs forestiers): Kurt Ritters.

Banque mondiale (Étude sur les forêts et la pauvreté):

Contributeurs: Shun Chonabayashi, avec l'appui de Yulin Chen, Shanjun Li, Luming Tan et Ziyi Zhang.

Réviseurs (version originale anglaise): Benoît Blarel, Timothy H. Brown, Susmita Dasgupta, Martin Heger, Minh Cong Nguyen.

Études de cas et encadrés:

Les études de cas et les encadrés ont été fournis par le personnel de la FAO et du PNUE-WCMC et les collaborateurs externes suivants:

Étude de cas sur la réserve de biosphère de Dana (Jordanie): Qamar Almini, Nashat Hamidan et Amer Rfou' de The Royal Society for the Conservation of Nature (Jordanie), et Mohammad Alnsour, de la Watershed and Development Initiative (Jordanie).

Étude de cas sur le modèle nord-américain de conservation de la faune: Shane Patrick Mahoney, Président de Conservation Visions, Inc.

Étude de cas relative à l'indice de Singapour sur la biodiversité des villes: Lena Chan, Conseil des parcs nationaux de Singapour.

Encadré sur la stratégie régionale de conservation des ressources génétiques forestières en Europe: Michele Bozzano, Programme des ressources génétiques forestières, Institut forestier européen.

Encadré sur l'évaluation des menaces pesant sur les ressources génétiques des espèces d'arbres vivriers au Burkina Faso: Hannes Gaisberger et Barbara Vinceti de Bioversity International.

La Situation des forêts du monde 2020 a aussi bénéficié du concours de David Cooper et Lisa Janishevski (Secrétariat de la CDB), Christel Palmberg-Lerche (ex-FAO) et Fred Stolle (World Resources Institute) à qui ont été confiés les examens externes réalisés par des pairs, ainsi que des commentaires sur des sections spécifiques de nombreux collègues d'autres divisions techniques de la FAO.

Le Service de programmation et de documentation des réunions de la FAO a assuré les services de traduction et d'impression. Le Groupe de l'édition (OCCP) du Bureau de la communication de l'Organisation a prêté des moyens éditoriaux et s'est chargé de la conception et de la mise en page du document, ainsi que de la coordination de sa production dans les six langues officielles.

SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AAD

Action contre la désertification

AFR100

Initiative pour la restauration des paysages forestiers en Afrique

APA

accès et partage des avantages

ASE CCI

Initiative de l'Agence spatiale européenne sur le changement climatique

ASE

Agence spatiale européenne

BAFD

Banque africaine de développement

BESNET

Réseau sur la biodiversité et les services écosystémiques

BGCI

Botanic Gardens Conservation International

CAFI

Initiative pour les forêts d'Afrique centrale

CATIE

Centre agronomique tropical de recherche et d'enseignement

CBI

Indice de Singapour sur la biodiversité des villes

CBNRM

Gestion communautaire des ressources naturelles

CCI

Centre communautaire du commerce international

CCNUCC

Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques

CCR

Centre commun de recherche de la Commission européenne

CDB

Convention sur la diversité biologique

CDN

contributions déterminées au niveau national

CE

Commission européenne

CEPF

Fonds de partenariat pour les écosystèmes critiques

CIFOR

Centre pour la recherche forestière internationale

CIRAD

Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement

CITES

Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction

CLIP

Consentement libre, informé et préalable

CMAP

Commission mondiale des aires protégées

CNUCED

Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement

CNULCD

Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification

COMIFAC

Commission des forêts d'Afrique centrale

CONAFOR

Commission nationale des forêts du Mexique

CONAP

Consejo Nacional de Áreas Protegidas, Guatemala

CPW

Partenariat de collaboration sur la gestion durable de la faune sauvage

CRGAA

Commission des ressources génétiques pour l'alimentation et l'agriculture

CRITFC

Colombia River Inter-Tribal Fish Commission

CSA

Comité de la sécurité alimentaire mondiale

DBR

Réserve de biosphère de Dana

DFSC

Centre de semences forestières de Danida

EUFGIS

Système européen d'information sur les ressources génétiques forestières

EUFORGEN

Programme européen des ressources génétiques forestières

FAO

Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture

FAOSTAT

Base de données statistiques de la FAO

FCPF

Fonds de partenariat pour le carbone forestier

FEM

Fonds pour l'environnement mondial

FERI

Initiative de restauration des écosystèmes forestiers

FIDA

Fonds international de développement agricole

FLD

Forest and Landscape Denmark

FLEGT

Application des réglementations forestières, gouvernance et échanges commerciaux

FMI

Fonds monétaire international

FONAFIFO

Fonds national de financement des forêts du Costa Rica

FRA

Évaluation des ressources forestières mondiales

FSC

Forest Stewardship Council

GBP

Livre Sterling

GCF

Fonds vert pour le climat

GEZ

Grande zone écologique

GFP

Gestion forestière participative

GIEC

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

GPFLR

Partenariat mondial sur la restauration des forêts et des paysages

HLPE

Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition du Comité de la sécurité alimentaire mondiale

HWC

Conflit entre l'homme et la faune sauvage

ICCA

Territoires et zones dont la conservation est assurée par des populations autochtones et des collectivités riveraines

IDS

Institut d'études du développement

IFPRI

Institut international de recherche sur les politiques alimentaires

IIED

Institut international pour l'environnement et le développement

INAB

Instituto Nacional de Bosques, Guatemala

INBAR

Organisation internationale du bambou et du rotin

INTERPOL

Organisation internationale de police criminelle

IPBES

Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques

IPGRI

Institut international des ressources phytogénétiques

IS

Indice de Singapour sur la biodiversité des villes

MAP

Plante médicinale et aromatique

MEA

Évaluation des écosystèmes pour le millénaire

MEF

Ministère indonésien de l'environnement et des forêts

SIGLES ET ABRÉVIATIONS

MERECP

Programme régional de conservation de l'écosystème du mont Elgon

MINEF

Ministère camerounais des forêts et de l'environnement

MINEPDED

Ministère camerounais de l'environnement, de la protection de la nature et du développement durable

MINFOF

Ministère camerounais des forêts et de la faune

MIPAAF

Ministère italien des politiques agricoles, alimentaires et forestières

MNRT

Ministère tanzanien des ressources naturelles et du tourisme

MOE

Ministère jordanien de l'environnement

MOP

Ministère jordanien de la planification et de la coopération internationale

MPP

Produits du partenariat de la montagne

NACSO

Association namibienne des organisations d'appui à la gestion villageoise des ressources naturelles

NCED

Base de données nationale des servitudes de conservation

NGS

National Geographic Society

NYDF

Déclaration de New York sur les forêts

OCDE

Organisation de coopération et de développement économiques

ODD

objectif de développement durable

OECDM

Autres mesures efficaces de conservation par zone

OIBT

Organisation internationale des bois tropicaux

OIE

Organisation mondiale de la santé animale

OIT

Organisation internationale du travail

OMS

Organisation mondiale de la santé

ONG

organisation non gouvernementale

ONU

Organisation des Nations Unies

ONUDC

Office des Nations Unies contre la drogue et le crime

ONU-REDD

Programme de collaboration des Nations Unies sur la réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts dans les pays en développement

PCF

Partenariat de collaboration sur les forêts

PFNL

Produits forestiers non ligneux

PIB

produit intérieur brut

PMEF

entreprises forestières petites et moyennes

PNAS

Actes de l'Académie nationale des sciences des États-Unis d'Amérique

PNUD

Programme des Nations Unies pour le développement

PNUE

Programme des Nations Unies pour l'environnement

PNUE-WCMC

Centre mondial de surveillance pour la conservation de la nature (Programme des Nations unies pour l'environnement)

PREDICTS

Projection des réactions de la diversité écologique dans les systèmes terrestres en évolution

PSE

Paiement pour services écosystémiques

REDD+

Réduction des émissions causées par la déforestation et la dégradation des forêts et rôle de la conservation, de la gestion durable des forêts et de l'accroissement des stocks de carbone forestiers dans les pays en développement

RNZ

Radio Nouvelle-Zélande

RRI

Initiative des droits et ressources

RSCN

Royal Society for the Conservation of Nature (Jordanie)

SADC

Communauté de développement de l'Afrique australe

SCEE

Système de comptabilité économique et environnementale

SEGEF

Suivi de la gestion de la faune dans les forêts de production

SEPAL

Système d'accès, de traitement et d'analyse des données d'observation de la Terre

SOFO

Situation des forêts du monde

SPDA

Société péruvienne de droit environnemental

SVLK

Sistem Verifikasi Legalitas Kayu, Indonésie

TFCA

Loi des États-Unis d'Amérique sur la conservation des forêts tropicales

UA

Union africaine

UAESPNN

Unité administrative spéciale du système des parcs naturels nationaux

UE

Union européenne

UICN CMAP

Commission mondiale des aires protégées de l'Union internationale pour la conservation de la nature

UICN

Union internationale pour la conservation de la nature

UNDESA

Département des Nations Unies pour les affaires économiques et sociales

UNESCO

Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture

UNICEF

Fonds des Nations Unies pour l'enfance

US/ICOMOS

Comité des États-Unis d'Amérique du Conseil international des monuments et des sites

USAID

Agence des États-Unis pour le développement international

USD

dollar des États-Unis

USDA

Département de l'agriculture des États-Unis d'Amérique

VFR

Réserves forestières villageoises

WCMC

Centre mondial de surveillance de la conservation de la nature

WCS

Société pour la conservation de la faune sauvage

WDKBA

Base de données mondiale des zones clés de la biodiversité

WDPA

Base de données mondiale sur les aires protégées

WRI

Institut des ressources mondiales

WWF

Fonds mondial pour la nature

ZCB

Zone clé pour la biodiversité

ZSL

Société zoologique de Londres

RÉSUMÉ

Alors que la Décennie des Nations Unies pour la biodiversité 2011-2020 touche à sa fin et que les pays se préparent à adopter un cadre mondial pour la biodiversité pour l'après-2020, la présente édition de *La Situation des forêts du monde (SOFO)* offre l'occasion d'examiner les contributions des forêts - et des personnes qui les utilisent et les gèrent - à la conservation et à l'utilisation durable de la biodiversité. Elle est destinée à compléter *L'État de la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde* publié par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) en février 2019, le *Rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques* de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques publié en 2019, et la cinquième édition des *Perspectives mondiales de la biodiversité* de la Convention sur la diversité biologique (CDB), publiée en 2020.

Les forêts abritent la plus grande partie de la biodiversité des terres émergées de la planète. Il s'ensuit que la conservation de la biodiversité de la planète est hautement tributaire de la manière dont nous interagissons avec les forêts du monde et les utilisons. Les forêts procurent un habitat à 80 pour cent des espèces d'amphibiens, 75 pour cent des espèces d'oiseaux et 68 pour cent des espèces de mammifères. Environ 60 pour cent de l'ensemble des plantes vasculaires se trouvent dans les forêts tropicales. La mangrove abrite des frayères et des alevinières pour de nombreuses espèces de poissons, de mollusques et de crustacés. Elle contribue en outre à retenir des sédiments potentiellement nocifs pour les herbiers marins et les récifs coralliens, habitats de nombreuses autres espèces marines.

Les forêts occupent 31 pour cent des terres émergées mais ne se répartissent pas de manière égale sur la surface du globe. Près de la moitié de la superficie forestière mondiale est relativement intacte, et plus d'un tiers est

composé de forêts primaires. Plus de la moitié des forêts du monde est comprise dans cinq pays seulement (Brésil, Canada, Chine, États-Unis d'Amérique et Fédération de Russie). Près de la moitié de la superficie forestière mondiale (49 pour cent) est relativement intacte, tandis que 9 pour cent se présente sous forme de fragments forestiers isolés ou très faiblement reliés entre eux. Les massifs de forêts pluviales tropicales et de forêts boréales de conifères sont les moins fragmentés, tandis que la forêt subtropicale sèche et les forêts océaniques tempérées comptent parmi les plus fragmentées. Les massifs de plus de 1 million d'hectares constituent environ 80 pour cent de la superficie forestière mondiale. Les 20 pour cent restants se répartissent dans plus de 34 millions de massifs dans le monde, dont la grande majorité sont de taille inférieure ou égale à 1 000 hectares.

Plus d'un tiers (34 pour cent) des forêts du monde sont des forêts primaires, définies comme «forêts naturellement régénérées d'essences indigènes où aucune trace d'activité humaine n'est clairement visible et où les processus écologiques ne sont pas sensiblement perturbés».

La déforestation et la dégradation des forêts se poursuivent à un rythme préoccupant, et contribuent de manière sensible à l'actuelle perte de biodiversité. Depuis 1990, on estime que quelque 420 millions d'hectares de forêts ont disparu par conversion de ces espaces à d'autres utilisations, même si le taux de déforestation montre un ralentissement sur les trois dernières décennies. En effet, sur la période 2015-2020, le rythme de la déforestation a été estimé à 10 millions d'hectares par an, contre 16 millions d'hectares par an dans les années 1990. La superficie mondiale des forêts primaires s'est réduite de plus de 80 millions d'hectares depuis 1990. Plus de 100 millions d'hectares de forêts souffrent de diverses agressions: incendies, action des ravageurs, maladies, espèces envahissantes, sécheresse et événements climatiques dommageables.

L'expansion de l'agriculture reste le facteur principal de la déforestation, de la fragmentation des forêts et de la perte de biodiversité qui en résulte. L'agriculture commerciale à grande échelle (principalement l'élevage de bétail et la culture du soja et du palmier à huile) a compté pour 40 pour cent de la déforestation dans le monde tropical entre 2000 et 2010, tandis que 33 pour cent sont imputables à l'agriculture vivrière locale. Paradoxalement, la résilience des systèmes alimentaires et leur capacité à s'adapter aux évolutions futures sont dépendantes de cette même biodiversité: des espèces d'arbres et d'arbustes adaptées aux terres arides aident les hommes dans leur lutte contre la désertification; insectes, chauve-souris et oiseaux sylvestres pollinisent les cultures; dans les écosystèmes de montagne, des arbres aux vastes systèmes racinaires empêchent l'érosion des sols; et les essences de la mangrove contribuent à la résilience face aux inondations des littoraux. Le changement climatique accentuant les risques qui pèsent sur les systèmes alimentaires, le rôle des forêts dans la fixation et le stockage du carbone, et l'atténuation du changement climatique, revêt une importance croissante pour le secteur agricole.

La perte nette de superficie forestière est passée d'une moyenne de 7,8 millions d'hectares par an dans les années 1990 à 4,7 millions d'hectares par an au cours de la période 2010-2020.

Alors que la déforestation sévit à tel endroit, de nouvelles forêts se développent ailleurs, par expansion naturelle ou grâce à des efforts déployés dans ce sens. Il s'ensuit que la perte nette de superficie forestière est inférieure au taux de déforestation. En termes absolus, on retiendra que la superficie forestière mondiale a diminué de 178 millions d'hectares entre 1990 et 2020, ce qui représente l'équivalent de la superficie de la Libye.

La biodiversité des forêts varie considérablement en fonction de divers facteurs - type de forêt, données géographiques, climat, sols - mais aussi en fonction de l'utilisation anthropique.

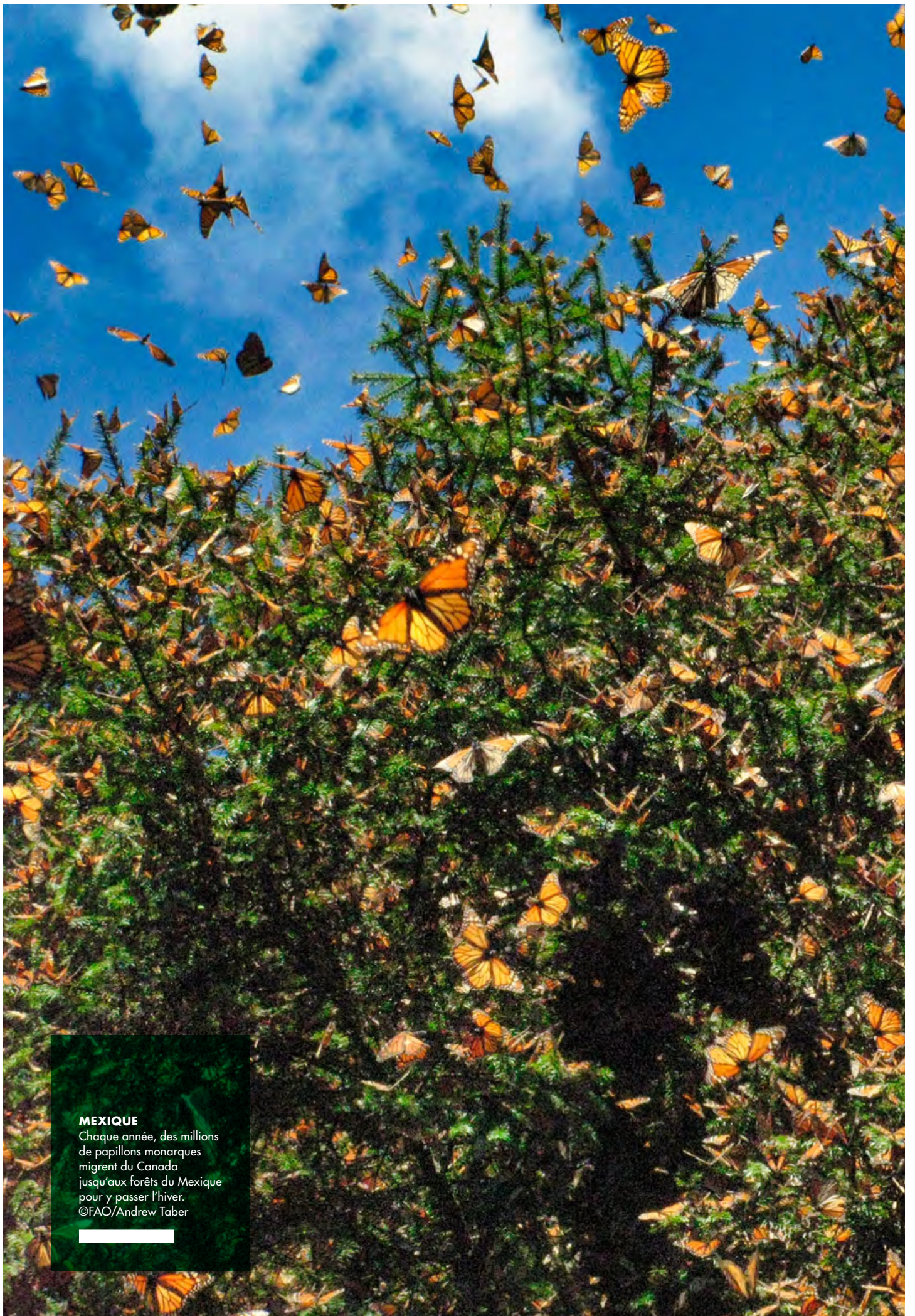
Dans les régions tempérées, la plupart des habitats

forestiers abritent un nombre relativement modeste d'espèces animales et d'espèces d'arbres et, qui plus est, ces espèces se retrouvent sur de vastes aires de répartition géographique. En revanche, les forêts de montagne d'Afrique, d'Amérique du Sud et d'Asie du Sud-Est, et les forêts de plaines d'Australie, des côtes brésiliennes, des îles des Caraïbes, d'Amérique centrale et des îles de l'Asie du Sud-Est abritent des espèces nombreuses aux aires de répartition géographique restreintes. L'intégrité de la biodiversité est réduite dans les zones où les populations humaines sont denses et où l'exploitation agricole des sols est intense, comme c'est le cas en Europe, dans certaines régions du Bangladesh, en Chine, en Inde et en Amérique du Nord. L'Afrique du Nord, l'Australie méridionale, le Brésil côtier, Madagascar et l'Afrique du Sud ressortent aussi comme zones où la biodiversité souffre de pertes d'intégrité particulièrement importantes.

Les progrès accomplis pour éviter l'extinction des espèces menacées connues et améliorer leur état de conservation ont été lents. On recense plus de 60 000 essences d'arbres, dont plus de 20 000 ont été inscrites sur la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et près de 8 000 sont classées comme espèces menacées à l'échelle mondiale («En danger critique d'extinction», «En danger» ou «Vulnérables»). Plus de 1 400 essences d'arbres sont jugées en danger critique d'extinction et nécessitent des mesures urgentes de conservation. Dans les forêts, quelque 8 pour cent des végétaux, 5 pour cent des animaux et 5 pour cent des champignons qui ont fait l'objet d'une évaluation sont aujourd'hui inscrits sur les listes officielles comme étant en danger critique d'extinction.

L'indice des espèces spécialistes des milieux forestiers, qui recense 455 populations de 268 mammifères, amphibiens, reptiles et oiseaux, a reculé de 53 pour cent entre 1970 et 2014, soit un taux de perte annuel de 1,7 pour cent, ce qui met en relief le risque accru de voir ces espèces s'acheminer vers l'extinction.





MEXIQUE

Chaque année, des millions de papillons monarches migrent du Canada jusqu'aux forêts du Mexique pour y passer l'hiver.

©FAO/Andrew Taber



» Point positif, le Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation a été ratifié par 122 Parties (soit une progression de 74 pour cent depuis 2016) et 146 Parties ont ratifié le Traité international sur les ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture.

Tous les êtres humains sont tributaires des forêts et de leur biodiversité, certains plus que d'autres.

Les forêts procurent un emploi vert à plus de 86 millions de personnes et contribuent aux moyens d'existence d'un nombre d'individus beaucoup plus important. On estime en effet que 880 millions de personnes dans le monde, dont la plupart sont des femmes, passent une partie de leur temps à ramasser du bois de chauffe ou à produire du charbon de bois. Les populations sont ordinairement peu concentrées dans les territoires des pays à faible revenu où le couvert forestier et la biodiversité forestière sont importants, mais les taux de pauvreté dans ces régions sont souvent élevés. Environ 252 millions de personnes vivant dans les forêts et les savanes disposent d'un revenu inférieur à 1,25 USD par jour.

Nourrir l'humanité et conserver et utiliser les écosystèmes de manière durable sont des objectifs complémentaires et étroitement interdépendants.

Les forêts fournissent de l'eau, atténuent le changement climatique et procurent un habitat à de nombreux pollinisateurs, soit un ensemble de services essentiels pour une production alimentaire durable. On estime que 75 pour cent des principales cultures vivrières du monde, représentant 35 pour cent de la production alimentaire mondiale, bénéficient de la pollinisation animale pour la production de fruits, de légumes ou de semences.

À l'échelle mondiale, 1 milliard de personnes environ dépendent, à des degrés divers, de produits alimentaires prélevés dans le milieu naturel: gibiers, insectes comestibles, produits végétaux comestibles, champignons et poissons, riches en micronutriments essentiels. La valeur

nutritionnelle des aliments issus de la forêt ne se limite pas aux pays à revenu faible ou intermédiaire, car plus de 100 millions de personnes dans l'Union européenne (UE) consomment régulièrement des denrées alimentaires prélevées dans le milieu naturel. Pour quelque 2,4 milliards de personnes, dans le milieu urbain comme dans le monde rural, le bois est la source d'énergie utilisée pour la cuisson des aliments.

La santé et le bien-être des personnes sont étroitement liés aux forêts.

Plus de 28 000 espèces végétales, dont beaucoup se trouvent dans les écosystèmes forestiers, sont actuellement répertoriées pour leurs vertus médicinales.

Les simples promenades en forêt peuvent avoir des effets bénéfiques pour la santé physique et mentale, et nombreux sont ceux qui entretiennent un lien spirituel profond avec les forêts.

Cependant, les forêts ne sont pas exemptes de risques sanitaires. Parmi les pathologies liées aux forêts, sont à mentionner le paludisme, la maladie de Chagas (également appelée trypanosomiase américaine), la trypanosomiase africaine (maladie du sommeil), la leishmaniose, la maladie de Lyme, le sida et la maladie à virus Ébola. La majorité des nouvelles maladies infectieuses qui touchent les humains, notamment le virus du SRAS-CoV-2 qui est à l'origine de la pandémie actuelle de COVID-19, sont zoonotiques et leur apparition peut être liée à la disparition des habitats suite à une modification des massifs forestiers et à l'expansion démographique, deux phénomènes qui augmentent les occasions de contact entre les hommes et la faune sauvage.

Il est indispensable, et il est aussi possible, de parvenir à des solutions qui permettent de trouver un équilibre entre la conservation de la biodiversité forestière et l'utilisation durable des forêts.

Les effets des activités anthropiques sur la biodiversité ne sont pas tous à déplorer, comme le montrent dans la présente publication les nombreux exemples concrets d'initiatives récentes couronnées de succès en matière de gestion, conservation, restauration et utilisation durable de la biodiversité forestière.

Les mesures de lutte contre la déforestation et l'exploitation illégale des forêts se sont intensifiées au cours de la dernière décennie, tout comme se sont multipliés les accords internationaux et les paiements liés aux résultats. À ce jour, sept pays ont fait état d'une baisse du rythme de déforestation à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) et des pays ont désormais accès aux paiements liés à la réduction des émissions dues à la déforestation et la dégradation des forêts de la part du Fonds vert pour le climat et d'autres mécanismes de financement similaires. Les efforts de lutte contre l'exploitation illégale du bois ont pour fer de lance des réglementations commerciales dans les pays consommateurs qui exigent que les importateurs prouvent que le bois a été récolté de manière légale. De nombreux pays producteurs de bois tropicaux ont investi des efforts correspondants pour renforcer la conformité aux exigences légales et sa vérification. Quinze d'entre eux élaborent des dispositifs nationaux destinés à garantir la légalité de l'exploitation du bois dans le cadre du mécanisme de l'UE relatif à l'application des réglementations forestières, à la gouvernance et aux échanges commerciaux. Dans le cadre de ce mécanisme, les pays sont également tenus de mettre en œuvre des mesures visant à prévenir la chasse illégale.

L'Objectif 11 d'Aichi pour la biodiversité (d'ici à 2020, mettre sous protection 17 pour cent au moins des terres émergées) est dépassé pour les écosystèmes forestiers dans leur ensemble. Toutefois, il ne suffit pas de créer des aires protégées pour conserver la biodiversité.

À l'échelle mondiale, 18 pour cent de la superficie forestière mondiale, soit plus de 700 millions d'hectares, se trouvent dans les aires protégées juridiquement constituées que sont les parcs nationaux, les zones de conservation et les réserves de chasse (catégories I à IV de l'UICN). Néanmoins, les aires protégées ne représentent à ce jour qu'une fraction de la biodiversité forestière existante. Une étude spécialement réalisée pour la présente publication sur les tendances d'évolution des espaces forestiers protégés, par grandes zones écologiques du monde, entre 1992 et 2015, montre

qu'en 2015 plus de 30 pour cent des forêts pluviales tropicales, des forêts subtropicales sèches et des forêts océaniques tempérées se trouvaient dans des aires protégées juridiquement constituées (catégories I à VI de l'UICN). Selon cette étude, la forêt humide subtropicale, la steppe tempérée et la forêt boréale de conifères devraient être prioritaires dans les décisions futures visant à instaurer de nouvelles aires protégées, puisque moins de 10 pour cent de ces forêts sont actuellement protégées. De même, les régions qui à la fois présentent une forte intégrité et sont dotées d'une biodiversité ayant un haut degré d'importance au niveau mondial, par exemple le nord des Andes et l'Amérique centrale, le sud-est du Brésil, certaines parties du bassin du Congo, le sud du Japon, l'Himalaya et diverses parties de l'Asie du Sud-Est et de la Nouvelle-Guinée, devraient se voir accorder un rang de priorité élevé.

Des progrès limités ont été réalisés à ce jour en ce qui concerne le classement de certains massifs forestiers dans la catégorie «autres mesures de conservation efficaces par zone». Toutefois, des orientations relatives à cette catégorie, qui présente un potentiel important pour les forêts, sont en cours d'élaboration.

L'Objectif 7 d'Aichi pour la biodiversité (d'ici à 2020, les zones consacrées à l'agriculture, l'aquaculture et la foresterie sont gérées d'une manière durable, afin d'assurer la conservation de la diversité biologique) n'a pas été atteint pour les forêts, mais la gestion des forêts du monde s'améliore. La superficie des forêts faisant l'objet de plans de gestion à long terme a considérablement augmenté au cours des 30 dernières années – on estime qu'elle a atteint 2,05 milliards d'hectares en 2020, soit 54 pour cent de la superficie forestière mondiale.

Les tendances négatives actuelles en matière de biodiversité et d'écosystèmes fragiliseront les acquis dans la poursuite des Objectifs de développement durable (ODD). La vie sur Terre repose sur la biodiversité, or malgré certaines tendances positives, la perte de biodiversité se poursuit à un rythme rapide. Une mutation est

nécessaire dans la manière dont nous gérons nos forêts et leur biodiversité, produisons et consommons nos aliments et interagissons avec la nature. Il est impératif de dissocier de la croissance économique et des modes de production et de consommation qui s’y rattachent, la dégradation de l’environnement et l’utilisation non durable des ressources et de faire en sorte que les décisions concernant l’utilisation des terres prennent en compte la véritable valeur des forêts.

Pour atteindre des résultats positifs aussi bien en faveur de la biodiversité que de la population, il faut trouver le bon équilibre entre les objectifs de conservation et les demandes de ressources qui concourent aux moyens d’existence.

Il est urgent de faire en sorte que la conservation de la biodiversité soit intégrée dans les pratiques de gestion des forêts pour tous les types de forêts. Pour ce faire, un équilibre réaliste doit être trouvé entre les objectifs de conservation et les besoins et demandes qui s’expriment au niveau local sur les ressources qui sous-tendent les moyens d’existence, la sécurité alimentaire et le bien-être des personnes. Cela exige une gouvernance efficace, une harmonisation des politiques entre les différents secteurs et les différents échelons administratifs, la sécurité foncière, le respect des droits et des savoirs des communautés locales et des peuples autochtones, et une capacité accrue d’assurer un suivi des résultats obtenus en matière de biodiversité. Cela nécessite aussi des modalités de financement novatrices.

Nous devons transformer nos systèmes alimentaires pour mettre un terme à la déforestation et à la perte de biodiversité.

La plus grande des mutations nécessaires est celle qui doit intervenir dans la manière dont nous produisons et consommons les denrées alimentaires. Nous devons nous détourner de la dynamique actuelle qui voit la demande de nourriture se traduire par des pratiques agricoles inadaptées, qui entraînent la conversion à grande échelle de terres forestières en terres agricoles et la perte de biodiversité forestière. L’adoption de l’agroforesterie et de pratiques de production durables, la restauration de la productivité des

terres agricoles dégradées, l’adoption de régimes alimentaires plus sains et la réduction des pertes et des gaspillages de nourriture sont autant de mesures qui réclament d’être généralisées de toute urgence. Il faut que les entreprises agroalimentaires respectent leurs engagements en faveur de filières de produits où n’intervient aucune déforestation et les entreprises qui n’ont pas pris d’engagements de déforestation zéro doivent le faire. Il faut que les investisseurs dans les produits de base adoptent des modèles d’entreprise responsables en matière environnementale et sociale. Ces actions nécessiteront, dans de nombreux cas, une révision des politiques actuelles – en particulier des politiques budgétaires – et des cadres réglementaires.

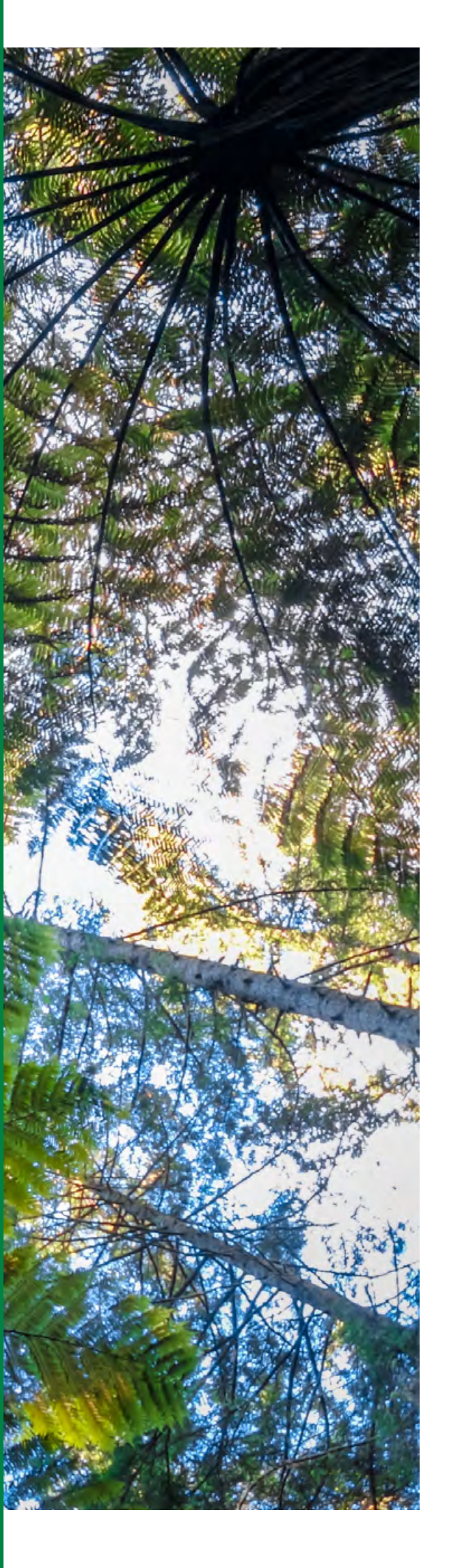
Il faut procéder à une restauration à grande échelle des forêts pour atteindre les ODD et empêcher, stopper et inverser la perte de biodiversité. Bien que 61 pays se soient engagés à restaurer un total de 170 millions d’hectares de terres forestières dégradées dans le cadre du défi de Bonn, ces travaux progressent lentement. Lorsqu’elle est mise en œuvre comme il convient, la restauration des forêts permet le rétablissement des habitats et des écosystèmes, crée des emplois, procure des revenus et constitue une solution efficace fondée sur la nature face au changement climatique. La Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes 2021-2030, annoncée en mars 2019, vise à accélérer les mesures de restauration des écosystèmes dans le monde entier.

Le rôle que jouent les forêts en tant que porteuses de solutions fondées sur la nature, face à de nombreux défis du développement durable, est de plus en plus reconnu, comme en attestent le renforcement des volontés politiques et une série d’engagements en faveur d’un ralentissement de la déforestation et de la restauration des écosystèmes forestiers dégradés. **Nous devons profiter de cette dynamique pour catalyser des actions audacieuses qui, pour le bien des générations actuelles et futures, empêcheront les pertes de couverts forestiers et de leur biodiversité, mettront fin à celles qui sont engagées et opèreront un renversement de tendance. ■**



NOUVELLE-ZÉLANDE

Fougères géantes dans
la forêt de séquoias
de Whakarewarewa,
Rotorua.
©daboost/
stock.adobe.com



CHAPITRE 1
INTRODUCTION

INTRODUCTION

Alors que la Décennie des Nations Unies pour la biodiversité 2011-2020 touche à sa fin et que les pays se préparent à adopter un cadre mondial pour la biodiversité pour l'après-2020, la présente édition de *La Situation des forêts du monde (SOFO)* offre l'occasion d'examiner les contributions des forêts - et des personnes qui les utilisent et les gèrent - à la conservation et à l'utilisation durable de la biodiversité (encadré 1). La présente édition, qui porte spécifiquement sur les forêts et leur biodiversité, vient compléter *L'État de la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde* publié par la FAO en février 2019 (FAO, 2019a) (encadré 2), le *Rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques* de l'IPBES publié en 2019, et la cinquième édition des *Perspectives mondiales de la biodiversité* de la CDB, qui sera prochainement publiée.

Les forêts abritent la plus grande partie de la biodiversité terrestre de la planète (MEA, 2005) et procurent un habitat à 80 pour cent des espèces d'amphibiens, 75 pour cent des espèces d'oiseaux et 68 pour cent des espèces de mammifères (Vié, Hilton-Taylor et Stuart, 2009). La base de données GlobalTreeSearch (BGCI, 2019) enregistre plus de 60 000 espèces d'arbres, dont plus de 20 000 ont été inscrites sur la Liste rouge de l'UICN (UICN, 2019a) et près de 8 000 sont classées comme espèces menacées à l'échelle mondiale (UICN, 2019a). Environ 60 pour cent des plantes vasculaires se trouvent dans les forêts tropicales (voir chapitre 3). La mangrove, présente sur les littoraux des régions tropicales, abrite des frayères et des alevinières pour de nombreuses espèces de poissons, de mollusques et de crustacés. Elle contribue en outre à retenir des sédiments potentiellement nocifs pour les herbiers marins et les récifs coralliens, habitats de nombreuses autres espèces marines.

Dans les pays à revenu faible comme dans les pays à revenu élevé, et sous tous les climats, les communautés qui vivent dans les forêts sont celles qui sont le plus directement tributaires de la biodiversité forestière pour leur vie et moyens d'existence. Toutefois, presque tout le monde, de nos jours, entretient au moins un certain contact avec les forêts ou les produits de leur biodiversité et nous profitons tous des fonctions qu'assurent les composantes de cette biodiversité dans les cycles du carbone, de l'eau et des nutriments comme à travers ce qui les rattache à la production alimentaire.

Les rapports intenses qu'entretiennent les hommes avec la forêt et sa diversité biologique remontent aux racines de l'espèce humaine, aux origines lointaines de son existence, en intimité avec les forêts et les savanes (Roberts, 2019). Les vestiges fossiles ont permis de dater les premières utilisations des végétaux par l'homme au moins au Paléolithique moyen, soit il y a 60 000 ans environ (Solecki, 1975). Pendant des millénaires, les myriades d'espèces sylvestres, flore et faune confondues, ont procuré des sources vitales de matière première pour l'alimentation humaine et animale, la construction, l'habillement, l'artisanat, la pharmacopée, tout en comblant d'autres besoins de la vie quotidienne (Camara-Leret et Denney, 2019). Les savants, au moins depuis Charles Darwin, reconnaissent que les caractéristiques écologiques des grands massifs forestiers et leur biodiversité conditionnent la nature des sociétés humaines, la répartition des hommes sur les territoires et l'histoire des civilisations. L'exploitation et la commercialisation de nombreux végétaux sylvestres ont accompagné et, dans certains cas, impulsé l'expansion de sociétés humaines dans le monde entier; il en va ainsi par exemple du commerce du bois précieux de *Paubrasilia echinata* et de sa teinture rouge, »

ENCADRÉ 1 QU'EST-CE QUE LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE DES FORÊTS?

La diversité biologique des forêts est une expression générale qui désigne toutes les formes de vie présentes dans les massifs forestiers et les rôles écologiques qui sont les leurs. À ce titre, la diversité biologique forestière englobe non seulement les arbres, mais aussi la multitude, et la diversité génétique, des espèces végétales, animales et des micro-organismes qui habitent les zones forestières.

La diversité biologique forestière peut être envisagée aux différents niveaux que sont l'écosystème, le territoire ou paysage, l'espèce, la population et la génétique. Des interactions complexes peuvent se produire à l'intérieur comme entre chacun de ces niveaux. Dans les forêts biologiquement diversifiées, cette complexité permet aux organismes de s'adapter aux conditions du

milieu en constante évolution et de maintenir les fonctions des écosystèmes.

Dans l'annexe à la décision II/9 (CDB, non daté a), la Conférence des Parties à la CDB reconnaît que:

« La diversité biologique des forêts est le résultat d'une évolution qui se déroule depuis des millions d'années et qui est la résultante de forces écologiques telles que le climat, les incendies, la compétition entre les espèces et les facteurs de perturbation. La diversité des écosystèmes forestiers, tant physique que biologique, leur confère une très grande faculté d'adaptation, qui fait partie intégrante de leur diversité biologique. Dans tout écosystème forestier, les processus écologiques sont tributaires de la diversité biologique. »

SOURCE: CDB, non daté b.

ENCADRÉ 2 PREMIÈRE ÉVALUATION MONDIALE DE LA BIODIVERSITÉ POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE

L'État de la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde (FAO, 2019a) propose une évaluation mondiale de l'état de toutes les composantes de la biodiversité intéressant l'alimentation et l'agriculture (production végétale et animale, forêts, pêches et aquaculture). Cette publication vient en complément des évaluations mondiales des ressources génétiques des forêts, des végétaux (cultures), des animaux (élevage) et des espèces aquatiques (espèces d'élevage et leurs apparentés sauvages dans les limites des juridictions nationales) (FAO, 1997; 2007; 2010a; 2014a; 2015a; 2019b) réalisées sous la direction de la Commission des ressources génétiques pour l'alimentation et l'agriculture. Elle s'attache plus particulièrement aux catégories de la biodiversité qui ne sont pas traitées en détail dans ces rapports, notamment les invertébrés, les microorganismes et d'autres espèces qui dispensent des

services écosystémiques de soutien et de régulation dans et autour des systèmes de production et des espèces sauvages qui sont sources d'aliments. Elle s'intéresse aussi aux interactions entre les différentes composantes de la biodiversité. La publication s'appuie sur 91 rapports de pays, les rapports de 27 organisations internationales et plusieurs études thématiques spécialement commandées, ainsi que sur l'ensemble de la documentation mondiale. Elle donne un aperçu des multiples contributions de la biodiversité à l'alimentation et à l'agriculture et présente l'état et les tendances des composantes utiles de la biodiversité et des facteurs de changement qui les touchent. Elle examine également l'état de la mise en œuvre des pratiques et stratégies d'utilisation durable et de conservation de la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture et leur encadrement politique, juridique et institutionnel.

ENCADRÉ 3
L'ASCENSION, LA CHUTE ET LE RELÈVEMENT DE LA SELVA MAYA

La Selva Maya est un vaste massif de forêt tropicale de basse altitude à la jonction du Belize, du Guatemala et du Mexique. Elle s'étend sur quelque 4,2 millions d'hectares et constitue une région de grande diversité biologique. En plus de ses caractéristiques biologiques, la région est également riche sur le plan archéologique et culturel. Elle est le berceau de l'une des grandes civilisations anciennes du monde - les Mayas - qui ont construit de grands centres tels que Tikal, El Mirador, Chichén Itzá et Ek Balam à partir de 2000 avant notre ère et jusqu'au X^e siècle de notre ère. À son apogée, à la fin de l'âge classique tardif de cette civilisation (650 à 800 de notre ère), la population de cette région comptait probablement entre 7 et 11 millions d'habitants (Canuto *et al.*, 2018).

Malgré la richesse biologique et culturelle de cette région, ces forêts font face aujourd'hui à de graves périls. D'après les estimations, ces 25 dernières années, dans la partie guatémaltèque de la Selva Maya uniquement, environ 38 pour cent des forêts ont disparu, le couvert forestier passant de 2,62 millions d'hectares en 1991 à 1,63 million d'hectares en 2016 (Institut national des forêts du Guatemala – INAB, 2019). Cette perte est principalement due à la croissance démographique, à l'expansion agricole (cultures et bétail), à l'exploitation illégale du bois et aux incendies de forêt (Blackman, 2015). Ce recul de la forêt est lourd de conséquences environnementales et économiques, notamment la perte des moyens de subsistance des communautés et des populations tributaires de la forêt, la raréfaction de l'eau, la destruction de l'habitat d'espèces menacées et l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre qui concourent au changement climatique.

Cependant, la Selva Maya a traversé dans le passé des périodes de perte de couvert forestier avant de

connaître un rétablissement. Des éléments scientifiques indiquent que le déclin de la civilisation maya pendant la période classique tardive (830-950 de notre ère) était lié à la sécheresse. Ce changement a probablement été accéléré par l'expansion de l'agriculture, qui a contribué à la diminution du couvert forestier, ce qui a réduit la disponibilité de l'eau (Cook, *et al.*, 2012; Evans *et al.*, 2018). Bien que l'évolution du milieu qui en a résulté ne soit pas le seul responsable du déclin de la civilisation maya, il semble avoir été un facteur important (Turner et Sabloff, 2012). À cet égard, ce qui s'est passé il y a plus d'un millénaire présente des parallèles frappants avec ce qui se passe aujourd'hui.

Cet enseignement de l'histoire devrait éclairer les approches et les politiques de gestion des ressources naturelles d'aujourd'hui. Il est en effet important de trouver le bon équilibre entre la conservation des forêts et de leur biodiversité d'une part, et l'utilisation de leurs ressources d'autre part, afin d'améliorer les moyens d'existence des communautés locales et des peuples autochtones qui sont aujourd'hui tributaires des forêts. La possibilité de parvenir à cet équilibre s'illustre dans la même région par les concessions forestières communautaires dans la Réserve de biosphère maya au Guatemala (voir l'étude de cas 3, p. 118). Les résultats obtenus par les concessions communautaires accordées dans la réserve prouvent que, si sont réunies les conditions porteuses nécessaires – cadre réglementaire approprié, organisations communautaires fortes, assistance technique, accès au marché, soutien institutionnel et d'autres mesures incitatives –, il est possible d'améliorer le bien-être et d'engendrer un développement tout en protégeant les ressources naturelles et en maintenant le couvert forestier et la biodiversité.

» sur la côte Est de l'Amérique du Sud, et de la noix de muscade cueillie sur *Myristica fragrans* en Indonésie, qui ont fortement conditionné les activités colonisatrices des Européens à partir du XV^e siècle.

Des données archéologiques et ethnobotaniques conduisent à penser que les activités humaines conditionnent à leur tour les écosystèmes forestiers et leur biodiversité depuis des temps

reculés (Roosevelt *et al.*, 1996; Peters 2000) (encadré 3). C'est vrai de certaines forêts parmi les plus reculées, au cœur même de l'Amazonie, où la diversité et la répartition de certaines espèces témoignent d'une longue domestication des végétaux (Kareiva *et al.*, 2007; Dourojeanni, 2017; Levis *et al.*, 2017). La répartition des essences de bois précieux sur l'ensemble de la ceinture tropicale, comme dans le cas de l'acajou (*Swietenia* spp.), trouve son origine, au moins en »

ENCADRÉ 4

LES INSTRUMENTS INTERNATIONAUX DE LA CONSERVATION ET DE L'UTILISATION DE LA BIODIVERSITÉ LIÉE AUX FORÊTS ET LEURS CIBLES ET OBJECTIFS

Les objectifs de la **CDB**, qui a été adoptée en 1992 (ONU, 1992a), sont la conservation de la biodiversité (y compris la biodiversité des forêts), l'utilisation durable de ses composantes et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'utilisation des ressources génétiques. Le Plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique (CDB, 2010a) comporte les Objectifs d'Aichi pour la biodiversité, soit 20 objectifs mesurables assortis de délais, qui doivent être atteints d'ici à 2020. Plusieurs de ces objectifs ont trait aux écosystèmes forestiers. De nouveaux objectifs devraient être adoptés lors de la quinzième conférence des parties à la convention, en octobre 2020. Le **Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation** (CDB, 2011), qui est un accord complémentaire à la CDB adopté en 2010, est aussi d'une grande importance pour les forêts et les populations qui en sont tributaires.

Les forêts jouent un rôle clé dans la réduction des émissions de gaz à effet de serre et l'atténuation du changement climatique dans le cadre de la **CCNUCC** (ONU, 1992b). L'article 5 de l'**Accord de Paris** (ONU, 2015), signé en 2016, établit un cadre pour la conservation des puits de carbone, y compris les forêts, par le biais de systèmes tels que les paiements en fonction des résultats et le mécanisme qui s'occupe de la réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts, et de la conservation, de la gestion durable des forêts et de l'accroissement des stocks de carbone forestiers dans les pays en développement (REDD+). La CCNUCC (2011) précise que les mesures visant à renforcer les stocks de carbone forestiers doivent être en accord avec la conservation des forêts naturelles et la diversité biologique et qu'elles serviront à motiver la protection et la conservation des forêts naturelles et de leurs services écosystémiques, et contribueront à d'autres avantages sociaux et environnementaux. Des mesures destinées à réduire les émissions qui découlent de la déforestation et de la dégradation des forêts, et à augmenter la superficie des forêts pour séquestrer le carbone, figurent parmi les engagements de nombreux pays à la CCNUCC dans le cadre de leurs contributions déterminées au niveau national.

La **Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification** (CNUCLD) a été adoptée en 1992 (ONU, 1992c). Son cadre stratégique 2018-2030 (CNUCLD, 2018) fournit un cadre à tous les acteurs concernés pour atteindre la neutralité en matière de dégradation des

terres. Bien que la biodiversité des forêts n'y soit pas explicitement mentionnée, le renforcement des synergies avec la CDB et la CCNUCC constitue une priorité, comme en témoigne l'Effet escompté 4.1, «La gestion durable des terres et la lutte contre la désertification et la dégradation des terres contribuent à la préservation et à l'exploitation durable de la biodiversité, ainsi qu'à la lutte contre les changements climatiques». La restauration des territoires forestiers, qui comprend le reboisement, est clairement l'un des moyens d'y parvenir.

Le Programme de développement durable à l'horizon 2030 et les **ODD** adoptés en 2015 (Assemblée générale des Nations Unies, 2015a) fournissent un cadre à la mobilisation des efforts visant à mettre fin à la pauvreté, à lutter contre les inégalités et à s'attaquer au changement climatique pour la période 2015-2030. L'ODD 15, «Vie terrestre», concerne directement la conservation et la gestion durable des forêts et de leur biodiversité.

La **Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction** (CITES), qui a été signée en 1973 (CITES, 1983), dresse dans ses annexes la liste de nombreuses espèces d'arbres et d'espèces dépendantes de la forêt, ce qui permet d'exercer différents niveaux de contrôle sur leur commerce international. Les 183 Parties à la Convention sont tenues de veiller à ce que le commerce international des espèces inscrites ne soit pas préjudiciable aux espèces sauvages et à ce que ce commerce soit légal, durable et traçable.

L'**Accord international de 2006 sur les bois tropicaux** (Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement, CNUCED, 2006), qui est entré en vigueur en décembre 2011, vise à garantir que les bois tropicaux exportés et les produits dérivés d'espèces non inscrites sur la liste de la CITES proviennent de sources présentant un caractère durable.

La **Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau** (Convention de Ramsar) (UNESCO, 1971) vise entre autres les écosystèmes forestiers que sont les mangroves et les forêts de tourbières. La Convention soutient également les initiatives de restauration et, en 2002, ses Parties ont adopté des principes et des lignes directrices pour la restauration des zones humides.

Le premier **Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts 2017-2030** (ONU, 2017a) a été élaboré sous les auspices du Forum des Nations Unies sur les forêts

ENCADRÉ 4 (SUITE)

et adopté par l'Assemblée générale des Nations Unies en 2017. Le Plan stratégique comprend six objectifs forestiers mondiaux et leurs 26 cibles devant être atteintes volontairement et universellement à l'horizon 2030.

La **Déclaration de New York sur les forêts** (ONU, 2017b), qui appelle à des mesures devant mettre un terme au recul des forêts dans le monde, comporte dix objectifs afférents à la protection et à la restauration des forêts. Approuvée pour la première fois lors du Sommet des Nations Unies sur le climat en 2014, elle compte aujourd'hui plus de 200 signataires, dont des gouvernements, des entreprises, des communautés autochtones et locales et des organisations non gouvernementales (ONG) (ONU, 2017b).

Le **Plan d'action mondial pour la conservation, l'utilisation durable et la mise en valeur des ressources génétiques forestières**, approuvé par la Commission des ressources génétiques pour l'alimentation et

l'agriculture en 2013 (FAO, 2014b), définit 27 priorités d'action stratégiques.

La **Convention internationale pour la protection des végétaux** (FAO, 2011a) est un traité international qui vise à garantir une action coordonnée et efficace contre l'introduction et la dissémination d'organismes nuisibles aux végétaux et aux produits d'origine végétale – une action essentielle pour la santé des forêts. L'adoption de son cadre stratégique 2020-2030 coïncide avec l'Année internationale de la santé des végétaux 2020.

La **Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage** (PNUE, 1979) offre une plateforme mondiale à la protection et à l'utilisation durable des animaux migrateurs et de leurs habitats, en réunissant des États sur les territoires desquels passent des animaux migrateurs et en jetant les bases juridiques de mesures de conservation coordonnées au niveau international dans chaque aire de migration.

» partie, dans l'empreinte écologique d'anciennes populations humaines disparues il y a des siècles (Vlam *et al.*, 2017). Cette remarque vaut aussi pour les arbres fruitiers et d'autres sources de denrées alimentaires issues des forêts.

La biodiversité des forêts continue d'être confrontée à des forces qui s'y opposent, notamment la surexploitation dont elle fait l'objet mais aussi et surtout l'expansion de l'agriculture, qui reste le principal facteur de déforestation, de fragmentation des massifs forestiers et de la perte de biodiversité forestière qui en résulte. Paradoxalement, la résilience des systèmes alimentaires et leur capacité à s'adapter aux évolutions futures sont tributaires de cette même biodiversité. Pour ne citer que quelques exemples, des arbres et arbustes adaptés aux terres arides aident les hommes dans leur lutte contre la désertification; des abeilles sylvestres pollinisent les cultures; dans les écosystèmes de montagne, des arbres aux vastes systèmes racinaires empêchent l'érosion des sols et la sédimentation, et la mangrove contribue à la résilience face aux inondations des littoraux. Les forêts

occupent une place essentielle dans le maintien de la biodiversité en entretenant une réserve génétique pour les cultures vivrières et les denrées médicinales. Le changement climatique accentuant les risques qui pèsent sur les systèmes alimentaires, le rôle des forêts dans la fixation et le stockage du carbone, et l'atténuation du changement climatique, en devient primordial.

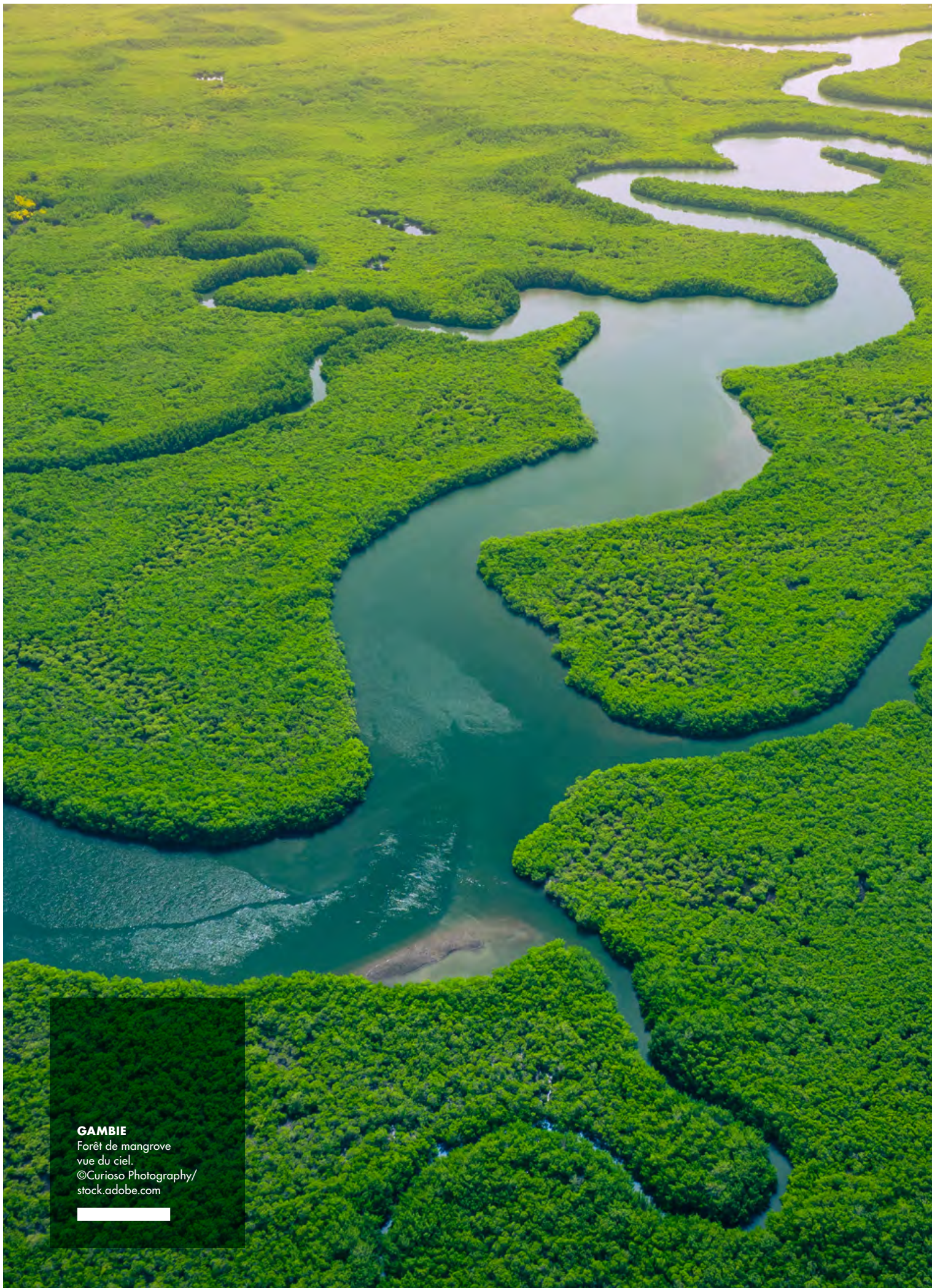
Cependant, les effets des activités anthropiques sur la biodiversité ne sont pas tous à déplorer, comme le montrent dans la présente publication les nombreux exemples concrets d'initiatives récentes en matière de gestion, conservation, restauration et utilisation durable de la biodiversité forestière.

La présente édition de *La Situation des forêts du monde* a moins pour ambition de traiter de manière exhaustive la question de la biodiversité forestière que de fournir une mise à jour sur son état actuel et de rendre compte de son importance pour l'humanité. On y trouvera une évaluation des progrès accomplis à ce jour dans la réalisation des cibles et des objectifs mondiaux (encadré 4) et,

à travers une série d'études de cas qui mettent en lumière des pratiques novatrices, les facteurs de succès et des solutions gagnantes pour tous, une illustration de l'efficacité des politiques, actions et démarches en faveur de la conservation et du développement durable.

Les deux chapitres suivants traitent de l'état biophysique de la biodiversité forestière – les écosystèmes (chapitre 2) et la diversité des espèces et la diversité génétique (chapitre 3). Dans le chapitre 4 est examinée l'importance des forêts et de leur biodiversité pour les populations, leurs moyens d'existence et leur bien-être. Sont explorés les liens entre pauvreté et biodiversité forestière, tout comme le rôle socioéconomique des ressources forestières qui sous-tendent les moyens d'existence, la sécurité alimentaire et la nutrition, ainsi que la santé humaine. Les chapitres 5 et 6 traitent des mesures à prendre pour assurer le maintien de la contribution des forêts à la santé et au bien-être de la planète et de tous ses habitants. Dans le chapitre 5, on s'intéresse aux moyens d'inverser le recul des forêts. Sont étudiés dans

un premier temps les causes de la déforestation et de la dégradation des forêts et leurs facteurs sous-jacents, puis sont rapportés certains cas où les efforts de restauration des forêts ont abouti. Le chapitre 6 est axé sur la conservation et l'utilisation durable des ressources forestières et de la biodiversité. On y passe en revue le rôle des aires protégées et d'autres mesures de conservation par zone; on y examine également d'autres systèmes de gestion qui permettent et encouragent l'utilisation durable des forêts en soutien aux moyens d'existence et au bien-être des populations vivant dans les zones forestières. Le chapitre 7 souligne qu'il importe de rassembler ces actions de manière intégrée et novatrice. On y reconnaît que des compromis sont parfois inévitables dans la gestion des forêts qui vise à la fois la conservation et le développement socioéconomique, et qu'il est difficile d'en suivre les résultats et d'engager les mesures complémentaires qui s'imposent. Malgré ces difficultés, on y démontre que des synergies sont possibles, en rapportant sous forme condensée un certain nombre d'interventions qui ont permis de les réaliser. ■



GAMBIE

Forêt de mangrove
vue du ciel.

©Curioso Photography/
stock.adobe.com





CHAPITRE 2 L'ÉTAT DES ÉCOSYSTEMES FORESTIERS

Messages clés:

1 Les forêts couvrent 31 pour cent de la superficie terrestre mondiale. Environ la moitié de la superficie forestière mondiale est relativement intacte et plus d'un tiers est composé de forêts primaires.

2 Depuis 1990, la perte nette de superficie forestière a considérablement ralenti, mais la déforestation et la dégradation des forêts se poursuivent à un rythme préoccupant, ce qui entraîne d'importantes pertes de biodiversité.

3 Le monde n'est pas en voie d'atteindre l'objectif du Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts, qui est d'augmenter la superficie forestière de 3 pour cent dans le monde d'ici à 2030.

L'ÉTAT DES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

On trouvera dans le présent chapitre de nouvelles données sur l'état des écosystèmes forestiers. Celles-ci sont tirées de l'Évaluation des ressources forestières mondiales 2020 (FRA 2020) de la FAO et de deux nouvelles analyses réalisées pour le SOFO 2020 par le Centre commun de recherche (CCR) et le Centre mondial de surveillance pour la conservation de la nature du PNUE (PNUE-WCMC) à l'aide d'images satellitaires. Ce chapitre met l'accent sur les analyses au niveau mondial et par grands biomes (les systèmes écologiques du monde). Pour des informations plus détaillées aux niveaux régional et national, on se reportera au rapport de la FAO (2020). ■

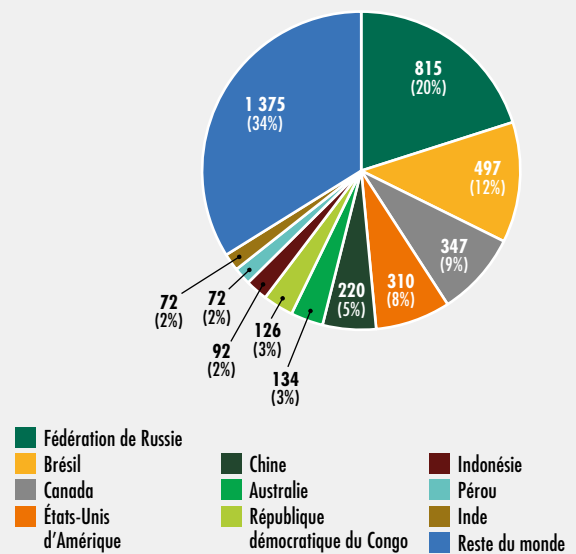
2.1 SITUATION ET ÉVOLUTION DE LA SUPERFICIE OCCUPÉE PAR LES FORÊTS

Les écosystèmes forestiers sont une composante essentielle de la biodiversité mondiale, car de nombreuses forêts disposent d'une biodiversité plus importante que les autres écosystèmes. Pour cette raison, la superficie couverte par les forêts est l'un des indicateurs de l'Objectif de développement durable 15 («Vie terrestre»).

Selon FRA 2020, les forêts occupent actuellement 30,8 pour cent de la superficie terrestre mondiale (FAO, 2020). La superficie totale des forêts est de 4,06 milliards d'hectares, soit environ 0,5 ha par personne, mais les forêts ne sont pas réparties de manière égale sur la planète. En effet, plus de la moitié des forêts du monde se trouvent dans cinq pays seulement (Fédération de Russie, Brésil, Canada, États-Unis d'Amérique et Chine) et les deux tiers (66 pour cent) des forêts se trouvent dans dix pays (figure 1).

La proportion de la surface émergée totale occupée par des zones forestières, qui sert d'indicateur ODD 15.1.1 (encadré 5) a diminué, passant de 32,5 à 30,8 pour cent au cours des trois décennies écoulées entre 1990 et 2020. Cela représente une perte nette de 178 millions d'hectares de forêt, soit une superficie équivalente à celle d'un pays comme la Libye.

FIGURE 1
RÉPARTITION MONDIALE DES FORÊTS: LES DIX PAYS POSSÉDANT LES PLUS GRANDES SUPERFICIES FORESTIÈRES EN 2020 (MILLIONS D'HECTARES ET % DE LA COUVERTURE FORESTIÈRE MONDIALE)



SOURCE: FAO, 2020.

ENCADRÉ 5 OBJECTIFS, CIBLES ET INDICATEURS CLÉS RELATIFS À LA SUPERFICIE FORESTIÈRE

- ▶ **Objectif de développement durable 15.1:** D'ici à 2020, garantir la préservation, la restauration et l'exploitation durable des écosystèmes terrestres et des écosystèmes d'eau douce et des services connexes, en particulier des forêts, des zones humides, des montagnes et des zones arides, conformément aux obligations découlant des accords internationaux.
 - **ODD 15.1.1:** Proportion de la surface émergée totale couverte par des zones forestières.
- ▶ **Objectif 5 d'Aichi pour la biodiversité:** D'ici à 2020, le rythme d'appauvrissement de tous les habitats naturels, y compris les forêts, est réduit de moitié au moins et si possible ramené à près de zéro, et la dégradation et la fragmentation des habitats sont sensiblement réduites.
- ▶ **Premier objectif du Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts:** Mettre fin à la réduction du couvert forestier dans le monde en pratiquant une gestion forestière durable, notamment grâce à la protection des forêts, à leur régénération, au boisement et au reboisement, et à des efforts accrus en vue de prévenir la dégradation des forêts, et de contribuer aux efforts mondiaux de lutte contre les changements climatiques.
 - **Cible 1.1:** Accroître la superficie forestière de 3 pour cent à l'échelle mondiale (d'ici à 2030).
- ▶ **Objectif 1 de la Déclaration de New York sur les forêts:** Réduire au moins de moitié le rythme de disparition des forêts naturelles dans le monde d'ici à 2020 et s'atteler à arrêter la perte des forêts naturelles d'ici à 2030.

**TABLEAU 1
TAUX ANNUELS DE VARIATION DE LA SUPERFICIE FORESTIÈRE**

Période	Variation nette (millions ha/an)	Taux de variation (%/an)
1990-2000	-7,84	-0,19
2000-2010	-5,17	-0,13
2010-2020	-4,74	-0,06

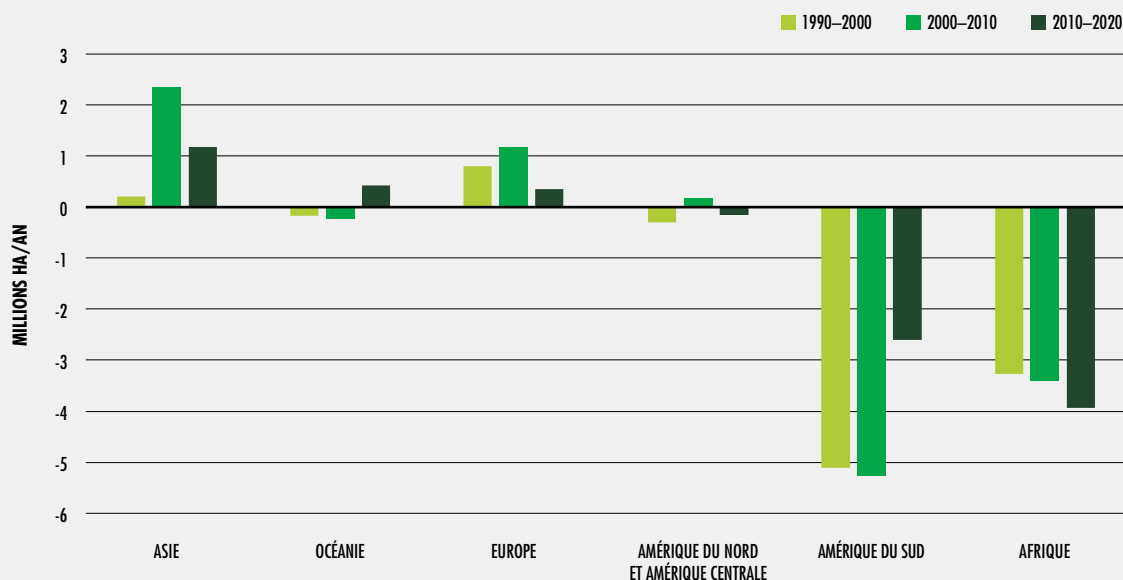
SOURCE: FAO, 2020.

Toutefois, le rythme moyen de perte nette de surface forestière a diminué d'environ 40 pour cent entre la période 1990-2000 (7,84 millions d'hectares par an) et la période 2010-2020 (4,74 millions d'hectares par an); cette différence s'explique par la réduction des pertes de superficies forestières dans certains pays et des gains de forêt dans d'autres ([tableau 1](#)) (FAO, 2020). La perte de couvert forestier a pour cause principale l'expansion agricole, tandis qu'une augmentation de la superficie forestière peut se produire par expansion naturelle des forêts,

qui peut se manifester sur des terres agricoles abandonnées, ou être obtenue par reforestation (dont la régénération naturelle assistée) ou boisement. Ces modifications d'origine naturelle autant qu'anthropique ont des impacts différents sur la biodiversité des forêts.

Sur la période 2010-2020, c'est l'Afrique qui a connu la perte nette de superficie forestière la plus élevée, soit 3,94 millions d'hectares par an, suivie de l'Amérique du Sud avec 2,60 millions d'hectares par an ([figure 2](#)). L'Afrique a signalé

FIGURE 2
VARIATION NETTE DE LA SUPERFICIE FORESTIÈRE, PAR RÉGION, 1990-2020
(MILLIONS D'HECTARES PAR AN)



SOURCE: FAO, 2020.

une accélération de son taux de perte nette depuis 1990, tandis que le rythme des pertes en Amérique du Sud s'est considérablement ralenti; depuis 2010, il s'est réduit de moitié par rapport à la décennie précédente.

L'Asie a enregistré le gain net de superficie forestière le plus élevé au cours de la période 2010-2020, suivie par l'Océanie et l'Europe. L'Europe et l'Asie ont toutes deux fait état d'une progression nette des superficies forestières pour chaque décennie écoulée depuis 1990, mais les deux régions ont cependant enregistré un ralentissement sensible de cette progression depuis 2010.

Autres terres dotées de couvert arboré

Dans le cadre de l'élaboration de rapports pour l'Évaluation des ressources forestières 2020 (FRA 2020), il était demandé aux pays de faire rapport sur les «autres terres dotées de couvert arboré», définies comme «autres terres [c'est-à-dire les terres n'entrant pas dans les catégories forêt, autres terres boisées ou eaux

continentales] couvrant une superficie supérieure à 0,5 hectare et dotées d'un couvert arboré comprenant plus de 10 pour cent d'arbres pouvant atteindre une hauteur de 5 mètres à maturité» (voir encadré 6). Les «autres terres dotées de couvert arboré» ont été subdivisées en cinq catégories (tableau 2). Moins de la moitié des pays ont pu communiquer des données sur ce paramètre, et un nombre plus faible encore ont pu fournir des données sur son évolution. Toutefois, les chiffres communiqués indiquent que le monde compte au moins 162 millions d'hectares de terres dotées d'un couvert arboré qui ne sont pas classées comme forêts, et peut-être même jusqu'à 300 millions d'hectares, à en juger par le caractère lacunaire des données. La seule catégorie qui n'ait pas connu d'augmentation au fil du temps est celle des arbres en milieu urbain.

Variations annuelles de la superficie arborée totale

Une analyse du couvert végétal, effectuée par le Centre mondial de surveillance pour la conservation de la nature du PNUE sur

ENCADRÉ 6 FORÊT OU COUVERT ARBORÉ: QUELLE DIFFÉRENCE?

Les données mondiales sur les superficies forestières communiquées dans la présente édition du *SOFO* diffèrent de celles qui sont communiquées par d'autres initiatives, principalement en raison de différences de méthodes de collecte des informations et de différences dans la définition que l'on donne de la forêt. La FAO définit la forêt à la fois comme couvert arboré et mode d'utilisation des terres, tandis que d'autres organisations définissent la forêt uniquement en termes de couvert arboré (à savoir qu'elles incluent à la fois les forêts et les «autres terres dotées de couverts arborés» au sens de l'Évaluation des ressources forestières mondiales 2020). Les jeux de données qui reposent uniquement sur des moyens de télédétection à basses et moyennes résolutions ne permettent pas de faire la distinction entre le couvert arboré des systèmes de production agricole (vergers, plantations de palmiers à huile, plantations de caféiers, etc.) et le couvert arboré des terres qui ne sont pas majoritairement agricoles ou urbanisées. Il s'ensuit que ces ensembles de données font généralement état d'une superficie totale de couvert arboré supérieure à la superficie forestière totale. En outre, les superficies forestières dont le couvert arboré a été temporairement supprimé dans le cadre d'un plan de gestion forestière, ou qui a temporairement disparu à cause de perturbations naturelles, sont toujours considérées comme forêts aux termes de la définition qu'en donne la FAO, alors même qu'une analyse par télédétection du couvert arboré interprétera les images de ces espaces comme espaces forestiers disparus. À l'inverse, une extension des cultures arboricoles sera interprétée comme une

augmentation de la superficie forestière si l'on se fie à la seule télédétection. En outre, les jeunes arbres ne peuvent être facilement détectés par les satellites. Par ailleurs, les données considérées ne portent pas forcément sur les mêmes années, mais même si l'on tient compte de ce décalage, l'évolution annuelle nette de la superficie couverte par des arbres, déterminée d'après les données de télédétection seulement, peut différer considérablement de l'évolution nette de la superficie forestière, du fait que cette dernière est obtenue à partir de données auxiliaires, notamment des données sur l'utilisation des terres.

Ainsi, les résultats de FRA 2020 présentés ci-dessus indiquent un ralentissement constant de la perte nette de superficie forestière à l'échelle mondiale, alors que la Déclaration de New York sur les forêts (2019) fait état d'une accélération du rythme mondial de perte de couvert arboré depuis 2000, car elle rend compte des pertes brutes (c'est-à-dire qu'elle exclut les gains de couvert arboré sur la même période) pour tous les types d'arbres. Song *et al.* (2018), quant à eux, en examinant la différence de superficie entre deux repères chronologiques et donc en rendant compte des variations nettes, affirment que le couvert arboré mondial a augmenté entre 1982 et 2016. À l'inverse, une étude menée par le PNUE-WCMC pour la présente édition de *La Situation des forêts du monde* (voir la figure 3) indique que le couvert arboré total a reculé entre 1992 et 2015.

Nous nous sommes efforcés dans le présent volume de distinguer nettement les résultats faisant référence aux forêts de ceux qui se réfèrent au couvert arboré.

TABLEAU 2
AUTRES TERRES DOTÉES DE COUVERTS ARBORÉS (2020)

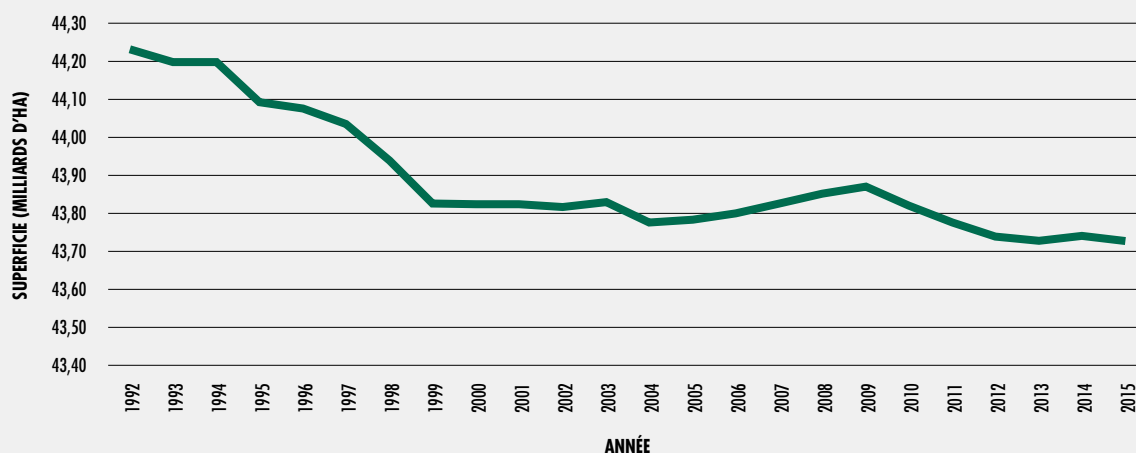
Catégorie	Nombre de pays et territoires déclarants	Pourcentage de la superficie forestière globale que représentent les pays déclarants	Superficie des autres terres dotées de couvert arboré (en millions d'ha)
Arbres en milieu urbain	52	40	20 279
Vergers	76	55	27 788
Palmiers	94	51	11 767
Agroforesterie	71	46	45 432
Autres	42	26	57 144

SOURCE: FAO, 2020.

la base des données annuelles émanant de l'Agence spatiale européenne pour la période 1992-2015 (Bontemps *et al.*, 2013), avec une résolution de 300 mètres environ, indique que

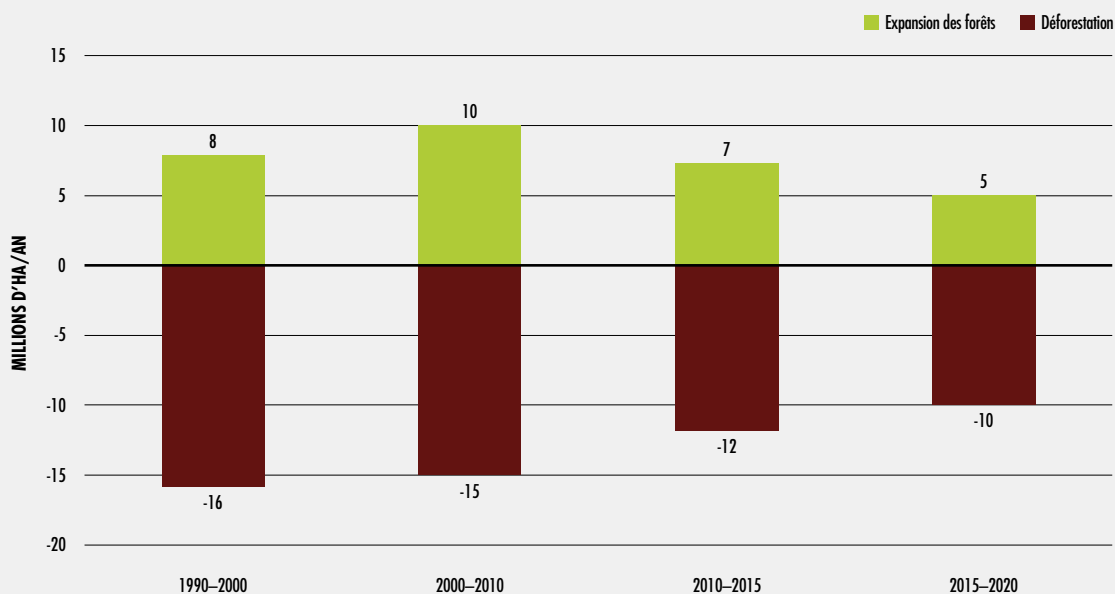
le couvert arboré mondial (dont palmiers et cultures arboricoles) s'élevait à 4,42 milliards d'hectares en 1992 mais qu'il était descendu à 4,37 milliards d'hectares en 2015, soit une baisse

FIGURE 3
ÉVOLUTION DU COUVERT ARBORÉ MONDIAL, 1992-2015 (MILLIARDS D'HECTARES)



SOURCE: Étude préparée par le PNUE-WCMC pour la présente publication.

FIGURE 4
EXPANSION DES FORÊTS ET DÉFORESTATION À L'ÉCHELLE MONDIALE, 1990-2020 (MILLIONS D'HECTARES PAR AN)

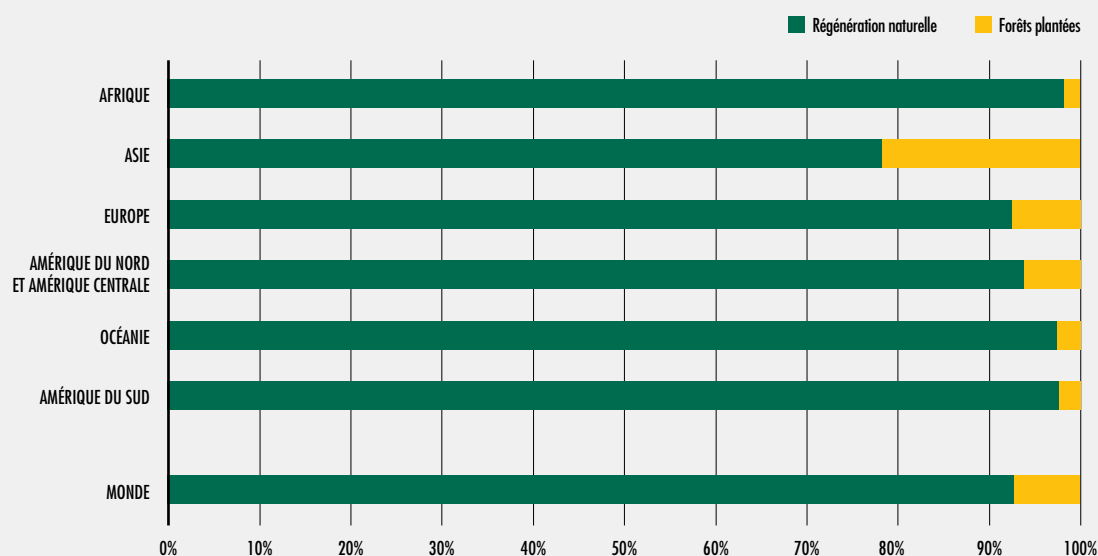


SOURCE: FAO, 2020.

de 50 millions d'hectares environ; cependant, la superficie du couvert arboré montrait des variations importantes d'une année sur l'autre (figure 3). Le rythme et l'ampleur de la variation nette du couvert végétal varient également

considérablement d'un pays à l'autre et d'un type de forêt à l'autre. Si la superficie mondiale du couvert arboré dans la présente étude correspond bien au cumul de la superficie des forêts et de celle des «autres terres dotées de couvert arborés

FIGURE 5
POURCENTAGE DE FORÊTS NATURELLEMENT RÉGÉNÉRÉES ET DE FORÊTS PLANTÉES,
PAR RÉGION (2020)



SOURCE: FAO, 2020.

qui ont été communiquées à FRA 2020, la perte nette moyenne apparaît considérablement plus faible, d'une part en raison de l'expansion des surfaces entrant dans la catégorie des «autres terres dotées de couvert arboré» au cours de cette période, et d'autre part à cause de l'utilisation de méthodes d'évaluation différentes.

Rythme de déforestation

Aux fins de FRA 2020, il a été demandé pour la première fois aux pays de communiquer non seulement la superficie forestière totale à différentes dates - données qui sont exploitées pour rendre compte des variations nettes de la superficie forestière - mais aussi de fournir des informations sur le rythme de la déforestation, à savoir les pertes par conversion des forêts à d'autres utilisations ou par suite de la réduction du couvert arboré en dessous du seuil de 10 pour cent (ce seuil définissant la présence d'une forêt). Depuis 1990, on estime à 420 millions le nombre d'hectares de forêt disparus sous l'effet de la déforestation, cependant le rythme de perte des forêts s'est considérablement ralenti depuis la période 1990-2000. En effet, sur la période 2015-2020, le rythme de la déforestation a été estimé à 10 millions d'hectares par an, contre 16 millions d'hectares par an dans les années 1990. La [figure 4](#) illustre les tendances concernant

les taux annuels moyens de la déforestation et d'expansion de la forêt qui, une fois combinés, permettent de calculer la variation nette de la superficie forestière. ■

2.2 CARACTÉRISTIQUES DES FORÊTS

Forêts naturellement régénérées et forêts plantées

Aux fins de FRA 2020, les forêts sont classées en deux catégories: les forêts naturellement régénérées (qui sont ventilées en forêts primaires et en autres forêts de régénération naturelle) et les forêts plantées (qui sont ventilées en plantations forestières et en autres forêts plantées). Au niveau mondial, les forêts naturellement régénérées représentent 93 pour cent de la superficie forestière mondiale. Les 7 pour cent restants sont composés de forêts plantées ([figure 5](#)).

Les forêts primaires. La FAO définit les forêts primaires comme étant des forêts naturellement régénérées d'essences indigènes où aucune trace d'activité humaine n'est clairement visible et où les processus écologiques ne sont pas

ENCADRÉ 7 DEUX EXEMPLES D'ESPÈCES ANIMALES QUI DÉPENDENT DE LA FORÊT PRIMAIRE POUR LEUR SURVIE

Le tamarin-lion à tête dorée (*Leontopithecus chrysomelas*) ne se trouve que dans la forêt pluviale atlantique de l'état de Bahia, au Brésil. Comme la forêt primaire de cette région est très fragmentée après des décennies de déforestation, ce tamarin est signalé comme espèce en danger sur la Liste rouge de l'UICN (UICN, 2019a), avec une population sauvage totale estimée entre 6 000 et 15 000 individus. Cette espèce peut utiliser les recrus forestiers et les plantations d'hévéas qui conservent quelques vieux arbres; cependant, elle a besoin de fragments de forêts primaires anciennes où elle peut se tenir perchée et ainsi survivre (World Land Trust, non daté).

La chouette tachetée (*Strix occidentalis caurina*) est une espèce emblématique de la forêt primaire de l'ouest de l'Amérique du Nord. Son habitat forestier est caractérisé par une canopée dense et une abondance de grosses branches, de chicots sur pied et d'arbres vivants dont le sommet est cassé. Bien que ces chouettes nichent, se perchent et se nourrissent dans d'autres types d'habitat, ce qu'elles font en particulier dans la partie sud de leur aire de répartition, elles sont majoritairement attachées à des peuplements forestiers anciens (de 150 à 200 ans) et stratifiés, présentant des trouées qui leur permettent de pénétrer sous le couvert (Oregon Fish and Wildlife Office, non daté).

sensiblement perturbés. Elles sont parfois désignées comme forêts de peuplement ancien ou vieilles futaies. Ces forêts ont une valeur irremplaçable de par leur biodiversité, les volumes de carbone qui y sont stockés et les services écosystémiques qu'elles rendent, à quoi s'ajoute leur valeur culturelle et patrimoniale. Les massifs de forêts primaires ne se trouvent plus aujourd'hui que dans les régions tropicales et les régions boréales. La nécessité de leur protection appelle une action coordonnée de première priorité en vertu du cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020 de la CDB, cette action devant reposer sur une solide connaissance scientifique de leur situation et de leur état de santé actuels.

Les écosystèmes forestiers abritent la majeure partie de la biodiversité terrestre de la planète, et les forêts primaires en particulier sont des lieux où se concentrent des espèces qui n'existent que dans ces écosystèmes. En Amazonie, une étude de la richesse spécifique et des similarités entre les communautés d'espèces présentes dans les forêts primaires, les forêts secondaires (terme qui sert ici à désigner les forêts qui se sont établies par expansion naturelle et dont l'âge se situe entre 14 et 16 ans) et les forêts de plantation a conclu que 25 pour cent des espèces étudiées étaient particulières aux forêts primaires, et que près de 60 pour cent des genres d'arbres et de

lianes qu'on y trouve n'étaient présents que dans les seules forêts primaires (Barlow *et al.*, 2007). Dans les étendues forestières plus fragmentées, les poches de forêts primaires jouent un rôle essentiel en assurant la survie d'espèces sur la durée, même si dans le court terme les espèces considérées peuvent subsister dans des forêts plus jeunes ou dans des plantations (Watson *et al.*, 2018) (encadré 7).

Selon FRA 2020, environ un tiers (34 pour cent) des forêts du monde sont des forêts primaires (FAO, 2020). Plus de la moitié de celles-ci (61 pour cent) se concentre dans seulement trois pays: le Brésil, le Canada et la Fédération de Russie.

Les superficies de forêts primaires continuent d'être en régression à l'échelle mondiale. Depuis 1990, la forêt primaire a perdu 81 millions d'hectares dans l'ensemble du monde, mais le rythme de cette diminution s'est ralenti de plus de moitié au cours de la dernière décennie. Cependant, la situation et l'évolution qui ont été obtenues à partir de données incomplètes, en raison des difficultés importantes que posent la mesure et le suivi des forêts primaires et l'établissement des rapports y afférents (voir encadré 8). Seuls 137 pays ont communiqué des séries complètes de données chronologiques pour la période 1990-2020, et l'ensemble de leurs territoires ne



ENCADRÉ 8 LES DIFFICULTÉS QUE POSENT LE SUIVI DES FORÊTS PRIMAIRES ET L'ÉTABLISSEMENT DE RAPPORTS À LEUR SUJET

La FAO (2018a) définit les forêts primaires comme étant des «forêts naturellement régénérées d'essences indigènes où aucune trace d'activité humaine n'est clairement visible et où les processus écologiques ne sont pas sensiblement perturbés». La CDB (2006) utilise une définition similaire: «Une forêt qui n'a jamais été exploitée et qui s'est développée à la suite de perturbations naturelles et selon des processus naturels, quel que soit son âge[...]. Sont également comprises dans cette catégorie les forêts que les populations autochtones et les communautés locales utilisent sans effets dommageables, et dont le mode de vie traditionnel s'accorde avec la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique». Ces deux définitions recouvrent les caractéristiques qualitatives de la forêt primaire mais ne fournissent pas d'indicateur mesurable dont les pays pourraient se servir pour les identifier et suivre leur évolution.

En raison de l'absence d'une définition opérationnelle de ces forêts et d'indicateurs cohérents qui leur seraient aisément applicables, certaines incohérences et certains biais demeurent inhérents aux actuels rapports nationaux traités par l'Évaluation des ressources forestières 2020 (Bernier *et al.*, 2017). En effet, la plupart des pays utilisent des paramètres supplétifs ou indicateurs indirects qui ont trait à l'utilisation des terres ou au couvert végétal pour en extrapoler des données sur les forêts primaires, et ces indicateurs indirects sont divers. Dix pays concentrent 91 pour cent de la superficie de forêt primaire communiquée à FRA 2020, mais ils ont eu recours dans leurs rapports à un ensemble d'indicateurs et de paramètres de mesure indirects: forêts en aires protégées; forêts n'ayant fait l'objet d'aucun témoignage oculaire de perturbation; analyse de systèmes d'information géographique reposant sur des cartes forestières; absence de réseau de transport, de zones urbaines et de perturbations détectables; et interprétation visuelle de mosaïques photographiques. L'augmentation de la superficie des forêts primaires que certains pays ont signalée au fil des ans, en particulier dans les pays tempérés et boréaux, s'explique souvent par l'utilisation de nouvelles définitions ou l'application de nouvelles méthodes (FAO, 2020).

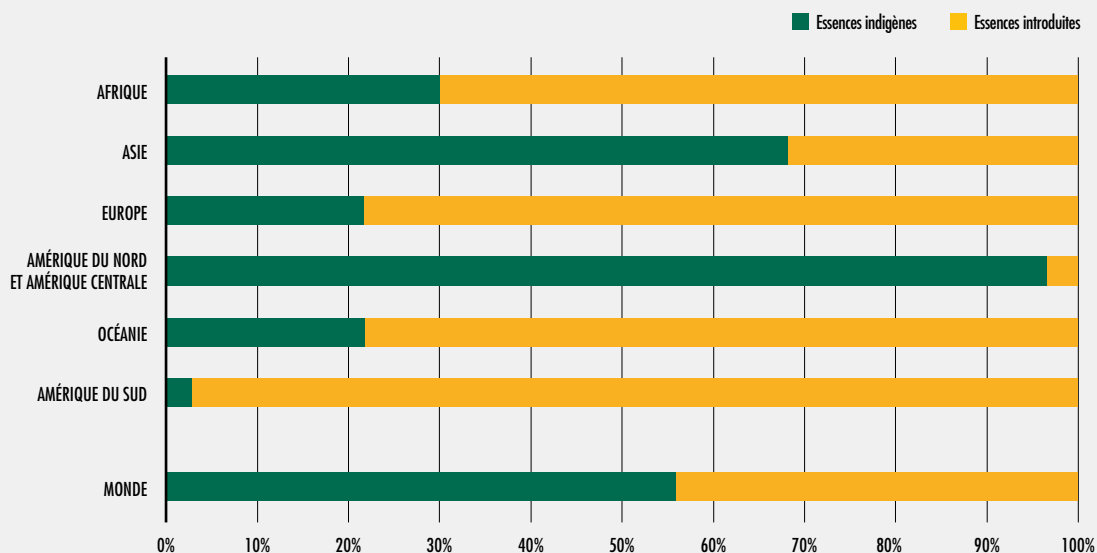
Le «massif forestier intact» est actuellement le paramètre le plus couramment utilisé pour identifier les forêts primaires. Potapov *et al.* (2017) définissent le massif forestier intact comme étant une mosaïque ininterrompue de forêts et des écosystèmes naturels dépourvus d'arbres qui leur sont associés, cette mosaïque ne devant laisser apparaître aucun signe d'activité anthropique ni de

fragmentation d'habitat détectable à distance et devant occuper une superficie suffisamment vaste pour entretenir toute la diversité biologique indigène, y compris des populations viables d'espèces à aire de répartition étendue. Sur le plan opérationnel, ces espaces se définissent par l'ordre de grandeur et la configuration des massifs forestiers (au moins 500 km², avec une largeur minimale de 10 km et des couloirs de jonction d'au moins 2 km de large), l'absence de toute altération ou gestion attribuables à l'agriculture ou à l'exploitation forestière ou minière, et la présence d'une zone tampon de 1 km les séparant de toute infrastructure telle que routes et lignes électriques, même si ces critères peuvent ne pas convenir à tous les biomes forestiers (voir également l'analyse sous **Intégrité et fragmentation des forêts**, p. 24).

Si la télédétection est la seule technique utilisée pour détecter les massifs forestiers intacts, on court le risque de passer à côté de certains types de perturbations (par exemple, les coupes d'écroulement) qui sont des caractéristiques de forêts non classées comme primaires (Bernier *et al.*, 2017). Les nouvelles approches et technologies employées dans le suivi des forêts primaires, qui combinent télédétection, cartographie participative et d'autres approches, peuvent aider à mesurer à la fois les modifications anthropiques et l'intégrité spatiale des forêts, soit deux caractéristiques essentielles et quantifiables par lesquelles identifier les forêts primaires. La dimension des massifs forestiers et les valeurs de densité et de continuité spatiale pondérées des forêts sont parmi les indices pouvant être aisément calculés pour mesurer l'intégrité spatiale des forêts (Kapos, Lysenko et Lesslie, 2002) (voir **Intégrité et fragmentation des forêts**, p. 24). S'ajoutant à ces indices, les activités anthropiques spécifiques qui sont facteurs de changement, tels les établissements humains et l'implantation d'infrastructures, sont susceptibles de s'intégrer dans un indice multidimensionnel. Ces facteurs étant souvent particuliers à chaque contexte, il peut être préférable d'élaborer des paramètres régionaux qui prennent en compte les problématiques contextuelles mais qui présentent une cohérence et sont comparables à l'échelle mondiale, au lieu d'un paramètre unique ou d'indices définis au niveau mondial (Bernier *et al.*, 2017).

La FAO, en collaboration avec ses partenaires que sont la CDB, le PNUE-WCMC et plusieurs pays possédant de vastes superficies de forêt primaire, a entamé des travaux visant à améliorer les rapports sur les superficies des forêts primaires et leur évolution.

FIGURE 6
POURCENTAGE DES FORÊTS DE PLANTATION COMPRENANT DES ESSENCES INDIGÈNES
ET DES ESSENCES INTRODUITES, PAR RÉGION (2020)



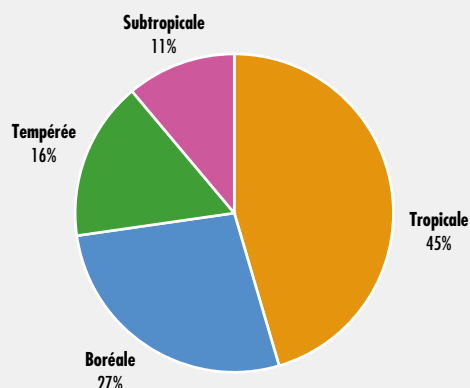
SOURCE: FAO, 2020.

» rassemble qu'un peu plus de la moitié (57 pour cent) de la superficie forestière mondiale. Il est incontestable que des travaux complémentaires sont nécessaires pour améliorer les estimations mondiales et nationales.

Les facteurs de déforestation agissant sur les forêts primaires sont spécifiques à leur contexte, mais sont à mentionner parmi eux l'extraction de bois industriel sur un mode non durable, l'expansion de l'agriculture et les incendies qui sont souvent connexes à l'aménagement d'infrastructures et aux chantiers d'exploitation forestière (Potapov *et al.*, 2017). Pour plus de détails sur les facteurs de déforestation, se reporter au chapitre 5.

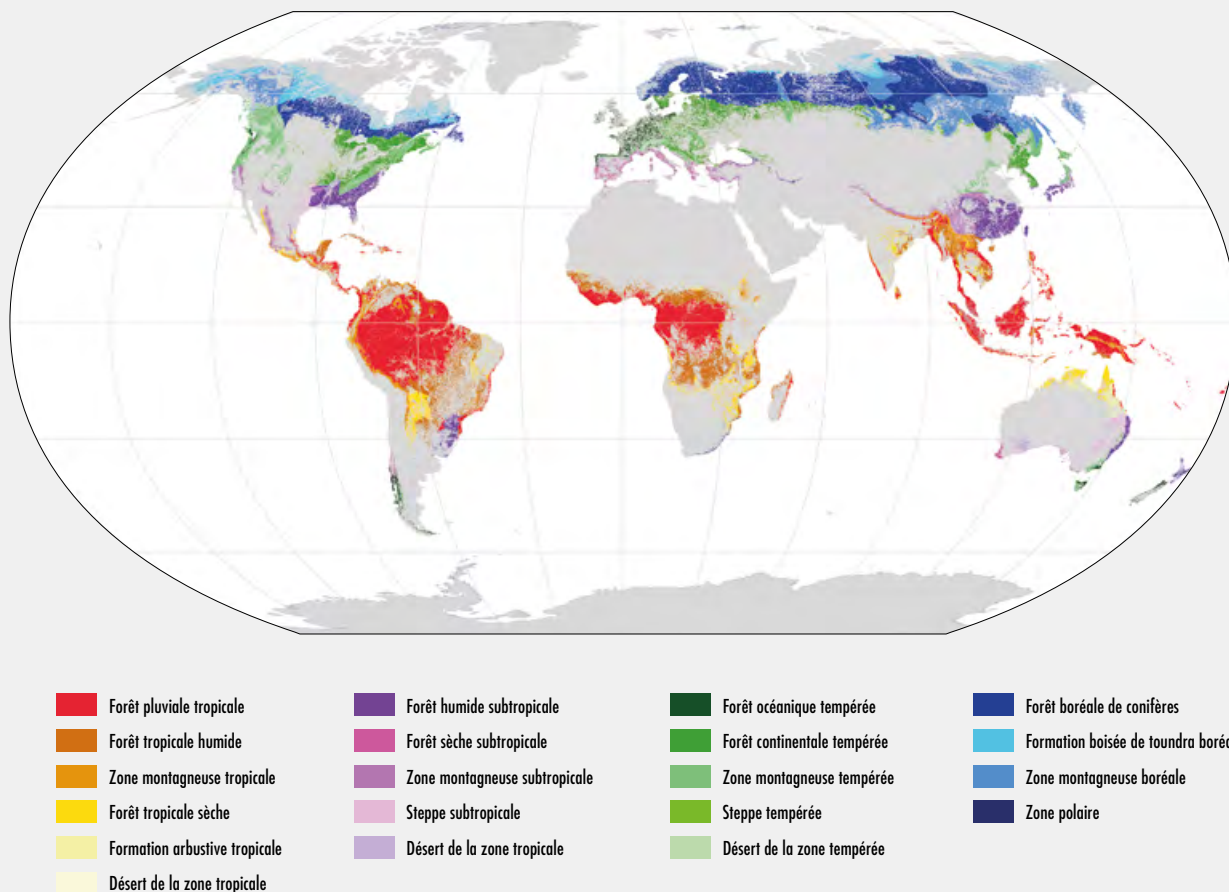
Forêts plantées. La superficie des forêts plantées s'est accrue, passant de 123 millions d'hectares en 1990 à 294 millions d'hectares aujourd'hui, mais le rythme de cette expansion s'est ralenti depuis 2010. Environ 45 pour cent des forêts plantées (soit 3 pour cent de l'ensemble des forêts) sont des forêts de plantation, c'est-à-dire des forêts exploitées de manière intensive, dont la composition se limite principalement à une ou

FIGURE 7
FORÊTS DU MONDE PAR DOMAINE CLIMATIQUE (2020)



SOURCE: Analyse préparée par la FAO à partir de la carte des grandes zones écologiques du monde produite par la FAO (FAO, 2012a) et de la carte mondiale des couverts végétaux du programme Copernicus pour 2015 (Buchhorn *et al.*, 2019).

FIGURE 8
FORÊTS PAR GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES



NOTE: La carte présente la répartition des forêts ayant un couvert arboré d'au moins 30 pour cent en 2015, selon la carte des couverts végétaux à résolution moyenne (100 m) du programme Copernicus. Les plantations arboricoles ont été exclues de cette carte dans la mesure du possible.

SOURCE: Analyse préparée par la FAO à partir de la carte des grandes zones écologiques du monde produite par la FAO (FAO, 2012a) et de la carte mondiale des couverts végétaux du programme Copernicus pour 2015 (Buchhorn *et al.*, 2019).

deux essences, indigènes ou exotiques, plantées en peuplements équiens et selon un espacement régulier; ces forêts sont établies principalement à des fins de production. Les 55 pour cent restants de forêts plantées, désignées comme «Autres forêts plantées», qui peuvent ressembler à une forêt naturelle lorsque le peuplement est arrivé à maturité, se composent de forêts établies à des fins de restauration des écosystèmes et de protection des sols et des eaux. L'Amérique du Sud compte la plus grande proportion de forêts plantées qui sont des forêts de plantation (99 pour cent de la superficie des

forêts plantées, soit 2 pour cent de la superficie forestière totale); l'Europe possède la plus petite portion de ces forêts (6 pour cent des forêts plantées, soit 0,4 pour cent de la superficie forestière totale).

Au niveau mondial, 44 pour cent des forêts de plantation se composent d'espèces introduites, avec de grandes disparités entre régions (figure 6). En Amérique du Sud, 97 pour cent de ces forêts sont constituées d'espèces introduites, contre 4 pour cent seulement en Amérique du Nord et en Amérique centrale.

ENCADRÉ 9 LES FORÊTS EN ZONE ARIDE – UNE PREMIÈRE ÉVALUATION MONDIALE

Ce sont les forêts tropicales humides qui contiennent la plus grande diversité biologique, mais les zones arides sont des territoires biologiquement divers et productifs qui recèlent une valeur économique, sociale et environnementale considérable. Les zones sèches représentent plus des deux tiers de la superficie de sept des points névralgiques de la biodiversité mondiale, actuellement au nombre de 36 (Myers *et al.*, 2000; CEPF, 2020), et se trouvent dans 24 des 134 écorégions terrestres (Olson *et al.*, 2015) définies comme cibles de conservation prioritaires. Les zones arides sont aussi peuplées de plus de 2 milliards de personnes, dont 90 pour cent dans des pays en développement (MEA, 2005). Nombre de ces personnes sont tributaires des forêts et des espaces boisés pour satisfaire leurs besoins élémentaires. Malgré l'importance écologique et sociale des zones arides, on dispose jusqu'à présent de très peu d'informations sur les forêts et le couvert arboré de ces régions.

La première évaluation mondiale des zones arides (FAO, 2019c) reposait sur l'interprétation visuelle d'images satellites librement disponibles pour plus de 200 000 placettes d'échantillonnage permanentes dans les zones sèches du monde, classées comme telles par le PNUE-WCMC (2007). Plus de 200 spécialistes régionaux ont participé à leur analyse.

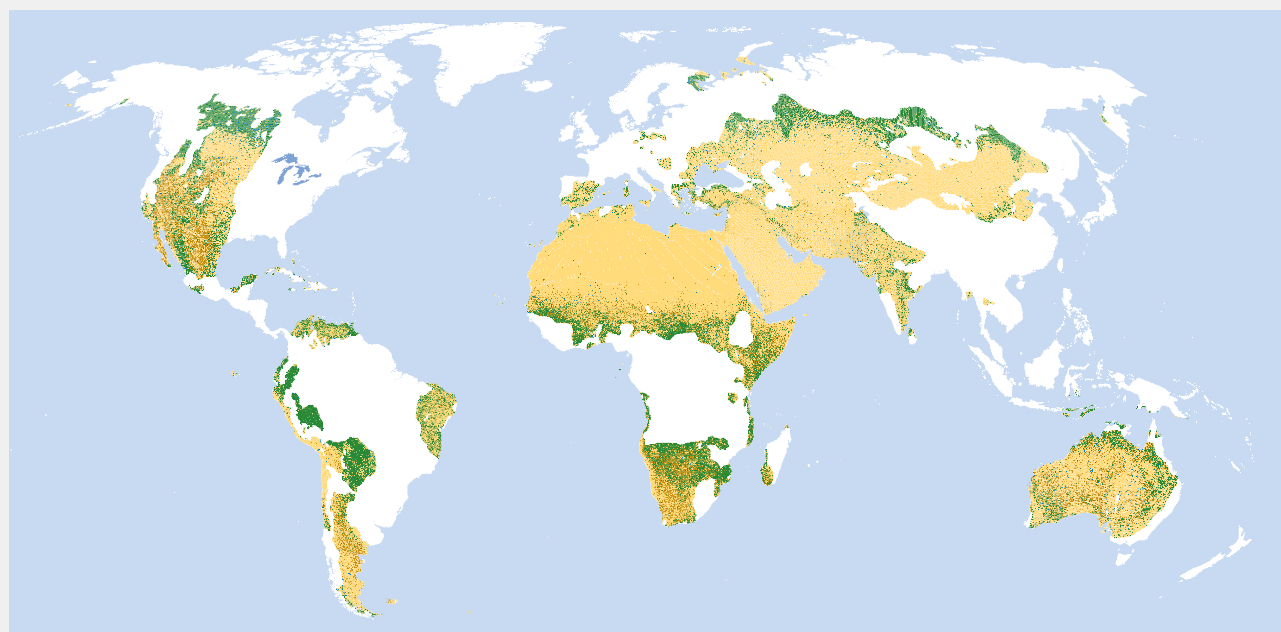
Les résultats font apparaître que les zones arides du monde contiennent 1,1 milliard d'hectares de forêt,

ce qui correspond à 27 pour cent de la superficie forestière mondiale et à 18 pour cent de la superficie des zones arides. Environ 51 pour cent de ces forêts sont denses, avec un couvert (canopée) de 70 à 100 pour cent. La superficie des forêts des zones arides varie considérablement d'une région à l'autre (figures A et B).

Dans les zones arides, beaucoup d'arbres poussent en dehors des forêts. Près de 30 pour cent des terres cultivées et 60 pour cent des terrains bâtis en zone aride et semi-aride présentent au moins un certain couvert arboré, tout comme les grandes zones de parcours. L'Afrique de l'Ouest et du Centre et l'Asie du Sud comptent la plus forte proportion d'arbres hors forêt sur des terres cultivées, suivies par l'Afrique de l'Est et l'Afrique australe (figure C); dans ces régions, les arbres font souvent partie intégrante des paysages et des systèmes alimentaires agroforestiers ou agrosylvopastoraux traditionnels, et contribuent à la production agricole des populations, à leur résilience et à celle des écosystèmes.

Les résultats de l'évaluation servent de base pour définir les principaux périls qui commencent à menacer les forêts des zones arides et leurs populations, dresser la liste des mesures prioritaires et fixer des objectifs d'investissement dans la restauration et la gestion durable de ces écosystèmes souvent vulnérables et néanmoins indispensables à la résilience des territoires et des moyens d'existence dans un contexte de changement climatique. Les données exploitées dans l'évaluation

FIGURE A
RÉPARTITION DES FORÊTS EN ZONES ARIDES (2015)



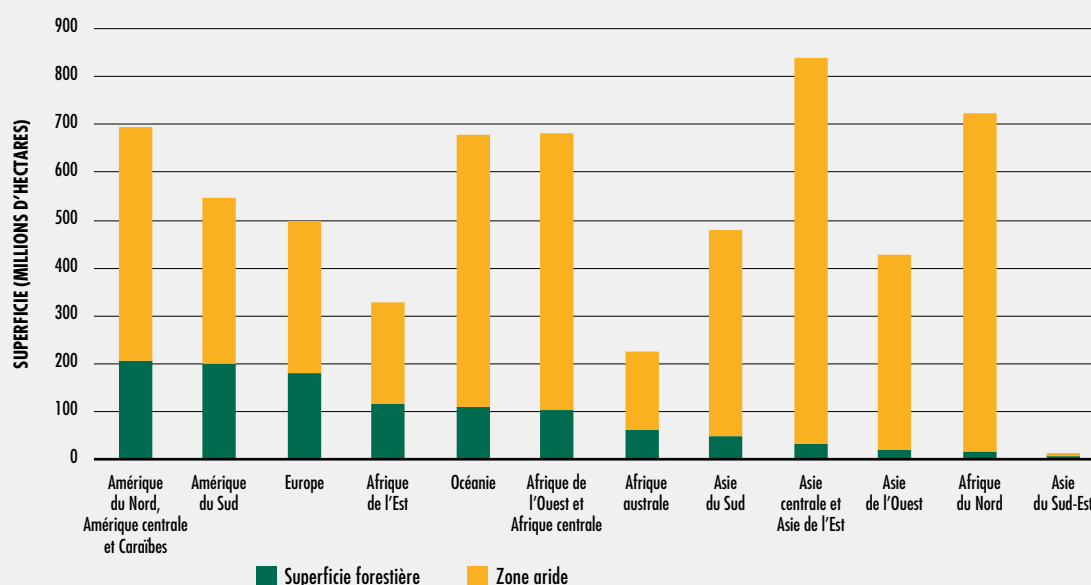
■ Forêts ■ Autres terres boisées ■ Autres terres

SOURCE: FAO, 2019c.

ont été recueillies en 2015 et pourraient donc servir de situation de référence dans le suivi de l'évolution qui englobe les forêts, les arbres et l'utilisation des terres, et

aider ainsi à l'établissement de rapports sur les progrès accomplis en direction des cibles et indicateurs de l'ODD 15.

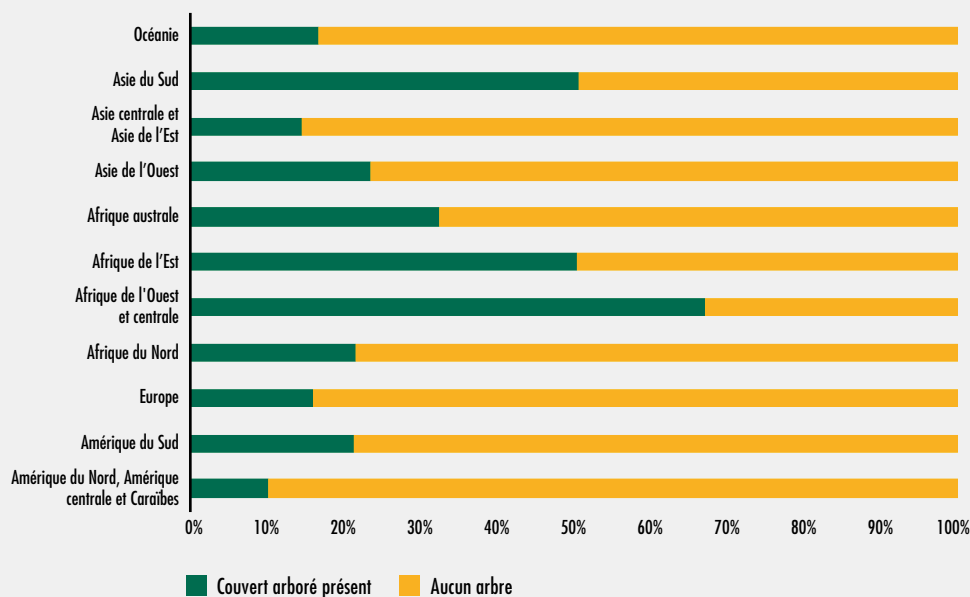
FIGURE B
PROPORTION DES FORÊTS DANS L'ENSEMBLE DES ZONES ARIDES, PAR RÉGION (2015)



NOTE: L'Asie du Sud-Est n'a pas été incluse dans ce rapport d'évaluation en raison de sa très faible superficie de zones arides (seulement 377 parcelles ou 13 millions d'hectares) et d'une superficie forestière en zone aride statistiquement insignifiante.

SOURCE: FAO, 2019c.

FIGURE C
RÉPARTITION DU COUVERT ARBORÉ DANS LES CULTURES EN ZONES ARIDES (2015)



SOURCE: FAO, 2019c.

ENCADRÉ 10 LES FORÊTS DES ZONES HUMIDES: L'EXEMPLE DE LA CUVETTE CENTRALE

La tourbière de la Cuvette centrale dans le bassin du Congo est considérée comme le plus grand complexe ininterrompu de tourbières tropicales au monde, couvrant une superficie d'environ 14,5 millions d'hectares, généralement en forêt marécageuse de feuillus et forêt marécageuse où prédominent les palmiers (Dargie *et al.*, 2017). Ce périmètre contient de grands massifs de forêt pluviale intacte d'une grande diversité biologique et renferme les plus fortes densités de gorilles occidentaux (*Gorilla gorilla*) au monde, ainsi que des bonobos (*Pan paniscus*), des chimpanzés (*Pan troglodytes*) et des éléphants de forêt (*Loxodonta cyclotis*). Le crocodile nain (*Osteolaemus tetraspis*) pond ses œufs dans la tourbe. Ce vaste écosystème d'eau douce joue un rôle crucial dans la régulation des eaux de surface et dans l'alimentation d'une importante population humaine sise en aval, tant en République démocratique du Congo qu'en République du Congo. En plus de sa forte biodiversité, la tourbière de la Cuvette centrale contient au moins

30 gigatonnes de carbone, soit l'équivalent de deux années d'émissions mondiales de carbone (Dargie *et al.*, 2017), un vaste stock de carbone qui ajoute à sa biodiversité et à ses services écosystémiques.



Crocodile nain

©Francesco Veronesi

ENCADRÉ 11 ESTRANS OCÉANIQUES: LA MANGROVE

La mangrove se compose d'arbustes et d'arbres halotolérants qui poussent sur les littoraux de zones tropicales et subtropicales, où ils remplissent d'importantes fonctions environnementales et socioéconomiques. Ces fonctions comprennent la fourniture d'une grande diversité de produits ligneux et non ligneux, la protection des littoraux et des récifs coralliens et la fourniture d'un habitat aux espèces terrestres et aquatiques.

Comme indiqué dans le rapport FRA 2020, 113 pays possèdent des mangroves, pour un total estimé à 14,79 millions d'hectares. La plus grande superficie se situe en Asie (5,55 millions d'hectares), suivie par l'Afrique (3,24 millions d'hectares), l'Amérique du Nord

et l'Amérique centrale (2,57 millions d'hectares) et l'Amérique du Sud (2,13 millions d'hectares). L'Océanie a déclaré la plus faible superficie de mangrove (1,30 million d'hectares).

Les rapports indiquent que plus de 40 pour cent de la superficie totale de mangrove se concentre dans seulement quatre pays: Indonésie (19 pour cent du total), Brésil (9 pour cent), Nigeria (7 pour cent) et Mexique (6 pour cent). Depuis 1990, la mangrove a perdu 1,04 million d'hectares de superficie, mais le taux de perte s'est réduit de plus de moitié au cours de la période 1990-2020, passant de 47 000 hectares par an au cours de la période 1990-2000 à 21 000 hectares par an au cours des dix dernières années.

SOURCE: FAO, 2020.

ENCADRÉ 12 PRINCIPAUX OBJECTIFS, CIBLES ET INDICATEURS AYANT TRAIT AU RALENTISSEMENT DE LA DÉGRADATION DES FORÊTS

- ▶ **Objectif de développement durable 15.3:** D'ici à 2030, lutter contre la désertification, restaurer les terres et sols dégradés, notamment les terres touchées par la désertification, la sécheresse et les inondations, et s'efforcer de parvenir à un monde neutre en matière de dégradation des terres.
- ▶ **ODD 15.3.1:** Proportion de la surface émergée totale occupée par des terres dégradées
- ▶ **Objectif 5 d'Aichi pour la biodiversité:** D'ici à 2020, le rythme d'appauvrissement de tous les habitats naturels, y compris les forêts, est réduit de moitié

au moins et si possible ramené à près de zéro, et la dégradation et la fragmentation des habitats sont sensiblement réduites.

- ▶ **Premier objectif du Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts:** Mettre fin à la réduction du couvert forestier dans le monde en pratiquant une gestion forestière durable, notamment grâce à la protection des forêts, à leur régénération, au boisement et au reboisement, et à des efforts accrus en vue de prévenir la dégradation des forêts, et de contribuer aux efforts mondiaux de lutte contre les changements climatiques.

Forêts par domaine climatique et zone écologique

À l'échelle mondiale, il existe cinq domaines climatiques: boréal, polaire, tempéré, subtropical et tropical. La plus grande partie de la forêt (45 pour cent) se trouve sous les tropiques, les domaines boréal, tempéré et subtropical se partageant les 55 pour cent restants. (figure 7). Ces domaines sont en outre subdivisés en grandes zones écologiques terrestres, 20 d'entre elles étant porteuses d'un certain couvert forestier (figure 8). L'analyse de l'évolution du couvert arboré produite par le PNUE-WCMC pour SOFO 2020 (voir p. vii) montre que dix grandes zones écologiques ont connu une réduction nette de leur couvert arboré entre 1992 et 2015 et que dix autres ont connu une croissance nette. La régression de couvert arboré la plus importante a été observée dans la forêt pluviale tropicale, qui couvre une grande partie de l'Afrique centrale, le bassin de l'Amazonie, l'Indonésie et la Papouasie-Nouvelle-Guinée, tandis que la progression la plus importante a été constatée dans les formations boisées de la toundra boréale, qui se trouvent au Canada et en Fédération de Russie.

On trouve aussi des forêts dans les zones arides (encadré 9), les zones humides (encadré 10) et dans les zones de battement des marées des littoraux océaniques (encadré 11). ■

2.3 DÉGRADATION DES FORÊTS

Bien que la dégradation des forêts ne fassent l'objet d'aucune définition convenue, dans un sens plus général, la dégradation des forêts désigne la réduction ou la perte de la productivité biologique ou économique et de la complexité des écosystèmes forestiers, qui entraînent la réduction dans la durée des bienfaits que procure la forêt, à savoir le bois, la biodiversité, et d'autres produits et services.

Afin de faciliter les rapports futurs sur les buts et objectifs relatifs à la dégradation forestière (encadré 12), la FAO a invité les pays transmettant des rapports pour FRA 2020 à indiquer s'ils opéraient un suivi de la dégradation des forêts et dans l'affirmative, à préciser leur méthode. Au total, 58 pays ont répondu (représentant ensemble 38 pour cent de la superficie forestière mondiale) en indiquant qu'ils s'efforçaient de suivre le cours de la dégradation des forêts et de mesurer son ampleur. Toutefois, nombre de ces pays n'ont évalué qu'un petit nombre d'éléments spécifiques, voire un seul.

Dans son examen de la dégradation des forêts, le présent rapport retient comme indicateurs indirects de la dégradation des forêts l'état et l'évolution de la santé des écosystèmes forestiers, ainsi que le degré de fragmentation des forêts.

État de santé des écosystèmes forestiers

Les forêts sont soumises à un certain nombre de perturbations naturelles (incendies, ravageurs, maladies, phénomènes météorologiques, etc.) qui peuvent nuire à leur santé et à leur vitalité en détruisant des arbres ou en réduisant leur capacité de fournir toute la gamme de leurs biens et services. Les effets aux niveaux national et local et/ou sur certaines espèces forestières peuvent être dévastateurs.

Feux de forêt. Dans certains écosystèmes, les feux naturels sont essentiels pour maintenir la dynamique, la biodiversité et la productivité des écosystèmes. Le feu est également un outil important et largement utilisé pour atteindre les objectifs de gestion territoriale. La plupart des feux sont d'origine humaine, et parfois deviennent incontrôlables. Tous les ans, des feux et des incendies d'origine criminelle consomment des millions d'hectares de forêts et d'autres végétations. Une analyse mondiale de la superficie forestière parcourue par les incendies entre 2003 et 2012 fait état de 67 millions d'hectares consommés chaque année (van Lierop *et al.*, 2015). En 2015, environ 98 millions d'hectares de forêts ont été parcourus par des incendies (FAO, 2020). Ces incendies se sont déclarés principalement sous les tropiques, où ils ont touché environ 4 pour cent de la superficie forestière. Plus des deux tiers de la superficie forestière totale consommée se trouvaient en Amérique du Sud et en Afrique.

Environ 90 pour cent des incendies sont facilement maîtrisés et représentent 10 pour cent ou moins de la superficie totale brûlée. Les 10 pour cent restants sont responsables des 90 pour cent de la superficie brûlée. Ces incendies dramatiques et très médiatisés, comme ceux qui ont fait rage en Australie, au Brésil, en Grèce, en Fédération de Russie et aux États-Unis d'Amérique (Californie) en 2018 et 2019, causent d'immenses pertes en vies humaines et animales, en biens et en infrastructures, ainsi que d'immenses préjudices environnementaux et économiques, de par les destructions qu'ils entraînent et les coûts des moyens mobilisés pour en venir à bout. Les pompiers ne peuvent pas faire grand-chose pour arrêter ces incendies tant que les conditions météorologiques ou les charges de combustibles ne changent pas.

À l'avenir, on s'attend à ce que les changements climatiques prolongent la saison des feux et aggravent les incendies sur une grande partie du globe, y compris dans certaines régions où les incendies n'étaient pas particulièrement à craindre jusqu'à présent. Les incendies de forêt ne peuvent pas être évités mais leur occurrence et leurs impacts peuvent être réduits de manière sensible en appliquant une gestion intégrée du feu et en pratiquant une gestion forestière intelligente qui tienne compte des réalités socioculturelles et des impératifs écologiques dans les territoires où se déclenchent les incendies (FAO, 2006).

Autres perturbations. Les perturbations autres que celles causées par le feu ont porté atteinte à 142 millions d'hectares entre 2003 et 2012. Il s'agissait notamment de perturbations causées par des insectes ravageurs, principalement dans les zones tempérées d'Amérique du Nord; par des phénomènes météorologiques violents, principalement en Asie; et par des maladies, principalement en Asie et en Europe (van Lierop *et al.*, 2015). En 2015, environ 40 millions d'hectares de forêts ont souffert de ces perturbations, principalement dans les zones tempérée et boréale (FAO, 2020).

Les espèces envahissantes (insectes, agents pathogènes, vertébrés et espèces végétales allogènes) et les épidémies d'insectes nuisibles et de maladies indigènes constituent une menace croissante pour la santé, la pérennité et la productivité des forêts, naturelles et plantées, dans l'ensemble du monde (encadré 13). Chaque année, l'infestation par des insectes sylvestres nuisibles cause des dommages à quelque 35 millions d'hectares de forêts (FAO, 2010b). Les espèces végétales et animales envahissantes sont désormais considérées comme une des causes des pertes de biodiversité les plus importantes, en particulier dans de nombreux pays insulaires (CDB, 2009). Cependant, à l'exception de certains pays développés, très peu de données quantifiables sont disponibles sur l'impact total des espèces envahissantes.

Intégrité et fragmentation des forêts

Au cours du siècle dernier, la fragmentation des forêts, soit le morcellement d'un habitat qui occupait un espace ininterrompu en des

ENCADRÉ 13 RISQUES CROISSANTS QUE PRÉSENTENT LES ORGANISMES NUISIBLES ET LES PATHOGÈNES ENVAHISSANTS ASSOCIÉS AUX CHANGEMENTS MONDIAUX

L'intensification du commerce international et la mobilité humaine croissante, joints au changement climatique, ont pour effet d'accroître l'introduction d'espèces végétales et animales dans des espaces nouveaux où elles sont devenues envahissantes. On peut citer par exemple la pyrale du buis (*Cydalima perspectalis*), qui a provoqué le dépérissement du buis endémique (*Buxus colchica*) en République islamique d'Iran et dans le Caucase et, au Royaume-Uni, le champignon *Hymenoscyphus fraxineus* originaire d'Asie orientale, qui est responsable du dépérissement du frêne. Les changements climatiques et les fluctuations climatiques annuelles, qui se conjuguent souvent à de mauvaises pratiques de gestion des forêts (que sont notamment l'altération de la structure et de la diversité des forêts), conditionnent fortement la virulence des ravageurs et des agents pathogènes, tant indigènes qu'introduits, s'agissant en particulier de leur biologie (en causant par exemple une accélération de leur développement) et de leur comportement (notamment le choix de leurs hôtes). L'élévation des températures, les phénomènes météorologiques graves et extrêmes et le stress de la sécheresse entament la vigueur des arbres,

en les rendant plus vulnérables aux attaques de nuisibles et aux maladies indigènes ou introduites. Par exemple, le dépérissement de millions d'hectares de forêts de pins causé par des infestations de scolytes indigènes en Amérique centrale, en Europe et en Amérique du Nord a pour causes indirectes le changement climatique, les impacts des phénomènes météorologiques extrêmes et, dans certains cas, est imputable à de mauvaises pratiques de gestion forestière (Billings *et al.*, 2004; Bentz *et al.*, 2010; Hlásny *et al.*, 2019).

Le renforcement de la résilience des forêts et des écosystèmes forestiers face aux nuisibles, aux maladies et aux espèces envahissantes requiert une coordination nationale, régionale et mondiale des activités de prévention, de détection précoce, d'action rapide, de mise en œuvre de mesures phytosanitaires et de sensibilisation du public. La résilience passe aussi par des pratiques de gestion des forêts qui réduisent leur vulnérabilité face aux effets du changement climatique et intègrent les impératifs de conservation et d'utilisation durable de la diversité biologique.

fragments de plus petite taille coupés les uns des autres, a dénaturé en profondeur les caractéristiques des massifs forestiers et mis fin à leur continuum, faisant subir de graves préjudices à la biodiversité (Haddad *et al.*, 2015). Pour conserver la biodiversité des forêts et maintenir le fonctionnement de leurs écosystèmes, il est indispensable de bien connaître l'ampleur, les causes et les conséquences de la fragmentation des massifs forestiers (voir encadré 14).

Une analyse spatiale récemment effectuée par le Centre commun de recherche (CCR) pour le présent rapport a utilisé la télédétection par satellite pour identifier les forêts dont l'intégrité et la continuité spatiale sont les mieux préservées et celles où la fragmentation est la plus accusée. L'analyse a été réalisée au niveau mondial ainsi que pour chacune des 15 grandes zones écologiques représentant plus de 1 pour cent de la superficie forestière mondiale.

Deux indices de fragmentation ont été appliqués à la carte mondiale des couverts végétaux du programme Copernicus pour 2015 (Buchhorn *et al.*, 2019), que l'on a superposée à la carte des grandes zones écologiques de la FAO (voir figure 7). On a essayé d'exclure de l'analyse les plantations de palmiers à huile et les cultures arboricoles. Le premier indice, l'indice de comptage, mesure la taille et la répartition des massifs forestiers, c'est-à-dire les superficies forestières distinctes séparées des autres superficies forestières par une distance minimale de 100 m (Vogt, 2019a) (figures 9 et 10). Le deuxième indice est celui de la densité de la superficie forestière, qui mesure la proportion de pixels de forêt dans un voisinage donné (Vogt, 2019b) (figures 11 à 13). Une valeur élevée de la densité de la superficie forestière indique une bonne continuité de l'espace forestier, la présence de forêts compactes et un faible degré de fragmentation du massif, tandis qu'une valeur faible indique des îlots forestiers isolés, des vides dans le manteau forestier et un massif généralement très fragmenté. »

ENCADRÉ 14 CAUSES ET EFFETS DE LA FRAGMENTATION DES FORÊTS

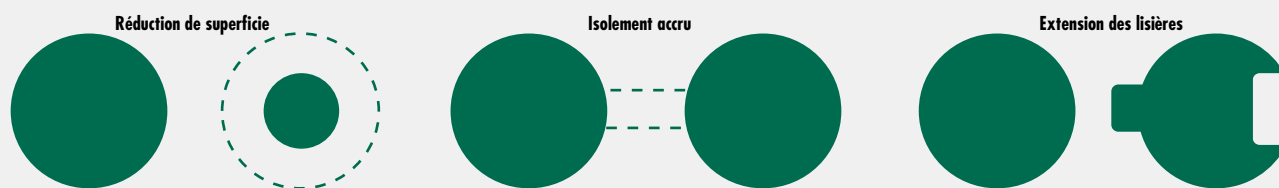
La fragmentation de la forêt entraîne une modification de la configuration des habitats, une perte de superficie et de cohésion spatiale de la forêt, un isolement accru des îlots forestiers et une exposition accrue aux occupations anthropiques en lisière des fragments forestiers (voir la [figure A](#)). Les perforations du manteau forestier, ou l'introduction de trouées dans des massifs forestiers intacts, sont l'un des principaux facteurs de fragmentation. Ces perforations accompagnent souvent la pénétration de routes, ce qui entraîne une forte diminution de la superficie de cœur de forêt non perturbé. La fragmentation de la forêt annonce des modifications s'inscrivant dans la durée, qui touchent la structure et les fonctions des fragments forestiers restants et se répercutent sur les habitats et les services écosystémiques forestiers (Lindenmayer et Fischer, 2006; Hermosilla *et al.*, 2019).

La fragmentation des forêts peut être causée par des modifications et des perturbations de l'environnement naturel (climat, processus géologiques, catastrophes naturelles, incendies de forêt, ravageurs et maladies) qui peuvent entraîner la segmentation d'une forêt en parcelles plus petites; elle peut aussi être provoquée par les facteurs anthropiques que sont l'exploitation forestière (exploitation sylvicole non gérée ou récolte de bois-énergie), la conversion à d'autres utilisations des terres du fait de l'expansion agricole, la conversion en plantations d'arbres, en pâtures, ou encore l'installation de nouveaux établissements humains suite aux migrations de populations ou l'urbanisation et l'aménagement d'infrastructures. La fragmentation des forêts se produit souvent dans la première phase de conversion des espaces forestiers à d'autres modes d'occupation des sols.

La fragmentation transforme la composition, la configuration et les fonctions du territoire.

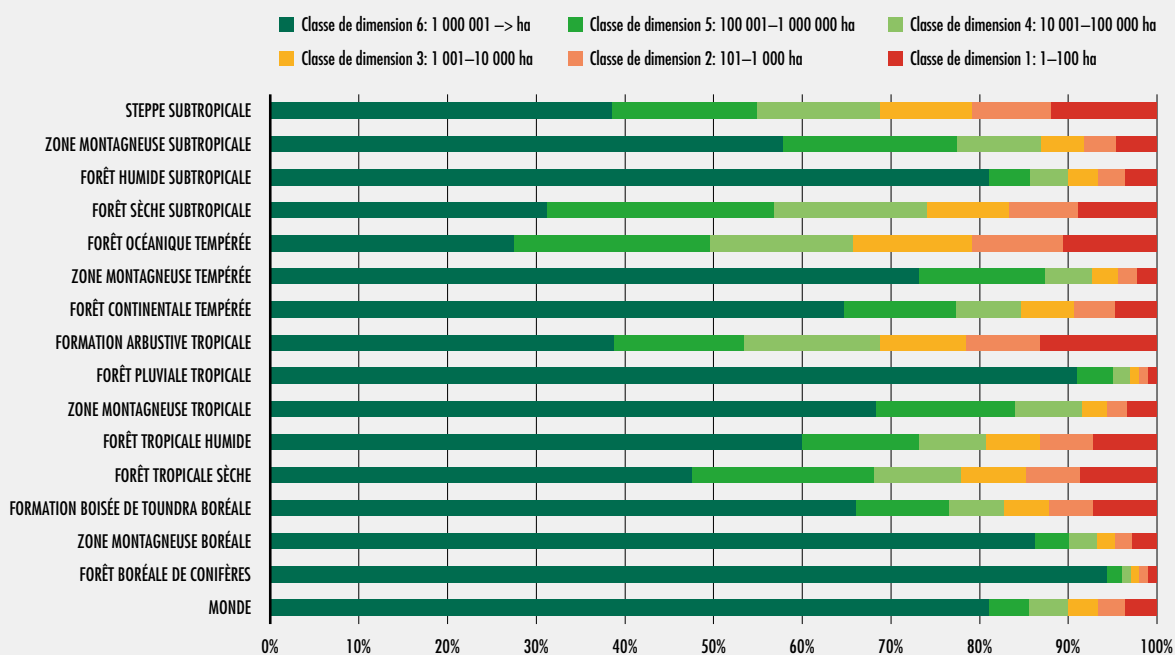
Elle s'accompagne généralement de la destruction ou de l'isolement des habitats, et de nombreuses études montrent que la fragmentation persistante des habitats, en particulier des habitats forestiers, nuit gravement à la biodiversité et au fonctionnement des écosystèmes (Skole et Tucker, 1993; Pereira *et al.*, 2010), même si les conséquences sur ce plan peuvent varier considérablement selon les espèces et selon les types de forêts. La fragmentation est porteuse d'incidences sur presque tous les processus écologiques, de l'échelle génétique à celle des écosystèmes, et affecte la composition et la dynamique des populations végétales et animales. Elle peut aussi avoir pour effet d'accroître les interactions entre le bétail et les animaux sauvages et donc augmenter le risque de transmission de maladies. Certes, on peut constater une augmentation du nombre d'espèces génériques, multihabitats, de lisière ou envahissantes (Laurance *et al.*, 2006) (voir aussi l'[encadré 18](#) sur les **pollinisateurs forestiers** au chapitre 3), mais, pour l'essentiel, la fragmentation des forêts sape la richesse en espèces (Turner, 1996; Zhu *et al.*, 2004). Elle affaiblit la capacité de rétention des nutriments, porte atteinte à la dynamique trophique et, dans les fragments les plus isolés, altère les mouvements des animaux. Il a été démontré que la réduction des massifs en îlots forestiers et l'accentuation de l'isolement de ces îlots entraîne une baisse de 20 à 75 pour cent du taux d'abondance des oiseaux, des mammifères, des insectes et des végétaux, ce qui a des incidences sur les fonctions écologiques, notamment la dispersion des graines, et donc sur la structure des forêts, et contribue aussi à réduire l'éventail des services écosystémiques que sont la fixation de carbone, la maîtrise de l'érosion, la pollinisation et le cycle des nutriments (Haddad *et al.*, 2015).

FIGURE A
EFFETS DE LA FRAGMENTATION DES FORÊTS SUR LES FRAGMENTS RÉSIDUELS



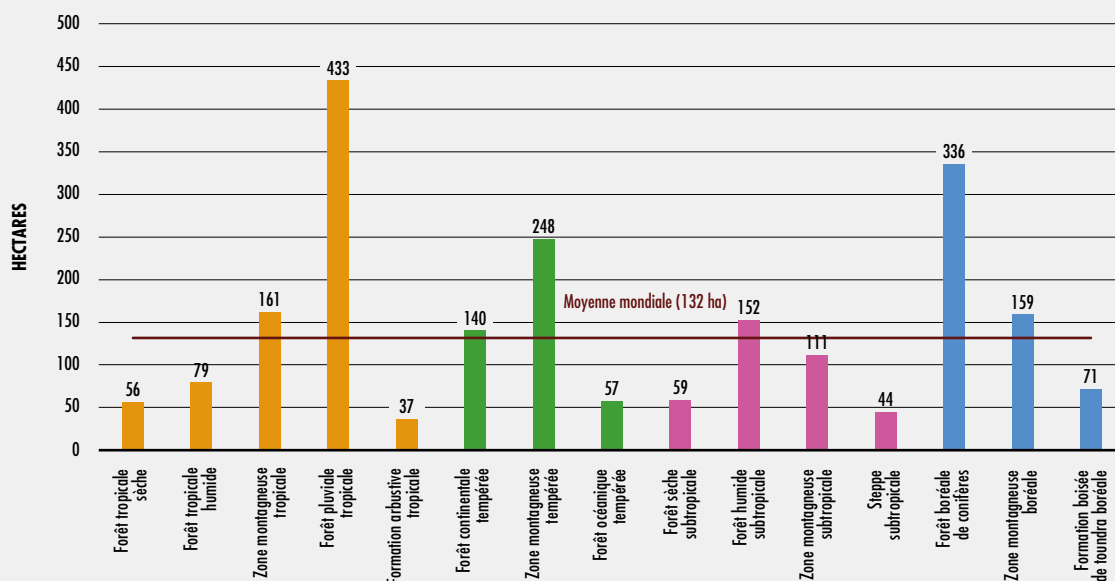
SOURCE: D'après Haddad *et al.*, 2015.

FIGURE 9
SUPERFICIE FORESTIÈRE, EN POURCENTAGE, PAR CLASSES DE DIMENSION DES MASSIFS
ET GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES (2015)



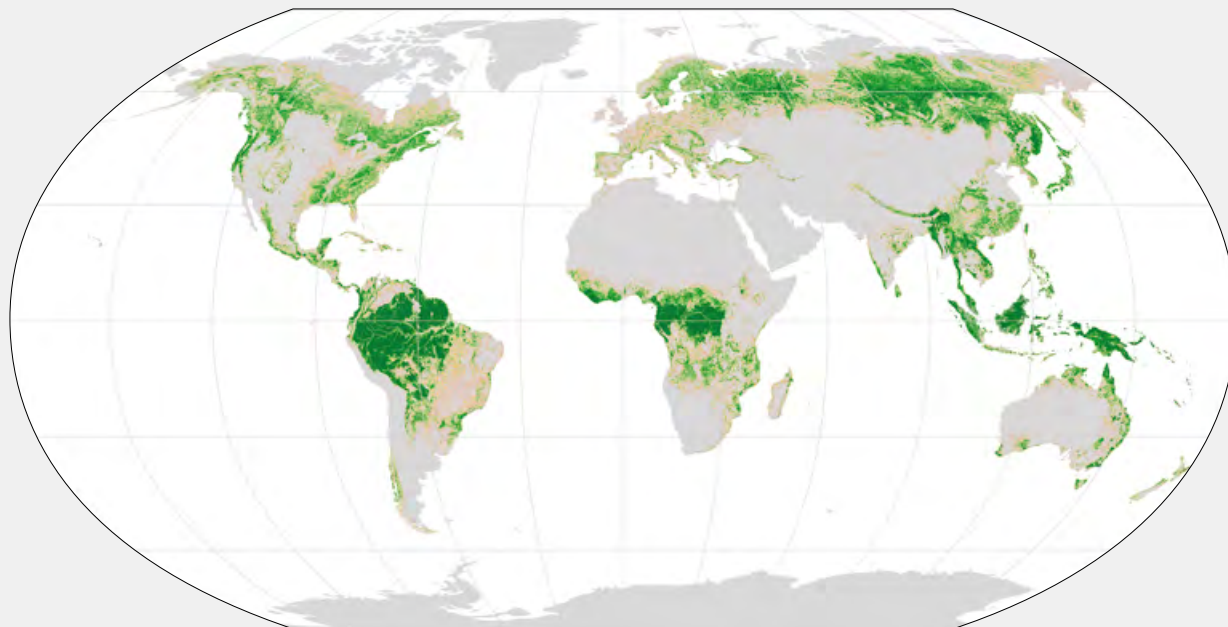
SOURCE: Étude préparée par le CCR et le Service forestier des États-Unis d'Amérique pour la présente publication.

FIGURE 10
DIMENSION MOYENNE DES MASSIFS FORESTIERS PAR GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES, EN HECTARES (2015)



SOURCE: Étude préparée par le CCR et le Service forestier des États-Unis d'Amérique pour la présente publication.

FIGURE 11
INDICE DE DENSITÉ DES ZONES BOISÉES (2015)



NOTE: Carte établie d'après la carte mondiale des couverts végétaux du programme Copernicus (2015). Les mesures du coefficient de densité des surfaces boisées donnent la proportion de ces surfaces dans une fenêtre de 10 x 10 km.

SOURCE: Étude préparée par le CCR et le Service forestier des États-Unis d'Amérique pour la présente publication.

» L'étude a comptabilisé 34,8 millions de massifs forestiers dans le monde, dont la taille varie de 1 hectare (un pixel sur la carte) à 680 millions d'hectares. Les massifs de plus de 1 million d'hectares réunissent environ 80 pour cent de la superficie forestière mondiale; cette catégorie de taille représentait plus de 25 pour cent de la superficie forestière de chacun des types de forêts (figure 9). Toutefois, on ne compte que 149 massifs de ce type au monde, ce qui signifie que la majorité de la superficie forestière mondiale est concentrée dans un très petit nombre de lieux. Les autres forêts sont dispersées à travers le monde et sont de taille modeste en comparaison.

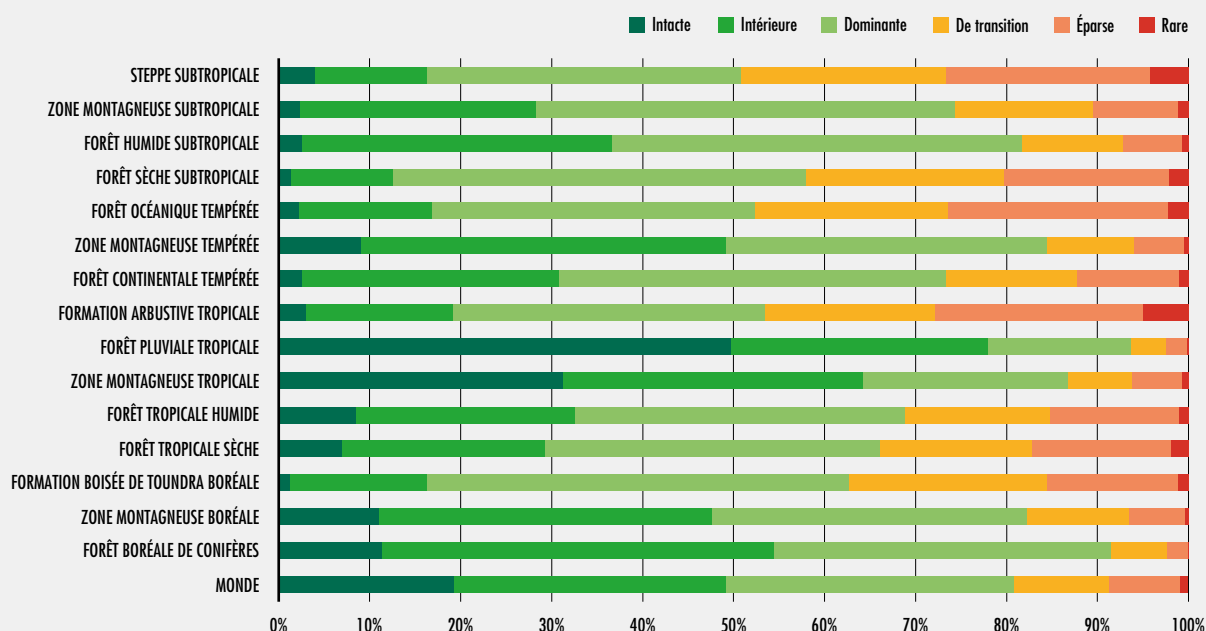
Quelque 34,7 millions de massifs (soit 99,8 pour cent de leur nombre total) sont de superficie inférieure à 1 000 hectares. Ensemble, ils représentent 7 pour cent de la superficie forestière mondiale. La taille moyenne de la totalité des massifs forestiers est de

132 hectares seulement, mais leur taille moyenne par zone écologique est très variable (figure 10). Les zones écologiques où se situent les plus grandes tailles moyennes sont la zone boréale de conifères et la forêt pluviale tropicale.

Près de la moitié de la superficie forestière mondiale (49 pour cent) se range dans les deux classes de densité de superficie forestière les plus élevées (intactes et intérieures) et présente donc un degré d'intégrité élevé (figures 12 et 14). À l'autre extrémité du spectre de densité, 9 pour cent des forêts du monde appartiennent aux classes des forêts rares et éparées, qui sont dotées d'une continuité spatiale faible ou inexistante les faisant considérer comme gravement fragmentées (figures 12 et 15).

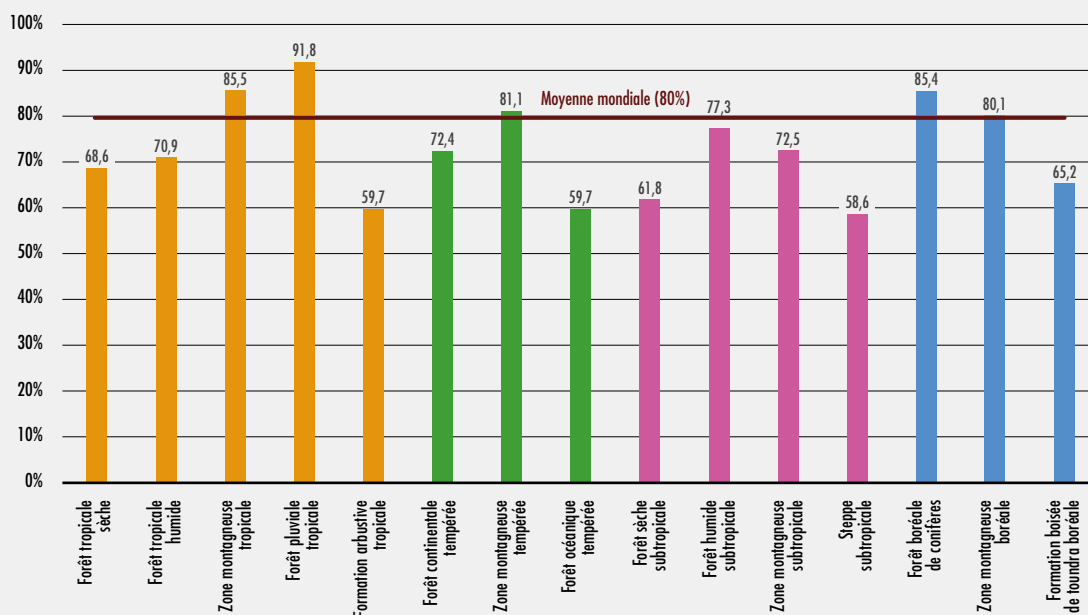
Où se situent les forêts les plus intactes? Les forêts pluviales tropicales et les forêts boréales de conifères, soit les zones écologiques les plus couvertes de »

FIGURE 12
SUPERFICIE FORESTIÈRE, EN POURCENTAGE, PAR CLASSES DE DENSITÉ ET GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES (2015)



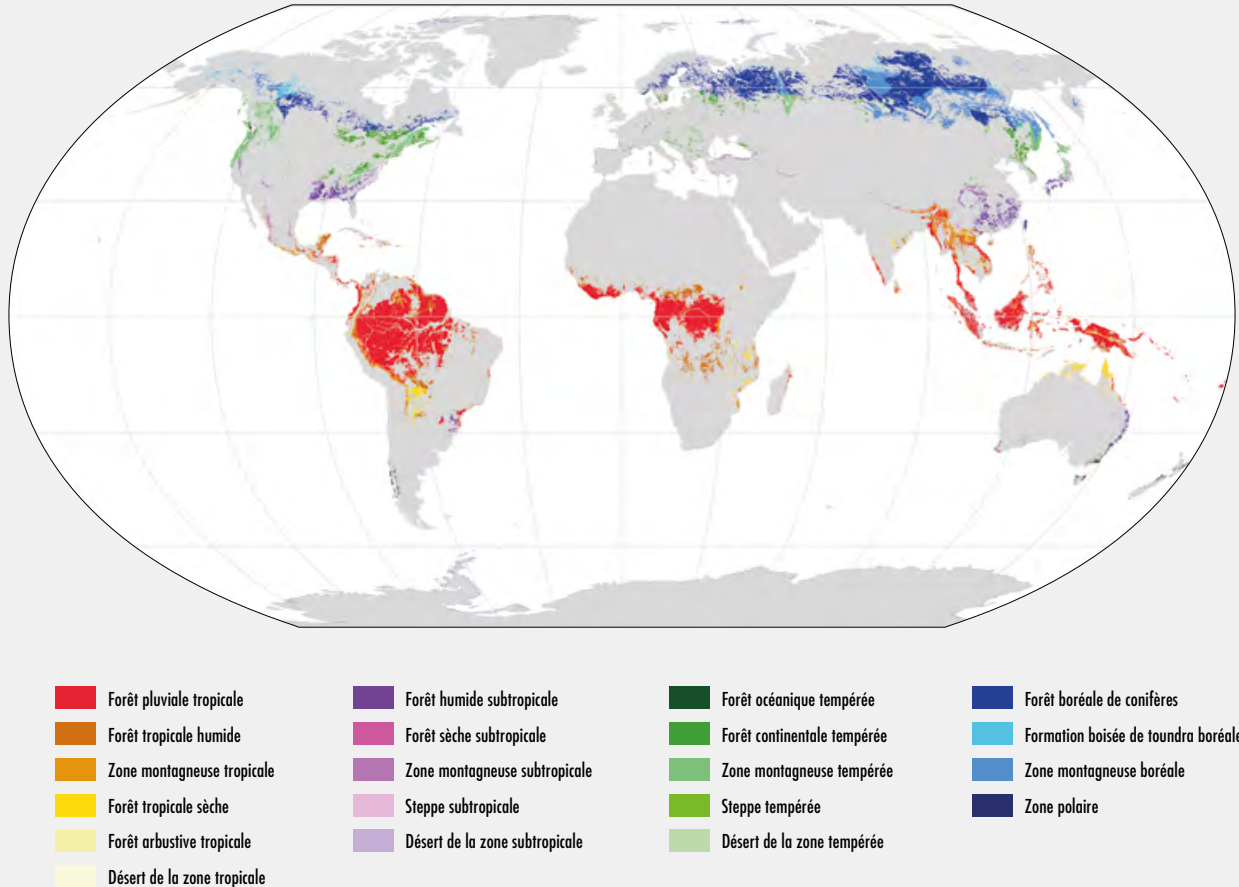
SOURCE: Étude préparée par le CCR et le Service forestier des États-Unis d'Amérique pour la présente publication.

FIGURE 13
DENSITÉ FORESTIÈRE MOYENNE, EN POURCENTAGE, PAR GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES (2015)



SOURCE: Étude préparée par le CCR et le Service forestier des États-Unis d'Amérique pour la présente publication.

FIGURE 14
FORÊTS LES PLUS PRÉSERVÉES, PAR GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES (2015)



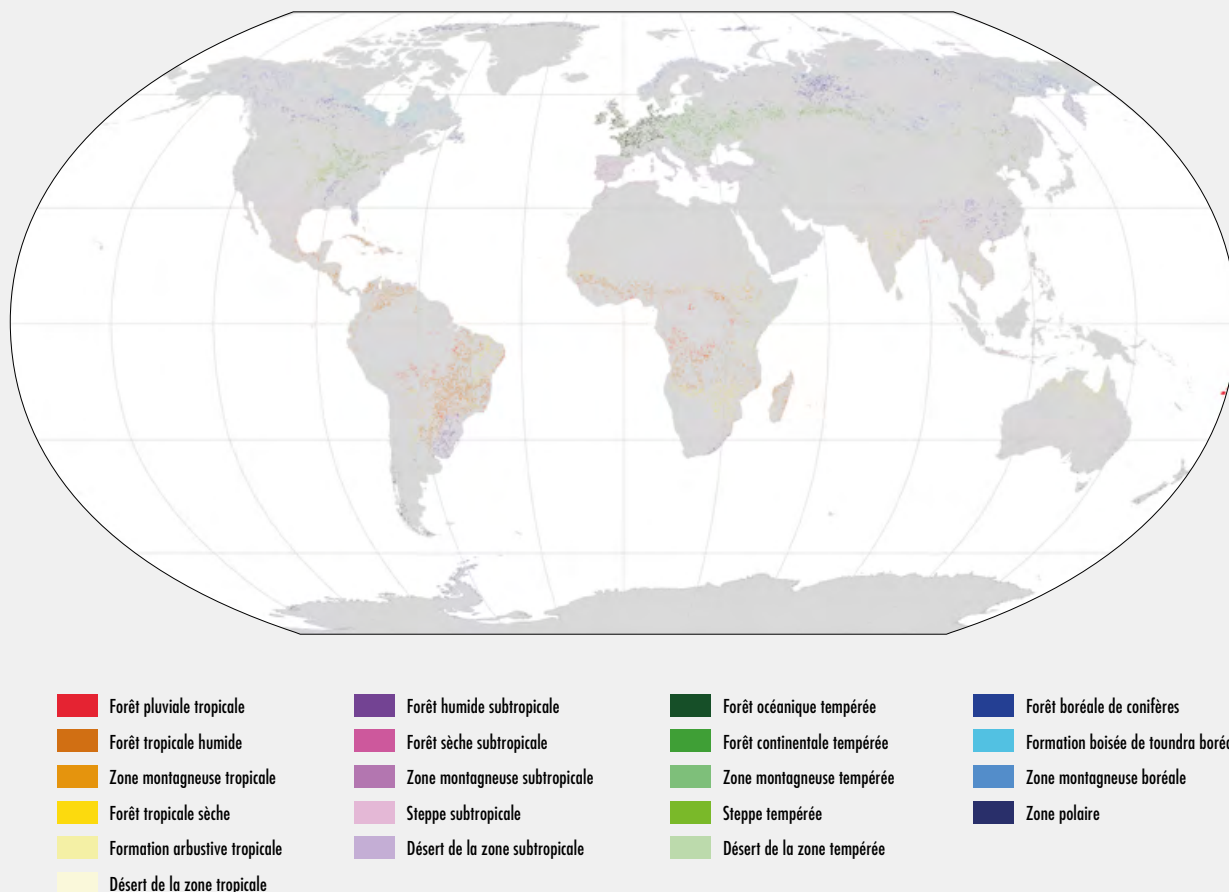
NOTE: La carte montre les forêts aux coefficients de densité des classes «forêt intacte» et «forêt intérieure».

SOURCE: Étude préparée par le CCR et le Service forestier des États-Unis d'Amérique pour la présente publication.

» forêts, sont les écosystèmes forestiers les moins fragmentés et les plus intacts. Plus de 90 pour cent de la superficie forestière de ces zones sont constitués de massifs de plus de 1 million d'hectares et les massifs forestiers dans ces zones sont bien plus grands que la moyenne mondiale (figures 9 et 10). Moins de 2 pour cent de la superficie forestière de ces zones se trouve dans les classes des forêts rares et éparées, et plus de 50 pour cent se trouve dans les classes des forêts intérieures et intactes (figure 12). Ces écosystèmes sont caractérisés par la difficulté d'accès et une faible densité de population.

La moitié de la forêt tropicale pluviale restante appartient à la classe de densité des forêts intactes et 94 pour cent de sa superficie présente une bonne continuité spatiale. Les forêts des bassins de l'Amazonie et du Congo sont les moins fragmentées et les plus étroitement contiguës (figure 14). Toutefois, la conversion des terres dans ces régions provoque des changements rapides. Ces forêts contenant une biodiversité exceptionnelle, leur conservation et leur gestion durable requièrent une attention particulière.

FIGURE 15
FORÊTS LES PLUS FRAGMENTÉES, PAR GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES (2015)



NOTE: La carte montre les forêts aux coefficients de densité des classes «forêts rares» et «forêts éparses».

SOURCE: Étude préparée par le CCR et le Service forestier des États-Unis d'Amérique pour la présente publication.

Dans le biome de la forêt boréale de conifères, principalement au Canada et en Fédération de Russie, 11 pour cent de la superficie forestière appartient à la classe des forêts intactes. La fragmentation de la forêt boréale est principalement liée aux perturbations naturelles (incendies et infestations d'insectes). L'ampleur accrue des incendies de forêt, qui en zone boréale sont corrélés au réchauffement de la planète (Walker *et al.*, 2019), pourrait à la longue accentuer la fragmentation.

Les systèmes montagneux des climats des zones boréale, tempérée et tropicale sont aussi des biomes à accessibilité limitée et à faible densité de population et qui sont aussi porteurs de forêts nettement moins fragmentées que les autres zones écologiques. La taille moyenne de leurs massifs est supérieure à la moyenne mondiale (figure 10); 6 pour cent seulement de leurs formations forestières appartiennent aux classes des forêts rares et éparses et plus de 40 pour cent aux classes des forêts intactes et intérieures (figure 12). L'intégrité de la forêt de ces biomes peut également s'expliquer par le nombre considérable

d'aires protégées que contiennent ces zones, qui ont été instaurées pour sauvegarder les sources d'eau et éviter l'érosion des terres. Les forêts de montagne à faible fragmentation sont les forêts de montagne tempérées d'Amérique du Nord (Appalaches, chaîne des Cascades), les forêts boréales russes (l'Oural, la chaîne de Stanovoy et les monts Sikhote-Alin, qui abritent des espèces menacées comme le tigre de Sibérie) et les montagnes tropicales des régions lacustres d'Afrique centrale, qui sont exceptionnellement riches en espèces et abritent la majeure partie de la population de gorilles de montagne. Malheureusement, certaines de ces forêts sont maintenant confrontées à un risque élevé d'empiètement et de fragmentation en leur périphérie en raison d'une pression démographique croissante.

Où se situent les forêts les plus fragmentées? Les zones écologiques ayant une superficie forestière limitée (moins d'un tiers de leur surface terrestre totale) présentent le degré de fragmentation le plus élevé et la densité moyenne de surface forestière la plus faible (figures 10 et 13); tel est le cas des zones de formations arbustives tropicales, de la steppe subtropicale, de la forêt sèche des zones subtropicales et de la forêt océanique tempérée. Les massifs forestiers de ces zones sont de taille moyenne inférieure à 60 hectares et une forte proportion de leur superficie (environ 20 pour cent) est constituée de formations forestières de moins de 1 000 hectares (figures 9 et 10); ces zones comptent également 20 pour cent de forêt dans les classes des forêts rares et éparses et moins de 20 pour cent dans les classes des forêts intérieures et intactes (figure 12). Alors que certaines de ces zones écologiques présentent un paysage naturellement fragmenté (à l'instar de la steppe subtropicale), dans d'autres, la fragmentation est la conséquence de conversions des terres et des pratiques d'exploitation forestière.

Les zones écologiques de la formation boisée de toundra boréale, de la forêt tropicale sèche et de la forêt tropicale humide possèdent un couvert forestier plus important (plus de 40 pour cent de leur superficie totale), mais la taille moyenne de ces massifs est très nettement inférieure à la moyenne mondiale (figures 9 et 10) et plus de 30 pour cent de ces formations forestières

appartiennent aux classes des forêts rares, des forêts éparses et des forêts de transition (figure 12). Ces biomes comptent moins de 30 pour cent de leur superficie forestière dans les classes des forêts intactes et intérieures, la toundra boréale n'en comptant que 16 pour cent.

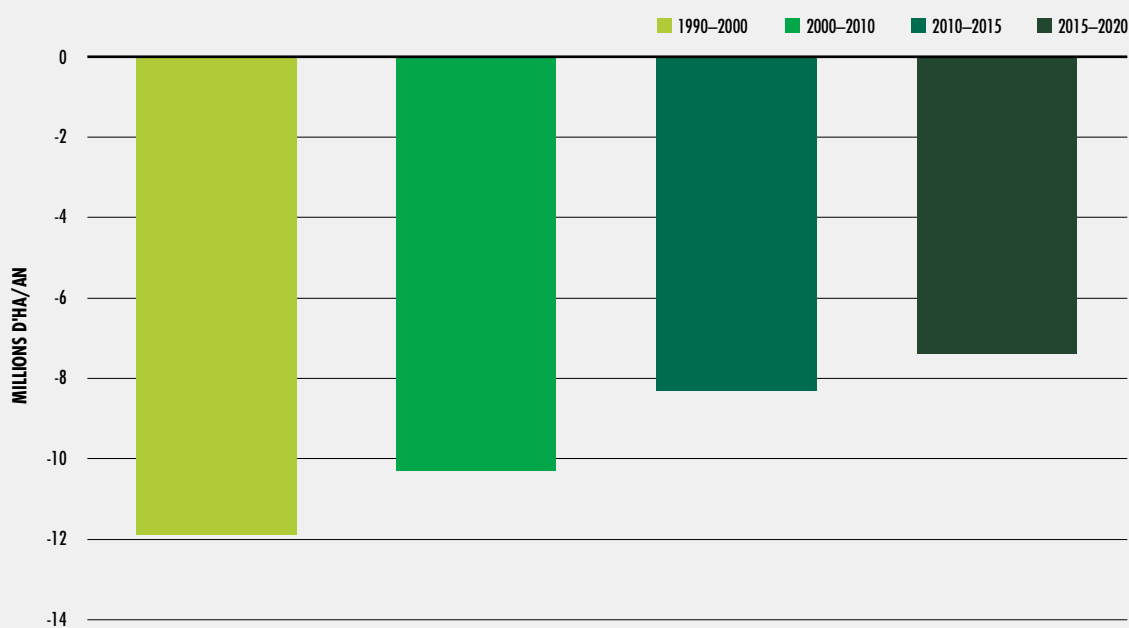
La fragmentation des formations boisées de la toundra boréale est principalement une conséquence des conditions naturelles et de leurs perturbations (perturbations climatiques, incendies et organismes nuisibles). En revanche, les forêts tropicales sèches et humides que sont les forêts du Cerrado au Brésil, le Gran Chaco sud-américain, les formations boisées de Miombo en Afrique australe et les forêts tropicales sèches d'Inde et de la région du Mékong, ont souffert de changements rapides dans la dynamique d'affectation des terres. Ces forêts sont très importantes par la biodiversité qu'elles recèlent et les moyens d'existence qu'elles procurent, mais dans ces zones écologiques, il ne reste qu'un petit nombre de grands massifs forestiers ayant conservé leur continuité spatiale.

Une fois la forêt fragmentée, il est très difficile d'inverser la situation, plus particulièrement pour ce qui est de la perte de biodiversité. Des efforts sont nécessaires pour ressouder les fragments de forêt par la restauration, y compris la création de corridors, de zones tampons ou l'aménagement de zones relais servant de trait d'union au tissu forestier (voir chapitre 5 – *Inverser la déforestation et la dégradation des forêts*). ■

2.4 PROGRÈS ACCOMPLIS DANS LA RÉALISATION DES OBJECTIFS RELATIFS À LA SUPERFICIE FORESTIÈRE

Comme il ressort de la section 2.1 *Situation et évolution de la superficie occupée par les forêts*, on observe des progrès dans l'inversion de la perte de couvert forestier dans le monde, la perte nette de superficie forestière étant passée d'une moyenne de 7,84 millions d'hectares par an dans les années 1990 à 4,74 millions d'hectares par

FIGURE 16
VARIATION ANNUELLE DE LA SUPERFICIE DES FORÊTS NATURELLEMENT RÉGÉNÉRÉES, 1990-2020
(MILLIONS D'HECTARES PAR AN)

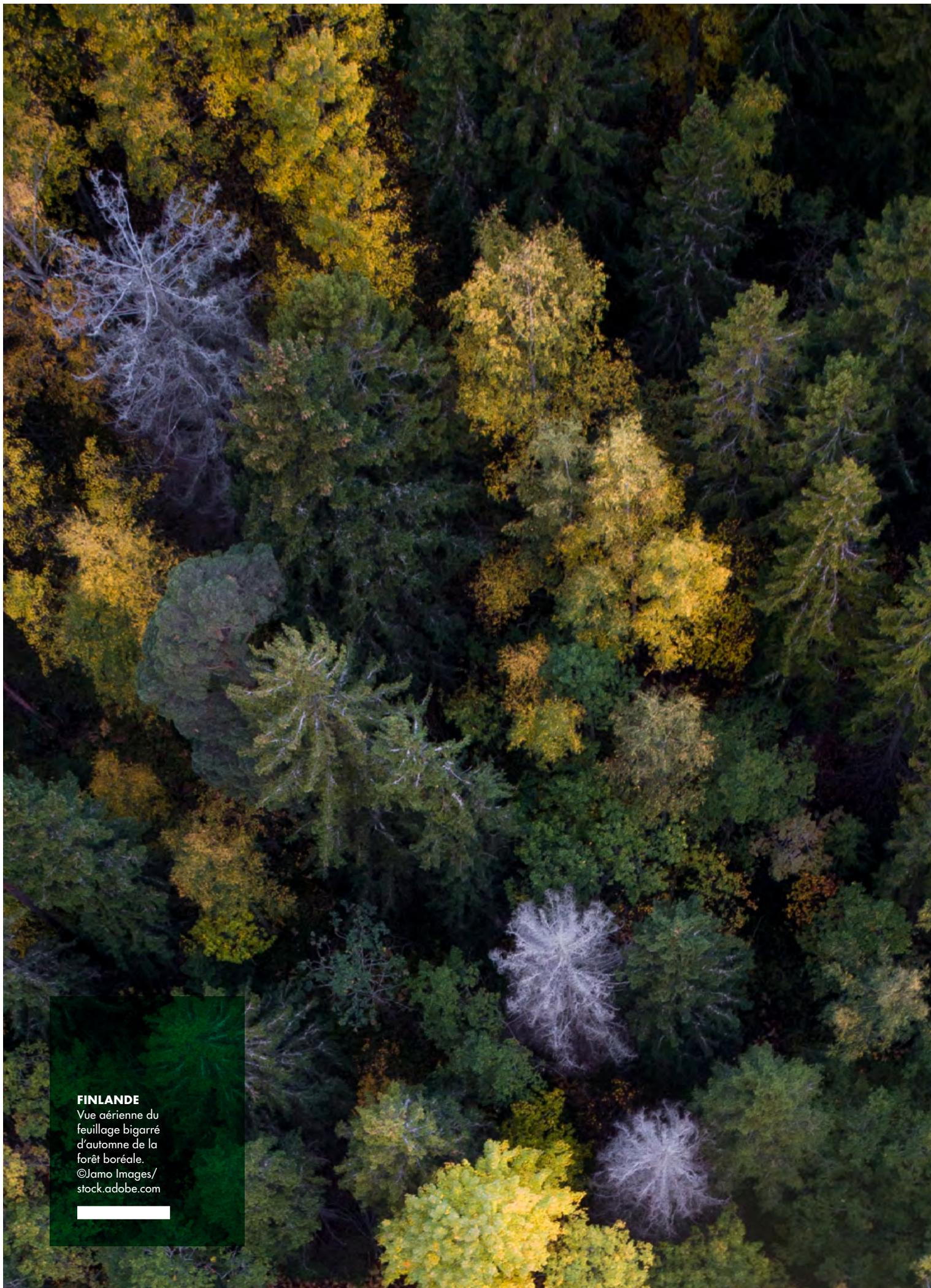


SOURCE: FAO, 2020.

an au cours de la période 2010-2020 (tableau 1). Cependant, l'objectif du Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts (ONU, 2017a) qui est d'augmenter la superficie forestière de 3 pour cent dans le monde d'ici à 2030 (par rapport à 2015) n'est pas en voie d'être atteint.

Au cours de ces 30 dernières années, la superficie des forêts régénérées naturellement a diminué de 7 pour cent (301 millions d'hectares) (FAO, 2020). Le rythme de perte des forêts régénérées naturellement s'est ralenti (figure 16), mais pas suffisamment pour atteindre l'Objectif 5 d'Aichi et l'objectif premier de la Déclaration de New York sur les forêts, à savoir réduire au moins de moitié le taux de perte de forêts naturelles dans le monde à l'horizon 2020 (par rapport à 2010) (encadré 5).

Bien que l'étude du CCR sur la fragmentation n'ait pas examiné l'évolution de la tendance sur la durée, les indications, qui sont fondées sur des modèles de déforestation, montrent que la fragmentation des forêts progresse dans de nombreux pays. Sur une note plus optimiste, 122 pays se sont engagés à fixer des objectifs de neutralité en matière de dégradation des terres et plus de 80 pays se sont déjà fixé des objectifs (CNULCD, 2019a). ■



FINLANDE

Vue aérienne du
feuillage bigarré
d'automne de la
forêt boréale.

©Jamo Images/
stock.adobe.com





CHAPITRE 3 ESPÈCES FORESTIÈRES ET DIVERSITÉ GENÉTIQUE

Messages clés:

1 Les forêts abritent la plus grande partie de la biodiversité des terres émergées de la planète. Il s'ensuit que la conservation de la biodiversité de la planète est hautement tributaire de la manière dont nous interagissons avec les forêts et les utilisons.

2 La biodiversité des forêts varie considérablement en fonction des facteurs que sont le type de forêt, la géographie, le climat et les sols, mais aussi l'utilisation anthropique.

3 Les progrès accomplis pour éviter l'extinction des espèces menacées connues et améliorer leur état de conservation sont lents.

ESPÈCES FORESTIÈRES ET DIVERSITÉ GÉNÉTIQUE

Ce ne sont pas seulement les arbres qui font la forêt, mais aussi les nombreuses espèces végétales et animales qui résident dans son sol, son sous-bois et sa canopée. Les estimations du nombre total d'espèces sur la planète varient de 3 millions à 100 millions (May, 2010). Une estimation de 2011 situe ce nombre à 8,7 millions environ (pour une marge d'approximation de 1,3 million), dont 6,5 millions d'espèces sur terre et 2,2 millions dans les océans (Mora *et al.*, 2011), tandis que l'IPBES (2019a) situe ce nombre à 8 millions environ, dont 5,9 millions d'espèces terrestres. Bien qu'il soit largement rapporté que les forêts abritent 80 pour cent des végétaux et des animaux terrestres, une estimation aussi précise a peu de chances d'être exacte au regard de l'évolution des connaissances sur la biodiversité planétaire.

Les forêts tropicales humides se distinguent en ce qu'elles constituent un réservoir très important de la biodiversité mondiale; on peut citer en exemple les 1 200 espèces de coléoptères hôtes d'une seule espèce d'arbre (Erwin, 1982), le cas de 365 espèces d'arbres dans une parcelle d'un hectare (Valencia, Balslev et Paz y Miño, 1994), celui de 365 espèces végétales contenues dans une parcelle de 0,1 hectare (Gentry et Dodson, 1987) et mentionner une richesse en espèces estimée à la moitié de celle de la planète sur seulement 6 à 7 pour cent de sa superficie (Dirzo et Raven, 2003). Les forêts tropicales et subtropicales (de type xérophile [forêts sèches] et de type humide) contiennent les dix hauts lieux (« hotspots ») de la biodiversité où l'on trouve le plus grand nombre total de vertébrés terrestres supérieurs endémiques et aussi le plus grand nombre d'espèces menacées (Mittermeier *et al.*, 2004; Mittermeier *et al.*, 2011, cité dans IPBES, 2019b).

Ainsi, certes, les arbres sont la composante qui définit la forêt et la diversité des essences peut

donner une indication de la diversité dans son ensemble, mais il y a bien d'autres manières de déterminer l'importance que revêt la biodiversité des forêts. Le présent chapitre examine certains de ces aspects en explorant les progrès accomplis dans la réalisation des grands objectifs de conservation de la biodiversité forestière au niveau des espèces et au niveau génétique (encadré 15). ■

3.1 DIVERSITÉ DES ESPÈCES FORESTIÈRES

Arbres

La base de données GlobalTreeSearch (BGCI, 2019) signale l'existence de 60 082 espèces d'arbres. Ce nombre comprend des palmiers et de nombreuses essences arboricoles (par exemple les arbres fruitiers, le caféier et le palmier à huile) qui ne sont pas des espèces répandues dans les forêts.

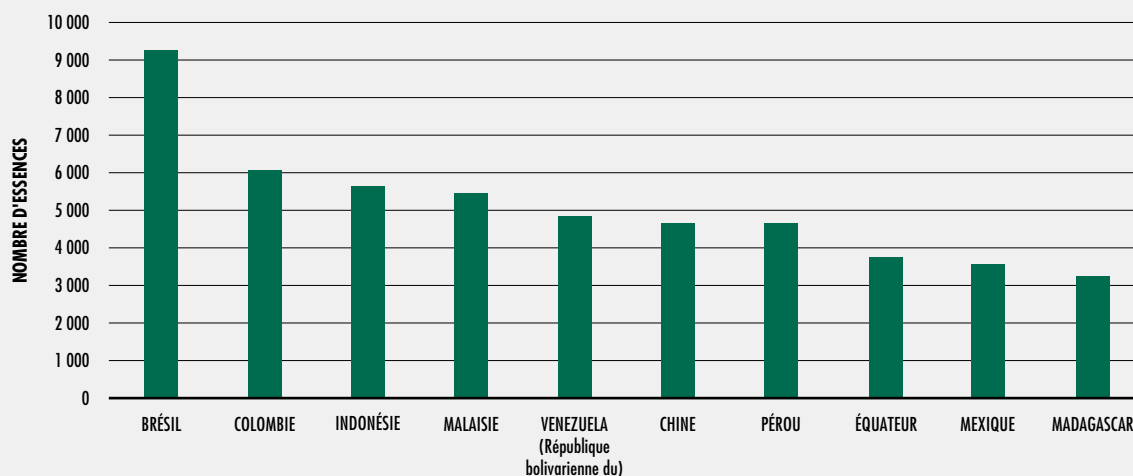
Près de la moitié de toutes les espèces d'arbres (45 pour cent) appartiennent à seulement dix familles. Les trois familles les plus riches sont les fabacées, les rubiacées et les myrtacées. Le Brésil, la Colombie et l'Indonésie sont les pays qui comptent le plus grand nombre d'espèces d'arbres (figure 17). Les pays qui possèdent le plus grand nombre d'espèces endémiques témoignent des grandes tendances en matière de diversité végétale (Australie, Brésil et Chine) ou bien sont des îles où l'isolement a entraîné une spéciation accrue (Indonésie, Madagascar et Papouasie-Nouvelle-Guinée) (figure 18). Près de 58 pour cent de toutes les espèces d'arbres sont endémiques à un seul pays (Beech *et al.*, 2017).

En décembre 2019, un total de 20 334 espèces d'arbres avaient été incluses dans la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN (UICN, 2019a), dont 8 056 classées comme globalement menacées »

ENCADRÉ 15 PRINCIPAUX BUTS, CIBLES ET INDICATEURS DE LA CONSERVATION DES ESPÈCES ET DES RESSOURCES GÉNÉTIQUES FORESTIÈRES

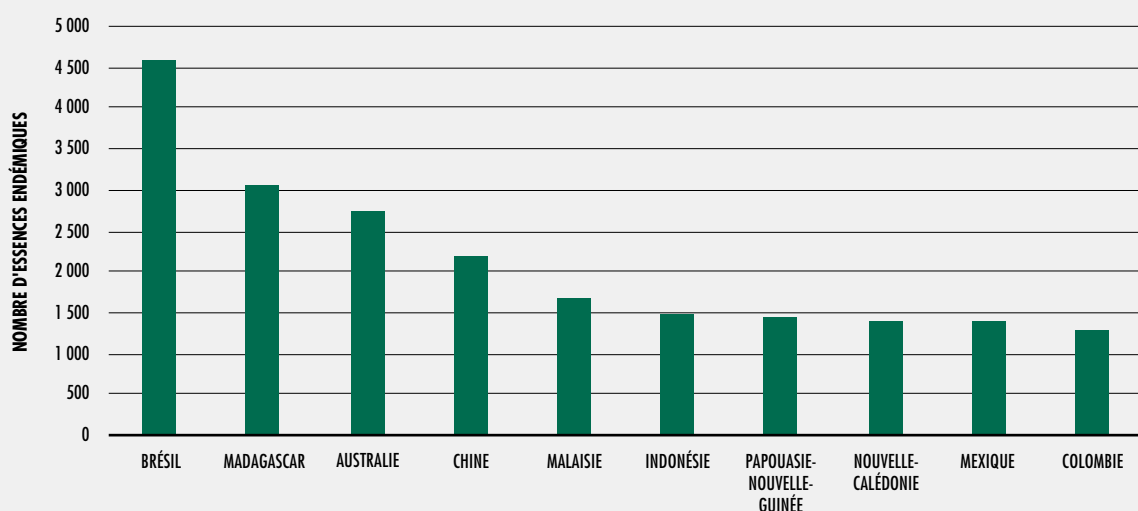
- **Objectif 12 d'Aichi pour la biodiversité:** D'ici à 2020, l'extinction d'espèces que l'on sait menacées est évitée et leur état de conservation, en particulier de celles qui connaissent le plus fort déclin, est amélioré et maintenu.
- **Objectif 13 d'Aichi pour la biodiversité:** D'ici à 2020, la diversité génétique des plantes cultivées, des animaux d'élevage et domestiques et de leurs apparentés sauvages, y compris celle d'autres espèces qui ont une valeur socioéconomique ou culturelle, est préservée, et des stratégies sont élaborées et mises en œuvre pour réduire au minimum l'érosion génétique et sauvegarder leur diversité génétique.
- **Objectif 16 d'Aichi pour la biodiversité:** D'ici à 2015, le Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation est en vigueur et opérationnel, conformément à la législation nationale.

FIGURE 17
LES DIX PAYS COMPTANT LE PLUS GRAND NOMBRE D'ESSENCES



SOURCE: Beech *et al.*, 2017.

FIGURE 18
LES DIX PREMIERS PAYS ET TERRITOIRES PAR LE NOMBRE D'ESSENCES ENDÉMIQUES



SOURCE: Beech *et al.*, 2017.

ENCADRÉ 16
PLUS DE LA MOITIÉ DES ESPÈCES D'ARBRES ENDÉMIQUES D'EUROPE SONT MENACÉES D'EXTINCTION

La Liste rouge européenne des arbres (Rivers *et al.*, 2019), qui rend compte de l'état de conservation des 454 espèces d'arbres autochtones d'Europe, indique que 58 pour cent des arbres endémiques à la région, soit ceux que l'on ne trouve nulle part ailleurs sur Terre, sont menacés, et que 42 pour cent de toutes les espèces autochtones sont menacées d'extinction au niveau régional. Parmi les espèces endémiques, 15 pour cent (66 espèces) ont été évaluées comme étant en danger critique d'extinction, ou sur le point de s'éteindre. Les nuisibles, maladies et végétaux envahissants sont

les plus fortes menaces qui pèsent sur les espèces d'arbres européennes.

Les espèces d'arbres du genre *Sorbus* sont particulièrement touchées; les trois quarts des 170 espèces européennes de *Sorbus* sont en effets déclarées menacées d'extinction.

Le marronnier d'Inde (*Aesculus hippocastanum*) a été évalué comme vulnérable suite à son déclin causé par la mineuse du marronnier (*Cameraria ohridella*), espèce envahissante originaire de régions montagneuses isolées des Balkans ayant envahi le reste de l'Europe.

SOURCE: UICN, 2019b.

ENCADRÉ 17 ARBRES À VALEUR PATRIMONIALE

Au cours des dernières décennies, certains pays, États, districts ou villes ont fait des efforts pour reconnaître et protéger les arbres à valeur patrimoniale (parfois appelés arbres champions, historiques, emblématiques ou importants), soit des sujets considérés comme présentant une valeur sans pareille en raison de leur âge, de leur rareté, de leur grande taille ou de leur beauté ou encore de leur valeur culturelle, historique, botanique ou écologique. Les sujets les plus anciens d'une espèce d'arbre représentent un important pool génétique et contiennent également une bibliothèque vivante des changements climatiques qui se sont produits au cours de centaines voire de milliers d'années (US/ICOMOS, 2019).

Dans le monde entier, divers registres se constituent de ces arbres précieux, emblématiques d'un terroir et néanmoins parfois menacés. Certains registres sont alimentés par la mobilisation de bénévoles et tenus à jour par des ONG nationales, comme le Registre national

des arbres champions aux États-Unis d'Amérique, le Registre des arbres au Royaume-Uni de Grande Bretagne et d'Irlande du Nord et d'Irlande, et le Registre des arbres importants en Australie. Ces registres ne sont généralement soumis à aucun contrôle réglementaire. Toutefois, certains arbres à valeur patrimoniale sont protégés par la loi, au niveau national ou local, ou par des arrêtés municipaux (US/ICOMOS, 2019). À Singapour, par exemple, des arbres à valeur patrimoniale sont sélectionnés pour être protégés par la loi dans le cadre du Programme des arbres à valeur patrimoniale adoptée en 2001, qui fait partie d'un effort national de conservation des arbres non seulement dans les aires protégées mais aussi partout dans les zones urbaines et rurales de Singapour. Dans de nombreuses villes des États-Unis d'Amérique, des ordonnances sur les arbres à valeur patrimoniale empêchent l'enlèvement de certains d'entre eux.

En Italie, une liste d'arbres considérés comme des monuments nationaux, publiée par décret national en 2014, comprend des sujets isolés et des groupes d'arbres présents dans des systèmes agrosylvopastoraux ou dans un cadre urbain; ces arbres sont considérés comme des «monuments verts» en raison de leur âge, de leur taille, de leur morphologie, de leur rareté, des habitats qu'ils procurent à des espèces animales ou de leur valeur historique, culturelle ou religieuse. La collecte d'informations est coordonnée par le Ministère des politiques agricoles, alimentaires et forestières (MIPAAF) et effectuée par les régions, les provinces autonomes et les municipalités, conformément à la loi. La première de ces listes, publiée en 2017, énumérait 2 407 arbres; des mises à jour régulières ont permis d'ajouter 332 et 509 nouveaux arbres en 2018 et 2019, respectivement. Les centres de recherche, les établissements scolaires, les professionnels des forêts, les associations environnementales et les simples citoyens contribuent à enrichir la liste (MIPAAF, 2017; MIPAAF, 2019).



© Infinitisgazi/Wikimedia Commons

Un des arbres monumentaux d'Italie, l'Albero del Piccioni (l'arbre de M. Piccioni) de 24 m de haut, près d'Ascoli Piceno, dans la région des Marches. Un platane oriental (*Platanus orientalis*) de 8,7 m de circonférence, qui était mentionné nommément sur une carte datée de 1718.

» (en danger critique d'extinction, en danger ou vulnérables). Au total, sur les 32 996 espèces d'arbres ayant fait l'objet d'une évaluation de leur besoin de conservation à un échelon donné (national, mondial, régional), 12 145 ont été évaluées comme menacées. Parmi celles-ci, plus de 1 400 espèces d'arbres ont été évaluées

comme étant en danger critique d'extinction et nécessitent des mesures urgentes de conservation (Campagne mondiale pour les arbres, 2020) (voir également l'encadré 16). Les inscriptions d'espèces d'arbres à la CITES ont augmenté ces dernières années en raison de la crainte que la survie de nombreuses espèces d'arbres

de valeur marchande ne soit menacée par la surexploitation. Plus de 900 espèces d'arbres sont désormais inscrites aux annexes de la CITES et leur commerce est réglementé par la CITES; parmi elles figurent les bois de rose, les ébènes et les acajous (CITES, 2019).

Dans certains pays, des efforts sont déployés pour faire reconnaître et protéger certains arbres hors forêt qui se distinguent par leur taille, leur âge, leur valeur historique ou d'autres qualités (encadré 17).

Autres plantes, animaux et champignons des forêts

Environ 391 000 espèces de plantes vasculaires sont répertoriées par les scientifiques (parmi lesquelles les 60 082 arbres mentionnés ci-dessus et plus de 1 600 espèces de bambou [Vorontsova *et al.*, 2016]), dont environ 94 pour cent sont des plantes à fleurs. Parmi celles-ci, 21 pour cent sont probablement menacées d'extinction (Willis, 2017). Environ 60 pour cent de leur total se trouvent dans les forêts tropicales (Burley, 2002). Quelque 144 000 espèces de champignons ont été nommées et classées jusqu'à présent. On estime cependant que la grande majorité (plus de 93 pour cent) des espèces de champignons sont actuellement non répertoriées par les scientifiques, ce qui indique que le nombre total d'espèces de champignons que compte la planète se situe entre 2,2 et 3,8 millions (Willis, 2018).

Près de 70 000 espèces de vertébrés sont répertoriées et décrites (UICN, 2019a). Parmi celles-ci, les forêts fournissent un habitat à près de 5 000 espèces d'amphibiens (80 pour cent de toutes celles qui sont connues), 7 500 espèces d'oiseaux (75 pour cent de tous les oiseaux) et plus de 3 700 mammifères différents (soit 68 pour cent de l'ensemble de leurs espèces) (Vié, Hilton-Taylor et Stuart, 2009). Parmi les espèces emblématiques tributaires des forêts doivent être mentionnés le jaguar d'Amérique latine, les ours d'Amérique du Nord, les gorilles d'Afrique centrale, les lémuriers de Madagascar, les pandas de Chine, l'aigle des Philippines et les koalas d'Australie.

Quelque 1,3 million d'espèces d'invertébrés ont été décrites. Cependant, il en existe beaucoup plus, certaines estimations allant

de 5 à 10 millions d'espèces (voir par exemple Ødegaard, 2000). La plupart sont des insectes, et la grande majorité vit dans les forêts (voir l'exemple de l'encadré 18).

Au niveau mondial, le nombre d'espèces décrites de bactéries et de champignons vivant dans les sols dépasse, respectivement, les 15 000 et 97 000, alors que l'on compte 20 000 ou 25 000 espèces de nématodes, 21 000 espèces de protistes (protozoaires, protophytes et mycétozoaires) et 40 000 espèces d'acariens (Orgiazzi *et al.*, 2016). Toutefois, la plus grande partie du biote du sol est encore inconnue. Les microbes du sol, les pollinisateurs dépendant des forêts (insectes, chauves-souris, oiseaux et certains mammifères) (encadré 18) et les coléoptères saproxyliques (encadré 19) jouent un rôle très important dans le maintien de la biodiversité et des fonctions écosystémiques des forêts.

De même, les mammifères, les oiseaux et d'autres organismes peuvent jouer un rôle majeur dans la structure de l'écosystème des forêts, notamment dans la répartition des arbres, car ils jouent un rôle direct dans la dispersion et la prédation des graines ou en tant qu'herbivores et indirectement du fait que ces architectes écologiques sont eux-mêmes la proie d'autres animaux (Beck, 2008).

Sur les littoraux des zones tropicales, la mangrove procure des frayères et des alevinières à de nombreuses espèces de poissons, mollusques et crustacés. Elle contribue aussi à retenir des sédiments potentiellement nocifs pour les herbiers marins et les récifs coralliens, habitats d'une myriade d'espèces marines.

Évaluer le degré d'importance et le degré d'intégrité de la biodiversité forestière

Importance de la biodiversité forestière. La biodiversité naturelle des forêts varie considérablement en fonction de facteurs que sont le type de forêt, la géographie, le climat et les sols. Une étude menée par le PNUE-WCMC (Hill *et al.*, 2019) montre que la contribution de ces facteurs à la répartition des espèces de mammifères, d'oiseaux, d'amphibiens et de conifères varie selon les régions. Cette analyse utilise la richesse de ces espèces, pondérée par leur rareté »

ENCADRÉ 18 POLLINISATEURS SYLVESTRES

Les pollinisateurs, qu'ils soient élevés ou sauvages, jouent un rôle important dans les complexes forestiers, en fournissant des services de pollinisation aux plantes cultivées, aux plantes sauvages et aux arbres des forêts. Ils sont donc indispensables au maintien de la biodiversité et des fonctions écosystémiques qui s'y rattachent, ainsi qu'à la régénération des arbres et des plantes exploités pour leurs produits forestiers ligneux et non ligneux (PFNL) et contribuent indirectement à la résilience des forêts, à la sécurité alimentaire et aux moyens d'existence. Environ 87,5 pour cent des plantes à fleurs sauvages, dans l'ensemble du monde, sont pollinisées par des animaux (94 pour cent des espèces tropicales et 78 pour cent des espèces tempérées) (Ollerton, Winfree et Tarrant, 2011), tandis que 75 pour cent des 115 principales cultures vivrières bénéficient de la pollinisation animale dans une certaine mesure pour la production de fruits, de légumes ou de semences (Klein *et al.*, 2007). De nombreux pollinisateurs, en particulier les abeilles sauvages et les papillons, n'en sont pas moins menacés (IPBES, 2016). Les résultats d'une nouvelle étude en préparation par la FAO et Bioversity International (Krishnan *et al.*, à paraître) suggèrent que le déclin des populations de pollinisateurs tant sauvages que sous gestion humaine peut avoir de graves conséquences pour la régénération naturelle des forêts et le maintien de la diversité génétique des arbres des forêts, et donc pour leur potentiel d'adaptation au changement climatique et leur résistance aux ravageurs et aux maladies.

Les abeilles sociales sont les plus étudiées, mais un large éventail d'animaux ayant des habitats et des besoins alimentaires divers et variés fournissent aussi des services de pollinisation; *Syzygium cormiflorum*, arbre des forêts pluviales, et les espèces de baobab (*Adansonia* spp.), par exemple, sont pollinisés par les chauves-souris. Les abeilles sont les visiteurs les plus fréquents des fleurs, suivies par les mouches et les lépidoptères (Winfree *et al.*, 2007).

Les pollinisateurs tirent leur subsistance de la diversité des habitats naturels et y trouvent où nicher. Les facteurs qui s'opposent à l'abondance et la diversité des pollinisateurs sont le changement d'affectation des terres, la composition du territoire, la manière dont les forêts sont gérées et le changement climatique (IPBES, 2016; Krishnan *et al.*, à paraître). Le changement des conditions climatiques peut modifier le moment, la qualité et la durée du déploiement des feuilles, de la floraison et de la maturation des fruits. La désynchronisation des interactions entre végétaux et animaux peut avoir un effet néfaste sur les uns et sur les autres.

La fragmentation et la dégradation des habitats, et la rupture de l'unité spatiale des habitats des pollinisateurs, sont compromettantes pour la réussite de la reproduction des pollinisateurs et ont donc pour effet de réduire la taille de leurs populations. On a constaté que les réductions de populations d'insectes pollinisateurs entraînaient une diminution de la diversité pollinique, une augmentation des taux d'autofécondation et un recul de la variation génétique dans les générations suivantes de certaines espèces d'eucalyptus, ce qui se traduit par une dégradation de leur état général, laquelle à son tour pourrait nuire à leur capacité d'adaptation aux modifications du milieu (Breed *et al.*, 2015). L'intensification de la pollinisation sur de grandes distances dans un territoire fragmenté (par exemple dans le cas des oiseaux pollinisateurs) pourrait partiellement compenser ces pertes, selon le degré de fragmentation et selon les espèces en cause (Aguilar *et al.*, 2008).

D'autre part, une perturbation modérée peut améliorer la qualité et la disponibilité des habitats des pollinisateurs et donc avoir un effet positif sur la diversité de ces derniers (IPBES, 2016). La plupart des abeilles, par exemple, semblent préférer une forêt légèrement ouverte à une forêt fermée, et la fragmentation n'a eu sur elles un effet négatif que dans des cas extrêmes (Winfree *et al.*, 2009). Les mouches sont plus résistantes que les abeilles et les autres pollinisateurs aux changements et à la perte de leur habitat; certaines espèces augmentent en nombre avec les changements d'affectation des terres, tandis que d'autres diminuent (Stavert *et al.*, 2007). La gestion forestière peut donc jouer un rôle important dans le maintien et l'apport permanent de pollinisateurs (Krishnan *et al.*, à paraître), mais le choix des mesures à prendre n'est pas simple et doit tenir compte du contexte au sens large. Les pratiques que sont les coupes forestières sélectives et la coupe en taillis, la rétention du bois mort, les brûlages dirigés et le fauchage des herbes peu fréquent, qui génèrent des habitats plus hétérogènes, sont susceptibles d'être bénéfiques pour les pollinisateurs, mais aussi pour d'autres éléments de la biodiversité forestière. Le maintien d'une diversité et d'une abondance florales adéquates dans le sous-étage contribue également à entretenir la diversité des pollinisateurs.

Alors que les insectes sont prédominants dans les populations de pollinisateurs du sous-étage, les oiseaux et les mammifères préfèrent la canopée. La gestion des attributs du territoire doit donc tenir compte de l'ensemble de la communauté des pollinisateurs. La diversité des espèces d'arbres pollinisées par les oiseaux et les

ENCADRÉ 18 (SUITE)

mammifères dans les territoires forestiers doit être entretenue par des pratiques de gestion active, comme le maintien des arbres ou la plantation. Par exemple, au Brésil, on a constaté que les arbres constituaient des relais

pour les oiseaux butineurs de plantes nectarifères dans des terres agricoles par ailleurs homogènes; dans les territoires très fragmentés, ces relais peuvent faciliter la régénération des forêts (Barros *et al.*, 2019).

ENCADRÉ 19 DIVERSITÉ DES COLÉOPTÈRES SAPROXYLIQUES DANS LES FORÊTS MÉDITERRANÉENNES

Les coléoptères saproxyliques sont un groupe d'espèces d'insectes qui dépendent du bois mort ou des champignons décomposeurs du bois (saprophytes) pendant une partie de leur cycle de vie. Ils jouent un rôle important dans les processus de décomposition et sont donc importants pour le cycle des éléments nutritifs des forêts. Ils sont également une source de nourriture pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs, comme les oiseaux. De nombreuses espèces jouent un rôle dans la pollinisation. Dans la région méditerranéenne, on trouve des centres d'endémisme dans le sud-ouest et le sud-est de l'Europe, en Turquie, au Proche-Orient et dans des

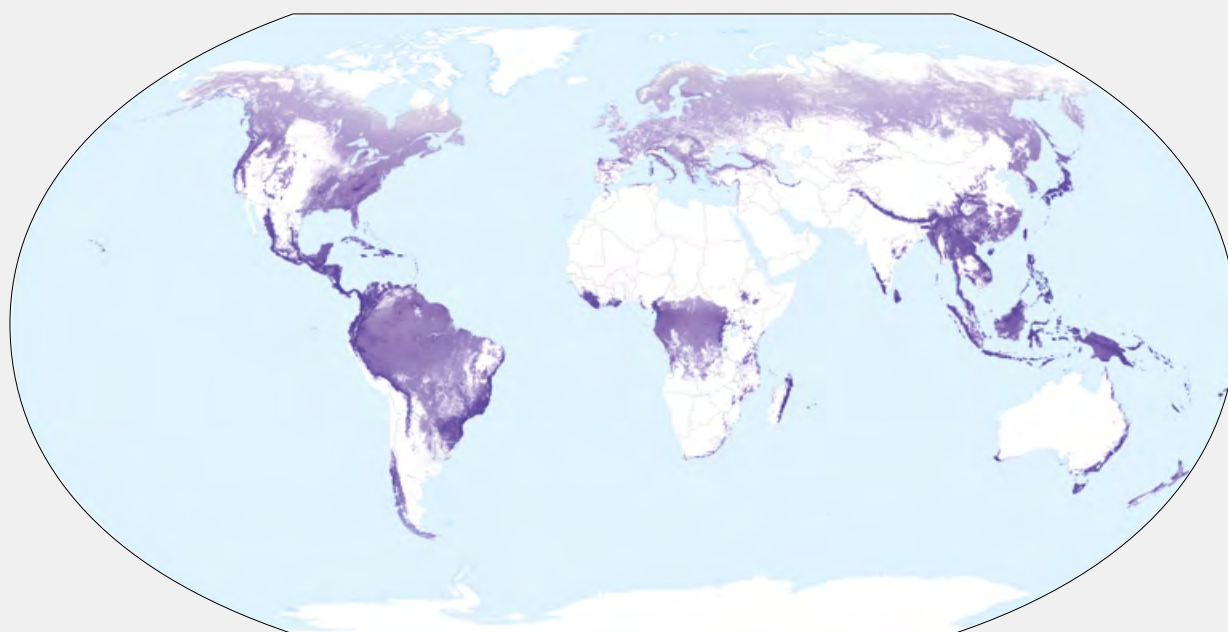
zones topographiquement variées d'Afrique du Nord (par exemple les montagnes de l'Atlas). Les forêts où le chêne est prédominant sont le type de forêt le plus important pour les coléoptères saproxyliques. Les plantations de conifères n'abritent qu'un nombre limité d'espèces, généralement des espèces très répandues assemblées en communautés distinctes de celles que l'on trouve dans les chênaies semi-naturelles. La principale menace pour les coléoptères saproxyliques dans les forêts méditerranéennes est la perte d'habitat due à l'abattage des arbres, au surpâturage et au brûlis.

SOURCE: FAO et Plan Bleu, 2018.

» (ces espèces ayant été choisies car constituant les seuls groupes dont les aires de répartition avaient fait l'objet d'une évaluation complète à ce moment-là), d'après les données de la Liste rouge de l'UICN; ces données s'accompagnant de cartes de répartition spatiale de chacune des espèces. La carte des degrés de l'importance de la biodiversité (figure 19) montre des similitudes avec celle de la répartition des zones d'oiseaux endémiques et des points névralgiques de la biodiversité (Myers, 1990; Stattersfield *et al.*, 1998; Mittermeier *et al.*, 1998; Mittermeier *et al.*, 2004), mais elle repose sur un nombre d'espèces beaucoup plus grand.

La plupart des habitats forestiers des régions tempérées ont de faibles valeurs du point de vue de l'importance de leur biodiversité, d'une part parce qu'ils abritent moins d'espèces que ceux des tropiques, mais aussi parce que les espèces qu'ils abritent présentent le plus souvent une répartition géographique plus étendue que celles d'autres régions du monde (figure 19). Les forêts tropicales de plaine dans les bassins de l'Amazonie et du Congo présentent des degrés d'importance de valeur intermédiaire; en effet, alors même que ces forêts sont riches en espèces, les espèces présentes se répartissent sur de vastes territoires, de sorte que la contribution de chaque point de cet espace au total de l'aire

FIGURE 19
DEGRÉ D'IMPORTANCE DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE EN 2018 (CONTRIBUTION DE
CHAQUE LIEU À LA RÉPARTITION DES MAMMIFÈRES, OISEAUX, AMPHIBIENS ET DES
CONIFÈRES SYLVICOLES)



DEGRÉ D'IMPORTANCE DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

FAIBLE ÉLEVÉ

SOURCE: Hill *et al.*, 2019.

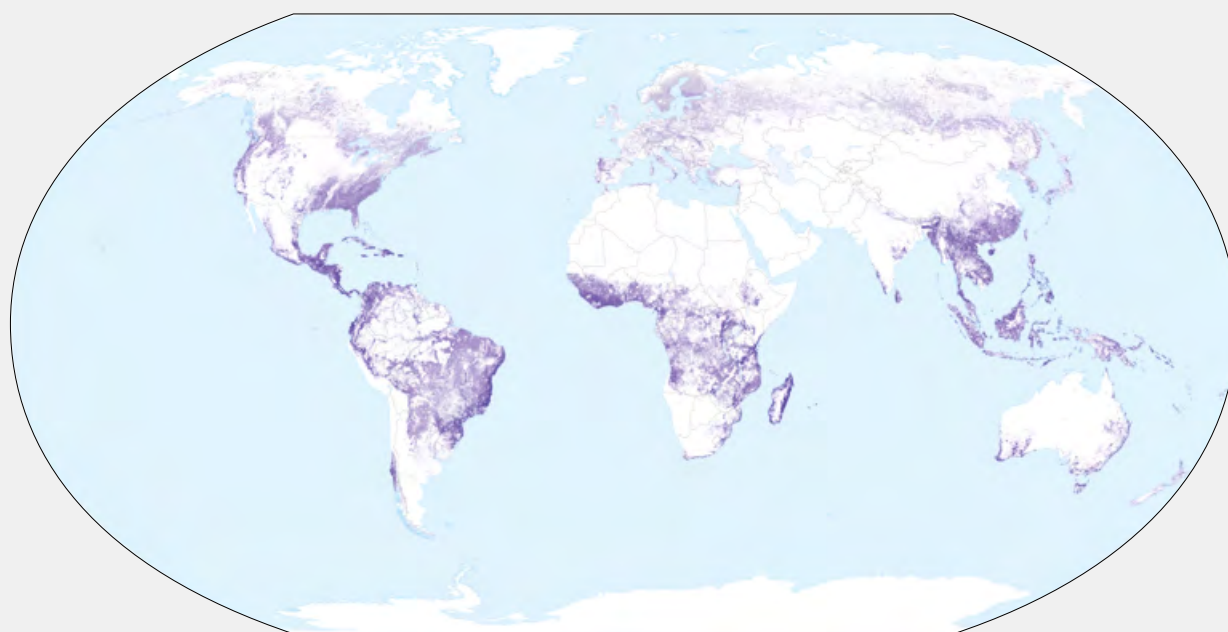
de répartition de ces espèces reste faible. Les régions qui ont la valeur la plus haute du point de vue de l'importance de leur biodiversité au niveau mondial sont celles qui abritent de nombreuses espèces, espèces qui ont une aire de répartition de taille modeste, comme les forêts de montagne d'Amérique du Sud, d'Afrique et d'Asie du Sud-Est et les forêts de plaine de l'Asie du Sud-Est insulaire, le Brésil côtier, l'Australie, l'Amérique centrale et les îles des Caraïbes.

La [figure 20](#), conçue à partir d'une analyse de l'incidence de la perte de couvert forestier sur le degré d'importance de la biodiversité forestière, au cours de la période 2000-2018, indique les lieux où la disparition d'habitats forestiers

pourrait avoir un impact mondial disproportionné sur les espèces tributaires des forêts. Les régions les plus notables à cet égard sont Madagascar, certaines parties de l'est du Brésil, l'Amérique centrale, l'Asie du Sud-Est, l'Afrique de l'Ouest, l'Australie et le nord de la Nouvelle-Zélande.

Intégrité de la biodiversité forestière. La [figure 21](#), qui fait apparaître le degré d'intégrité de la biodiversité forestière, illustre les impacts des modifications des forêts et de la densité de la population humaine sur les assemblages d'espèces; elle a été élaborée à partir de la relation modélisée entre les pressions anthropiques et les modifications de composition des communautés d'espèces. Comme on pouvait s'y attendre, l'intégrité

FIGURE 20
DEGRÉ D'IMPORTANCE DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE EN CE QUI CONCERNE LES PERTES DE COUVERT
FORESTIER SUR LA PÉRIODE 2000-2018 (CONTRIBUTION DE CHAQUE LIEU À LA RÉPARTITION DES
MAMMIFÈRES, OISEAUX, AMPHIBIENS ET DES CONIFÈRES SYLVICOLES)



DEGRÉ D'IMPORTANCE DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

FAIBLE ÉLEVÉ

NOTE: Les valeurs concernent les zones où le couvert forestier a été en grande partie perdu (année 2000).
SOURCE: Hill *et al.*, 2019.

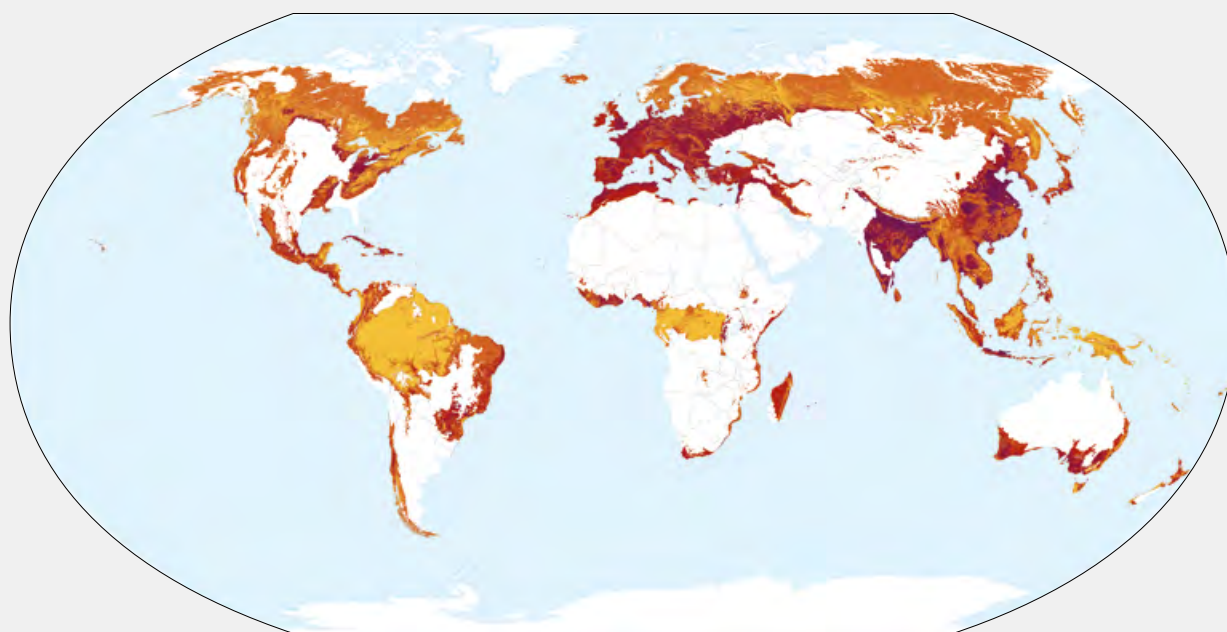
de la biodiversité est réduite dans les zones où les populations humaines sont denses et où l'exploitation agricole des sols est intense, comme cela est le cas en Europe et dans certaines régions du Bangladesh, de la Chine, de l'Inde et de l'Amérique du Nord. L'Australie méridionale, le Brésil côtier, Madagascar, l'Afrique du Sud et l'Afrique du Nord ressortent aussi comme zones où la biodiversité souffre de pertes d'intégrité considérables.

Superposer les types de mesure afin de planifier la conservation. La mesure du degré d'importance de la biodiversité et celle de l'intégrité de la biodiversité sont d'utilité complémentaire pour les politiques et les pratiques de conservation.

Il est important de sauvegarder les zones à haut degré d'importance car la perte de biodiversité dans ces zones ne ferait qu'augmenter le risque d'extinction des espèces. Il est important de sauvegarder les zones à forte intégrité en matière de biodiversité afin de maintenir le fonctionnement des écosystèmes, de préserver la résilience des communautés face aux pressions qu'exercent notamment sur elles le changement climatique et d'aider à l'atténuation des changements climatiques (Steffen *et al.*, 2015).

La superposition de la carte du degré d'importance de la biodiversité à celle du degré d'intégrité de la biodiversité (figure 22) met en évidence des zones présentant des valeurs élevées

FIGURE 21
DEGRÉ D'INTÉGRITÉ DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE (2018)



DEGRÉ D'INTÉGRITÉ DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE



FAIBLE ÉLEVÉ

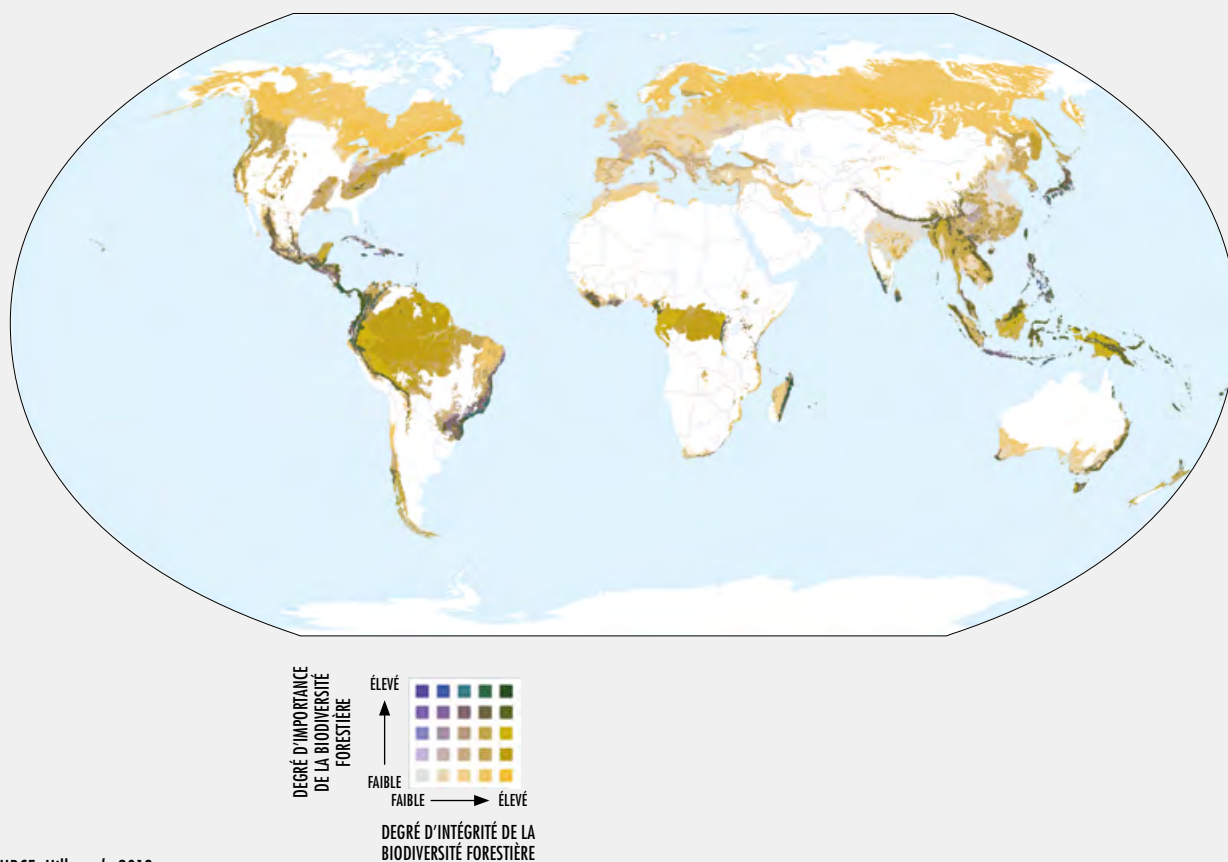
SOURCE: Hill *et al.*, 2019.

pour les deux paramètres, soit notamment le nord des Andes et l'Amérique centrale, le sud-est du Brésil, certaines parties du bassin du Congo, le sud du Japon, l'Himalaya et diverses parties de l'Asie du Sud-Est et de la Nouvelle-Guinée (figure 23). D'autres régions se distinguent par des valeurs élevées pour un paramètre mais pas pour l'autre. L'Europe, par exemple, se distingue par de vastes zones avec une haute intégrité de la biodiversité, dans le nord-est, et des zones à haut degré d'importance de biodiversité, dans le sud (figure 23D).

De telles superpositions fournissent des informations précieuses pour la planification de la conservation. Par exemple, les territoires à

haute importance mondiale mais dont l'intégrité a souffert peuvent être une bonne cible pour les efforts de restauration. Les territoires présentant un haut degré à la fois d'intégrité et d'importance de la biodiversité possèdent une densité relativement élevée d'espèces indigènes dans des secteurs géographiques restreints et il peut par conséquent être important de les préserver, au moyen d'actions à grande échelle ou de mesures de conservation au niveau des sites (classement en aires protégées, par exemple). L'étendue des aires protégées dans les forêts situées dans ce type de zone écologique est déjà relativement conséquente (voir chapitre 6 – *Conservation et utilisation durable des forêts et de la biodiversité forestière*), mais lorsqu'elles ne sont pas encore

FIGURE 22
 CARTE À DEUX VARIABLES INDICANT LE DEGRÉ D'IMPORTANCE ET LE DEGRÉ D'INTÉGRITÉ
 DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE DANS LES BIOMES FORESTIERS (2018)



SOURCE: Hill *et al.*, 2019.

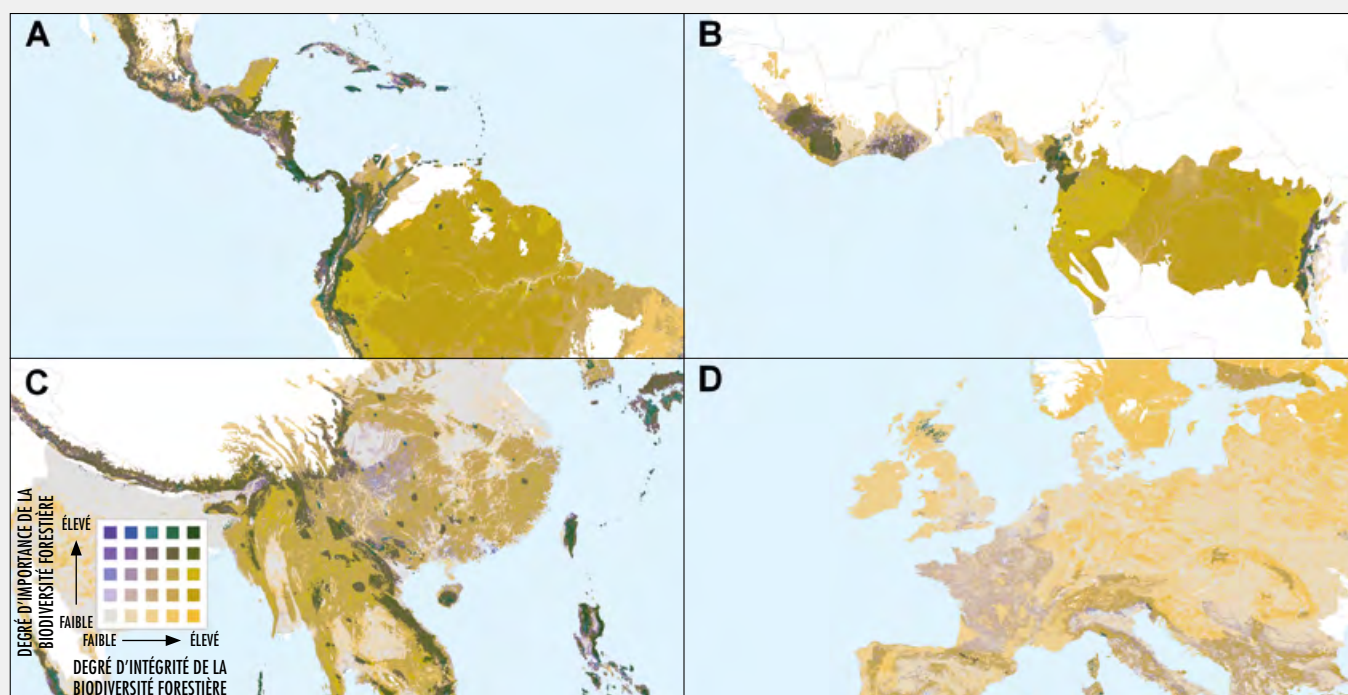
protégées, ces zones doivent être considérées comme prioritaires pour la création de nouvelles aires protégées; les forêts de montagne du nord des Andes en fournissent une illustration.

Les résultats mis en évidence ici sont utiles aussi bien aux politiques internationales qu'aux politiques nationales, soit notamment les stratégies et plans d'action nationaux pour la biodiversité mis en place dans le cadre de la CDB. En outre, une cartographie des pertes de zones à haut degré d'importance et des pertes d'intégrité au fil du temps peut être utile pour suivre les progrès accomplis vers certains buts et cibles pertinents, dont l'Objectif 5 d'Aichi (perte

et dégradation d'habitats), le onzième Objectif d'Aichi (zones importantes pour la biodiversité) et le douzième Objectif d'Aichi (prévenir l'extinction et le déclin des espèces menacées). Les données sur les pertes de forêt, corrélées à la biodiversité, peuvent aussi éclairer la planification nationale se donnant pour objectif de freiner la déforestation et la dégradation des forêts, mais aussi les politiques d'investissement.

Il sera bientôt possible de mettre au point des outils qui combinent des données de télédétection avec des algorithmes pour faire apparaître, en temps quasi réel, les pertes de forêt et leurs conséquences pour la biodiversité,

FIGURE 23
DÉTAILS DE LA CARTE À DEUX VARIABLES INDICANT LE DEGRÉ D'IMPORTANCE ET LE DEGRÉ D'INTÉGRITÉ
DE LA BIODIVERSITÉ DANS LES BIOMES FORESTIERS EN 2018: AMÉRIQUE CENTRALE ET DU SUD (A);
AFRIQUE CENTRALE ET DE L'OUEST (B), CHINE ET ASIE DU SUD-EST (C), EUROPE OCCIDENTALE (D)



NOTE: Les échelles spatiales varient selon les images.
SOURCE: Hill *et al.*, 2019.

ce qui permettrait d'agir rapidement sur le terrain. C'est ainsi que l'Observatoire mondial des forêts (*Global Forest Watch*) propose sur sa plateforme les couches cartographiques des degrés d'importance et d'intégrité de la biodiversité à l'échelle mondiale (<https://www.globalforestwatch.org/?lang=fr>).

Mesure de l'évolution des populations de vertébrés forestiers

Les processus mondiaux de fixation d'objectifs et de suivi des progrès utilisent généralement des mesures fondées sur la superficie forestière comme indicateurs indirects de la diversité biologique des forêts; c'est le cas par exemple

de l'Objectif 5 d'Aichi qui consiste à réduire de moitié le rythme de pertes de zones forestières et d'autres habitats naturels d'ici à 2020. Toutefois, dans une étude récente, Green *et al.* (2019a,b) se demandent si les modifications de superficie représentent un indicateur indirect fiable de l'évolution des populations de vertébrés des forêts.

Pour cette étude, les auteurs ont utilisé des séries chronologiques d'abondance provenant de la base de données Living Planet Database (ZSL et WWF, 2014) portant sur 1 668 populations de vertébrés forestiers, afin d'évaluer l'incidence des modifications du couvert arboré sur les populations de vertébrés forestiers. »

ENCADRÉ 20
POPULATIONS DE PRIMATES DANS UNE FORÊT EN RÉGÉNÉRATION SUR DES TERRES AGRICOLES
(COSTA RICA)

Le parc national de Santa Rosa au Costa Rica a été créé en 1971 sur des terres de pâturages extensifs réhabilitées. Depuis son classement en 1971, le parc est protégé de la chasse, des perturbations anthropiques et de l'exploitation forestière, ce qui a eu pour conséquence de restituer les anciens pâturages à leur vocation forestière.

Le suivi dans la durée des populations de singes hurleurs à manteau (*Alouatta palliata*) et des capucins à face blanche (*Cebus capucinus*) a montré que le rétablissement de leurs populations accompagnait celui des forêts (figure A), mais a aussi dégagé d'autres facteurs qui conditionnent la taille des populations et s'ajoutent à ceux de la superficie et de l'état des forêts (Fedigan et Jack, 2012; Green *et al.*, 2019a). Les capucins peuvent habiter des massifs forestiers

assez jeunes et la dernière enquête menée à Santa Rosa a montré que la population avait augmenté de façon continue depuis les années 1980. Mais les singes hurleurs, eux, préfèrent les forêts arrivées à maturité (au moins 60 ans) et le plateau que leur courbe de population a atteint dans les années 1990 conduit à penser que la population a atteint la capacité de charge actuelle du parc national.

Les singes-araignées de Geoffroy (*Ateles geoffroyi*) sont eux aussi présents à Santa Rosa, mais seulement dans de grandes poches de forêt ancienne (au moins 100 à 200 ans). Il faudra peut-être plusieurs décennies pour que les populations de cette espèce réagissent à l'augmentation du couvert forestier et à la maturation des arbres.

FIGURE A
POPULATIONS DE SINGES DANS LE PARC NATIONAL DE SANTA ROSA (COSTA RICA)



SOURCE: Green *et al.*, 2019a.

» L'imagerie satellite a été utilisée pour évaluer les modifications du couvert arboré sur la période 1982-2016. L'analyse a été répétée pour 175 populations d'espèces «spécialistes des milieux forestiers», soit des espèces qui ne se trouvent que dans les forêts et dans aucun autre écosystème.

Si l'on considère l'ensemble des données mondiales, les analyses n'ont pas révélé de lien particulier, du point de vue statistique, entre les modifications du couvert arboré et les modifications des populations des espèces de vertébrés hôtes des forêts ni des espèces spécialistes des milieux forestiers. Il semble donc qu'à l'échelle mondiale, les populations de vertébrés sylvestres ne réagissent pas de manière uniforme aux modifications du couvert arboré qui les entoure. Dans les zones où le couvert arboré s'est accru on ne voit pas nécessairement s'opérer une remontée des autres composantes de la biodiversité forestière, probablement en raison de pressions non liées à la perte d'habitat. Toutefois, à l'échelle locale, un lien statistique significatif apparaissait dans des cas spécifiques. Les valeurs annuelles d'abondance de 40 des 175 populations d'espèces spécialistes des milieux forestiers montraient une corrélation positive avec les modifications du couvert arboré, tandis que d'autres montraient une corrélation négative ou une absence de corrélation. Les décalages dans le temps entre les modifications du couvert arboré et l'évolution des populations ont été pris en compte, car les vertébrés des forêts peuvent mettre plusieurs années à réagir aux modifications de leur habitat. Les publications de référence où sont communiquées les données sur ces populations particulières aux forêts indiquaient aussi d'autres facteurs qui influent sur la taille des populations des espèces au niveau local (voir l'exemple dans l'encadré 20), ce qui vient renforcer l'idée qu'on ne saurait se contenter des modifications du couvert forestier comme indicateur indirect unique de l'évolution des populations de vertébrés.

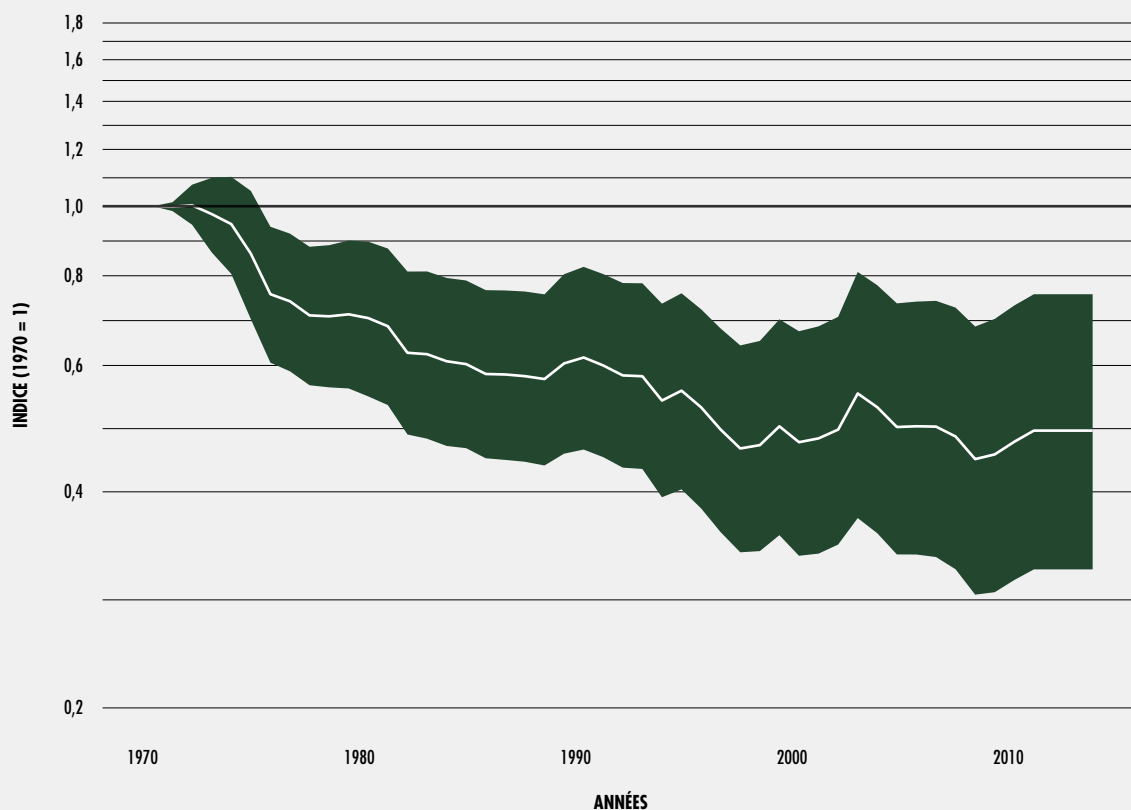
Élaboration d'un indice des espèces spécialistes des milieux forestiers. Dans le cadre de l'étude de la biodiversité des vertébrés forestiers dont il a été question plus haut, Green *et al.* (2019a) ont élaboré un indice des espèces spécialistes des milieux forestiers comme éventuel indicateur

mondial des tendances de la biodiversité en-dessous de la canopée. Cet indice a été créé en extrayant des informations sur les espèces spécialistes des milieux forestiers de l'indice Living Planet Index (ZSL et WWF, 2014), qui suit la moyenne d'évolution de l'abondance de milliers de populations de vertébrés dans le monde. Environ 75 pour cent des espèces spécialistes sont hôtes de forêts tropicales, qui sont les forêts du monde les plus riches en biodiversité.

L'indice des espèces spécialistes des milieux forestiers a reculé de 53 pour cent entre 1970 et 2014, passant d'une valeur initiale de 1,0 à une valeur de 0,47 (figure 24), ce qui indique que les 455 populations d'espèces spécialistes des milieux forestiers ayant fait l'objet d'un suivi ont vu leur nombre total d'individus réduit de moitié en moyenne au cours de la période, soit un taux annuel de déclin de 1,7 pour cent. C'était le même chez les mammifères, les amphibiens et les reptiles, mais il était moins marqué chez les oiseaux, notamment ceux des forêts tempérées. Le recul de l'indice a été le plus fort entre 1970 et 1976, après quoi le déclin s'est poursuivi à un rythme plus lent. Dans les deux dernières années de la période, le nombre des espèces en augmentation a dépassé celui des espèces en déclin. Il n'est toutefois pas certain que cette inversion de tendance soit le signe d'une amélioration sensible sur le long terme s'agissant de l'abondance des espèces spécialistes des milieux forestiers, car les améliorations précédentes ont toutes été suivies d'une baisse. Chaque espèce montrait un mélange de tendances positives, stables et négatives dans les forêts tropicales et tempérées; dans les premières prédominaient les tendances négatives et dans les deuxièmes les tendances positives.

L'indice des espèces spécialistes des milieux forestiers pourrait s'avérer utile en complément des indicateurs existants dans le cadre du suivi des progrès réalisés vers l'ODD 15, le cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020 de la CDB et les objectifs de l'Accord de Paris. Le Partenariat pour les indicateurs de la biodiversité (2018) l'a proposé comme moyen de mesurer les progrès accomplis dans la réalisation des Objectifs d'Aichi 5, 7 et 12.

FIGURE 24
BAISSE GÉNÉRALE D'UN INDICE DES ESPÈCES SPÉCIALISTES DE LA FORÊT REGROUPANT
268 ESPÈCES DE VERTÉBRÉS DES FORÊTS (455 POPULATIONS), 1970-2014



NOTE: La ligne en trait plein indique les valeurs d'indice pondérées; la partie foncée indique l'intervalle de confiance de 95 pour cent des valeurs de l'indice.
SOURCE: Green *et al.*, 2019a.

Effets de la chasse sur la biodiversité des forêts. La chasse à caractère non durable pratiquée sur la faune est l'un des principaux agents de perte de biodiversité, qui n'est dépassé que par l'agriculture (Maxwell *et al.*, 2016) (voir également le chapitre 5 – *Inverser la déforestation et la dégradation des forêts*). Les auteurs d'une méta-analyse mondiale des informations sur les menaces pesant sur 8 688 espèces animales inscrites sur la Liste rouge UICN des espèces menacées (UICN, 2019a) ont estimé que l'abondance relative des mammifères et des oiseaux tropicaux dans les zones de chasse était inférieure, de 83 pour cent pour les premiers et de 58 pour cent pour les seconds, à celle des

zones où la chasse est interdite (Benítez-López *et al.*, 2017). Près de 20 pour cent des espèces menacées (en danger critique d'extinction, en danger et vulnérables) et quasi-menacées inscrites sur la Liste rouge sont directement menacées par la chasse (Maxwell *et al.*, 2016), et l'on compte parmi elles plus de 300 espèces de mammifères (Ripple *et al.*, 2016). Les espèces corpulentes ayant un faible taux de reproduction et une longue durée de gestation sont particulièrement vulnérables à la chasse (Ripple *et al.*, 2015); en conséquence, les assemblages d'espèces de vertébrés que contiennent les forêts ouvertes à la chasse comptent une proportion plus élevée d'espèces plus petites tels que rats,

oiseaux et écureuils. Soumises à forte pression cynégétique, les forêts peuvent atteindre un stade où les arbres sont debout mais où les grands mammifères sont absents, ce phénomène étant désigné comme «syndrome de la forêt vide» (Redford, 1992). Les mammifères les plus couramment chassés dans les forêts tropicales sont des frugivores et la réduction ou l'extinction de ces espèces, des grands oiseaux et de certains poissons dans les forêts inondables peut avoir des conséquences majeures sur la dispersion et la survie des graines et sur la régénération des forêts (Galetti *et al.*, 2017; Peres *et al.*, 2016; Gardner *et al.*, 2017). C'est ainsi que dans les régions où il existe une forte proportion d'espèces d'arbres à grandes graines dispersées par les animaux, comme en Afrique, en Asie et dans les régions néotropicales, une perte ou une réduction des vertébrés des forêts peut entraîner une diminution de la diversité des espèces d'arbres (Poulsen, Clark et Palmer, 2013; Bello *et al.*, 2015; Osuri *et al.*, 2016). Cependant, dans de nombreux pays dotés d'un vaste couvert forestier, la chasse durable peut être une source de revenus et une importante activité de loisirs et, de ce fait, motiver le maintien des forêts (par exemple Reimoser, 2000; Bengston, Butler et Asah, 2008) (voir la section intitulée *Chasse durable et gestion de la faune sauvage* au chapitre 6, p. 128). ■

3.2 L'ÉTAT DES RESSOURCES GÉNÉTIQUES FORESTIÈRES

Les ressources génétiques forestières sont le matériel héréditaire des arbres des forêts et d'autres espèces végétales ligneuses (arbustes, palmiers et bambous) qui ont une valeur économique, environnementale, scientifique ou sociétale réelle ou potentielle (FAO, 2014b). Le tout premier *État des ressources génétiques forestières mondiales* (FAO, 2014a) rassemblait des informations provenant de 86 pays ayant soumis un rapport, représentant 85 pour cent de la superficie forestière mondiale. Ces pays ont alors signalé près de 8 000 espèces d'arbres, d'arbustes, de palmiers et de bambous, dont environ 2 400 étaient activement gérées pour l'obtention de produits ou de services forestiers.

Au total, près de 1 000 essences étaient signalées comme conservées *in situ* et 1 800 *ex situ* (voir encadré 21 l'analyse des avantages respectifs de chaque type de conservation). La majeure partie de la conservation *in situ* des ressources génétiques forestières a lieu en dehors des aires protégées, sur des terres domaniales, des terres de propriété privée et des terres sous régime de propriété traditionnel, en particulier dans les forêts gérées à des fins multiples. Il est probable que davantage d'espèces aient été signalées comme étant en conservation *ex situ* qu'en conservation *in situ*, car les efforts de conservation *ex situ* sont généralement mieux attestés que les efforts *in situ*. Il y a aussi le fait que les pays ont différentes interprétations de la conservation *in situ*. La simple présence d'une espèce donnée dans une aire protégée peut parfois être signalée comme une conservation *in situ*, alors même que les aires protégées sont généralement instaurées pour la conservation des habitats et de la faune plutôt que pour la conservation des ressources génétiques forestières.

Plus de 700 essences sont visées par des programmes d'amélioration des arbres mis en œuvre dans l'ensemble du monde, ceux-ci étant axés en grande partie sur les caractéristiques d'intérêt commercial que sont la croissance des sujets, les propriétés du bois et la résistance ou la tolérance aux parasites et aux maladies. Plus récemment, cependant, on a vu certaines caractéristiques présentant un intérêt du point de vue du changement climatique, notamment la plasticité et la tolérance à la sécheresse, de plus en plus prises en compte par les programmes d'amélioration des arbres (FAO, 2014b).

Au niveau mondial, l'offre de germoplasme d'arbres pour la culture de matériel de plantation repose encore largement sur des semences non améliorées, prélevées dans les peuplements forestiers, mais les régions et les pays diffèrent considérablement dans leur approvisionnement et leur production de germoplasme d'arbres. A une extrémité, on constate que la plupart des plants installés par le secteur forestier proviennent de semences améliorées; à l'opposé, on trouve des cas où presque toutes les semences proviennent de forêts existantes ou de plantations d'origine

ENCADRÉ 21
CONSERVATION, GESTION ET UTILISATION DES RESSOURCES GÉNÉTIQUES FORESTIÈRES

Face à l'évolution des besoins de la société et au changement climatique, une approche dynamique et *in situ* est indispensable pour assurer la conservation des ressources génétiques forestières dans la durée. La conservation *ex situ*, qui est essentiellement statique, repose sur la conservation et la gestion d'échantillons représentant la diversité génétique, prélevés sous forme de tissus ou de graines, ou conservés sous forme de collections vivantes.

La conservation *in situ* des ressources génétiques forestières est généralement pratiquée dans des forêts naturelles gérées ou des aires protégées en désignant à cette fin des peuplements ou unités de conservation spécifiques (FAO, DFSC et IPGRI, 2001). Ces unités peuvent abriter des populations d'une ou plusieurs espèces d'arbres faisant l'objet de conservation. Des traitements sylvicoles sont appliqués lorsqu'il y a lieu, afin d'entretenir ou d'améliorer les processus génétiques au sein des populations d'arbres et d'assurer leur régénération. Dans l'idéal, le réseau de ces unités de conservation doit s'étendre sur l'entièreté de l'aire de répartition d'une essence donnée. Afin d'évaluer l'efficacité des stratégies mises en place en matière de conservation génétique et d'identifier les lacunes affectant ces efforts, sont nécessaires, en sus de la connaissance de l'aire de répartition de l'espèce, des informations sur la biologie de sa reproduction, ses caractéristiques génétiques et les efforts en cours visant sa conservation (par exemple, Lompo *et al.*, 2017).

La conservation *ex situ* des ressources génétiques forestières (par exemple dans les banques de semences, les vergers semenciers, les essais de provenance et les jardins botaniques) est souvent mise en œuvre pour compléter la conservation *in situ*, en particulier lorsque la faible taille de la population spécifique se trouve à un seuil critique dans la nature ou lorsque sa conservation *in situ* ne peut être garantie. La conservation *ex situ* est

relativement aisée à mettre en œuvre dans les banques de semences pour les semences qui conservent leur viabilité lorsqu'elles sont séchées ou lorsqu'elles sont stockées à basse température. Toutefois, cette méthode ne peut pas être utilisée pour les espèces d'arbres qui n'ont pas de phase de dormance ou qui sont sensibles à la dessiccation ou aux basses températures, ce qui est le cas de plus de 70 pour cent des espèces d'arbres des zones tropicales humides. La conservation *ex situ* de ces espèces doit reposer sur des collectes sur le terrain, des peuplements de conservation *ex situ* et la reproduction des populations (Sacande *et al.*, 2004). Des approches nécessitant des techniques plus élaborées, comme la cryopréservation des graines, la conservation *in vitro* des tissus, le stockage du pollen et de l'ADN, peuvent aussi être adoptées pour ces espèces (FAO, FLD et IPGRI, 2004).

La régénération naturelle repose sur du matériel génétique aisément disponible sur un site donné ou dans son voisinage, tandis que la plantation d'arbres implique généralement l'utilisation de germoplasme provenant de sources extérieures. Sachant que le cycle de rotation d'un peuplement forestier peut durer plusieurs décennies, voire plus de 100 ans, il est important de s'assurer que l'origine du matériel génétique introduit est adaptée aux conditions environnementales du site et que ce matériel présente une diversité génétique suffisante pour permettre à la nouvelle forêt de faire face à l'évolution des conditions environnementales, aux attaques de ravageurs et aux maladies qui ne manqueront pas de se déclarer.

Une fois qu'une forêt naturelle ou plantée a été établie, les interventions sylvicoles ultérieures peuvent avoir des effets profonds sur sa composition génétique. L'ampleur de ces effets dépend des pratiques de gestion particulières et de la structure du peuplement, ainsi que des caractéristiques biologiques et de l'écologie des espèces (Ratnam *et al.*, 2014).

inconnue, voire de sujets trouvés dans les zones agricoles (FAO, 2014b). Dans le cas des arbres des régions boréales et tempérées ainsi que des régions tropicales et subtropicales à croissance rapide, l'offre de semences a répondu, pour l'essentiel, à la demande visant l'établissement de nouvelles forêts. Toutefois, dans le cas de

nombreux feuillus tropicaux précieux et dans celui des arbres utilisés dans les systèmes agroforestiers, l'offre de semences a souvent été insuffisante par rapport à la demande (Koskela *et al.*, 2014). Depuis peu, l'intensification des efforts de restauration des forêts a fait naître une forte demande de semences d'essences

autochtones, si bien que de nombreux projets de restauration se trouvent confrontés à des problèmes pour obtenir une quantité suffisante de semences de bonne qualité physiologique et génétique qui répondent à leurs besoins (Jalonen *et al.*, 2017).

En 2019, la FAO a entamé l'élaboration du deuxième rapport sur l'*État des ressources génétiques forestières mondiales*, qui paraîtra en 2023. Cette deuxième évaluation mondiale devrait permettre de mieux prendre la mesure de l'étendue des déficits de connaissances et de souligner combien il importe de disposer de meilleures données sur les ressources génétiques forestières dans l'intérêt d'une meilleure gestion de ces ressources aux plans national, régional et mondial (voir l'exemple de l'[encadré 22](#)). ■

3.3 PROGRÈS ACCOMPLIS DANS LA RÉALISATION DES OBJECTIFS RELATIFS AUX ESPÈCES FORESTIÈRES ET AUX RESSOURCES GÉNÉTIQUES

Les progrès accomplis pour atteindre l'Objectif d'Aichi 12 (empêcher l'extinction des espèces menacées connues et améliorer leur état de conservation) ont été lents.

Le [tableau 3](#) résume l'état de vulnérabilité des plantes, des animaux et des champignons sylvoles classés sur la Liste rouge de l'UICN (2019a) à la date de décembre 2019.

L'indice mondial Global Living Planet, calculé à partir des données de 16 704 populations représentant 4 005 espèces objet d'une surveillance dans l'ensemble du monde, fait apparaître un recul global de 60 pour cent dans la taille des populations de vertébrés entre 1970 et 2014 (WWF, 2018). L'indice des espèces spécialistes du milieu forestier, calqué sur cet indice, a reculé de 53 pour cent entre 1970 et 2014 ([figure 24](#), p. 50), ce qui met en évidence le

TABLEAU 3
VULNÉRABILITÉ DES VÉGÉTAUX, ANIMAUX ET CHAMPIGNONS DES FORÊTS INSCRITS SUR LA LISTE ROUGE DE L'UICN EN DÉCEMBRE 2019

Catégorie	% en danger critique d'extinction	% en danger	% vulnérables
Végétaux	8,1	15,0	13,5
Animaux	4,9	8,5	8,0
Champignons	4,9	8,5	8,1

SOURCE: UICN, 2019A.

risque croissant de voir 268 espèces de vertébrés forestiers s'engager sur la voie de l'extinction.

Les progrès réalisés vers l'Objectif d'Aichi 13 (maintien de la diversité génétique des plantes cultivées et des animaux d'élevage et domestiqués, ainsi que des espèces sauvages apparentées) et le 16 (mise en œuvre du Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation) ont été plus importants. En janvier 2020:

- ▶ le Protocole de Nagoya avait été ratifié par 122 Parties contractantes, dont l'UE (soit une augmentation de 74 pour cent par rapport à 2016) (CDB, 2020a);
- ▶ 95 pays et l'UE ont remis un rapport national intérimaire sur la mise en œuvre du Protocole de Nagoya au Centre d'accès et de partage des avantages (CDB, 2020b);
- ▶ 44 pays ayant remis des rapports d'avancement en 2018 ont déclaré avoir réalisé, en moyenne, les deux tiers des mesures inscrites au Plan d'action mondial pour la conservation, l'utilisation et le développement durables des ressources génétiques forestières ([encadré 23](#));
- ▶ une stratégie paneuropéenne a renforcé la collaboration régionale pour la conservation des ressources génétiques forestières en Europe ([encadré 24](#));
- ▶ 146 Parties avaient ratifié le Traité international sur les ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2019d). ■

ENCADRÉ 22
ÉVALUATION DES MENACES QUI PÈSENT SUR LA CONSERVATION DES RESSOURCES GÉNÉTIQUES DES ARBRES VIVRIERS AU BURKINA FASO

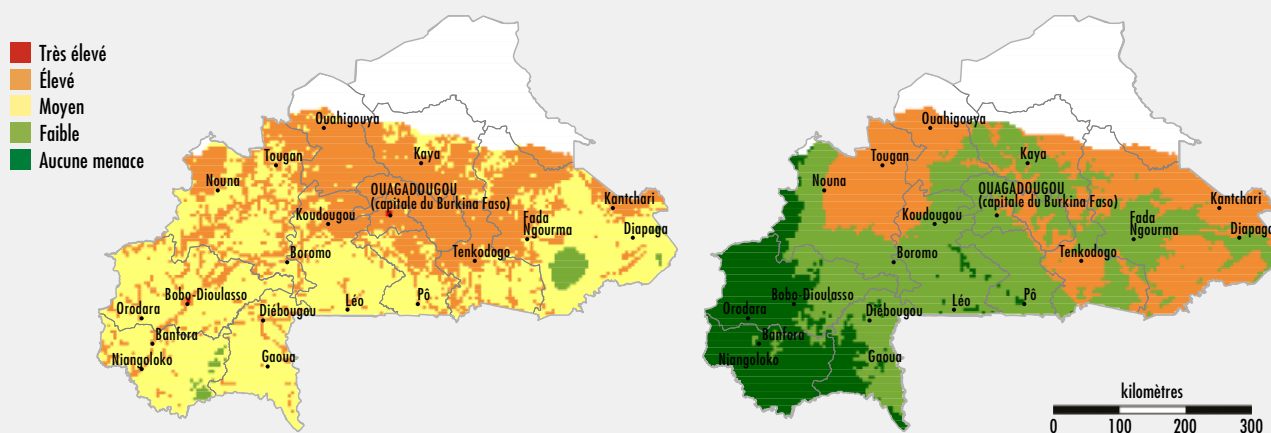
Les parcs agroforestiers sont des systèmes traditionnels d'exploitation des terres dans de nombreuses régions d'Afrique subsaharienne. Les arbres maintenus par les agriculteurs dans ces parcs fournissent des fruits sauvages, des noix et des légumes aux communautés rurales, en particulier entre les récoltes et pendant les sécheresses prolongées. Malheureusement, de nombreuses espèces d'arbres vivriers sont menacées par la surexploitation, les incendies et le changement climatique.

Pour améliorer la conservation des ressources génétiques de ces espèces d'arbres au Burkina Faso, les scientifiques de Bioversity International et leurs collaborateurs ont mis au point un modèle spatial multi-menaces qui permet de prévoir les lieux où les dangers actuels et futurs sont susceptibles d'avoir des effets négatifs sur les populations d'arbres (Gaisberger *et al.*, 2017)¹. L'étude a ciblé 16 espèces d'arbres vivriers, en fonction de leur importance dans le régime alimentaire des communautés locales et de la disponibilité de données sur leur occurrence (essentielle pour l'élaboration de modèles de distribution spatiale): le baobab (*Adansonia digitata*), le pommier cannelle d'Afrique (*Annona senegalensis*), le dattier du désert (*Balanites aegyptiaca*,

le fromager rouge (*Bombax costatum*), le hanza (*Boscia senegalensis*), le petit détar (*Detarium microcarpum*), le raisinier d'Afrique (*Lannea microcarpa*), le néré ou caroubier africain (*Parkia biglobosa*), la légumineuse *Senegalia macrostachya*, le gommier blanc ou acacia du Sénégal (*Senegalia senegal*), le marula (*Sclerocarya birrea*), l'oranger du Natal (*Strychnos spinosa*), le tamarin (*Tamarindus indica*), le karité (*Vitellaria paradoxa*), le citron de mer ou tchabboullé (*Ximenia americana*) et le jujubier de Maurice (*Ziziphus mauritiana*). Certains d'entre eux possèdent une aire de répartition vaste (cas de *Parkia biglobosa*) et d'autres fournissent de multiples produits comestibles (cas d'*Adansonia digitata*, pour ses feuilles, ses graines et sa pulpe).

Le modèle définit des habitats correspondant à l'espèce dans les conditions actuelles et futures en combinant des informations provenant d'ensembles de données librement accessibles, de modèles de répartition des espèces, de modèles climatiques et de résultats d'enquêtes menées par des spécialistes. Parmi les six principaux périls identifiés, la surexploitation et la réaffectation des terres à la production de coton ont été considérés comme les plus importants à court terme, tandis que le changement climatique est vu comme la

FIGURE A
NIVEAUX PROJÉTÉS DE MENACE SUR LE CAROUBIER AFRICAÏN (*PARKIA BIGLOBOSA*) AU BURKINA FASO PAR L'EFFET A) DE LA SUREXPLOITATION ET B) DU CHANGEMENT CLIMATIQUE



SOURCE: Gaisberger *et al.*, 2017

¹ Réalisée dans le cadre d'activités de recherche financées par l'Agence autrichienne de développement et le Programme de recherche du GCRAI sur les forêts, les arbres et l'agroforesterie.

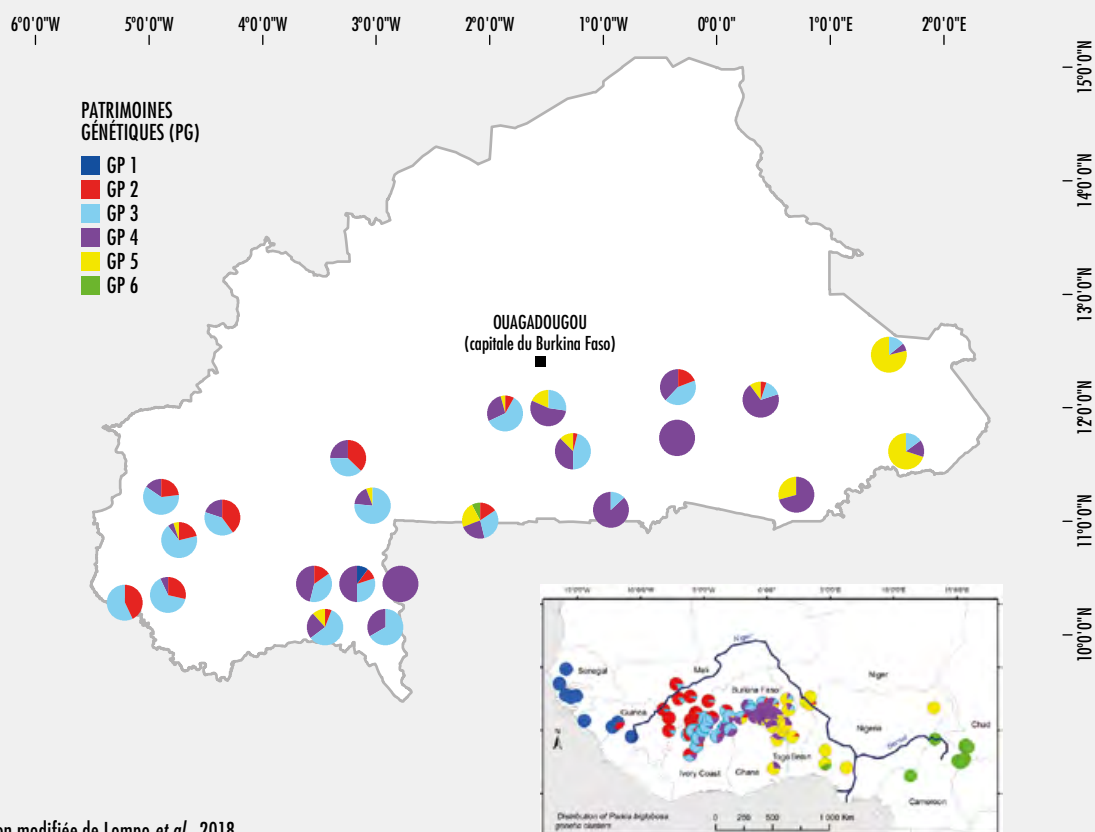
ENCADRÉ 22
(SUITE)

principale menace à long terme pour 14 des 16 espèces d'arbres considérées. L'étude a également révélé que les 16 espèces sont toutes confrontées à de graves menaces dans la plupart de leurs emplacements au Burkina Faso, ce qui indique qu'une action urgente est nécessaire pour conserver les espèces et leurs ressources génétiques dans le pays.

L'observation des lieux où la grande diversité génétique d'une espèce coïncide avec des niveaux de menace élevés permet de concevoir des mesures de conservation plus efficaces et d'affecter des ressources limitées au maintien de la diversité génétique des populations d'arbres dans toute l'aire de répartition de l'espèce. Par exemple, *Parkia biglobosa* est très menacé par la surexploitation dans le centre du Burkina Faso (figure Aa) et sa protection et sa régénération assistée devraient y être encouragées car l'espèce pousse dans des zones où les conditions climatiques prévues continueront d'être favorables à l'avenir. Les populations

de *Parkia biglobosa* situées le long des franges nord de l'aire de répartition de l'espèce sont très menacées par le changement climatique (figure Ab), et de précieuses sources de semences dans cette zone risquent de disparaître si des semences ne sont pas collectées en vue d'aménager des plantations dans des climats plus favorables et de mettre en place une conservation *ex situ*. Une étude de génotypage à l'échelle de l'aire de répartition a produit des informations importantes sur la structure génétique spatiale des populations de *P. biglobosa* en Afrique de l'Ouest (Lompo *et al.*, 2018). En comparant les cartes des menaces spatialement explicites de Gaisberger *et al.* (2017) à la carte de la diversité génétique au Burkina Faso de Lompo *et al.* (2018) (Figure B), il est possible de mettre en évidence les populations d'arbres génétiquement distinctes qui sont en danger et qui méritent d'être prioritaires dans les efforts de conservation. Ces informations peuvent également servir à orienter les efforts de plantation d'arbres.

FIGURE B
GROUPEMENTS GÉNÉTIQUES DISTINCTS DU CAROUBIER AFRICAIN (PARKIA BIGLOBOSA) IDENTIFIÉS AU BURKINA FASO



SOURCE: Version modifiée de Lompo *et al.*, 2018.

ENCADRÉ 23

MISE EN ŒUVRE DU PLAN D'ACTION MONDIAL POUR LES RESSOURCES GÉNÉTIQUES FORESTIÈRES

Le Plan d'action mondial volontaire et non contraignant pour la conservation, l'utilisation durable et la mise en valeur des ressources génétiques forestières (FAO, 2014b), adopté par la Conférence de la FAO en 2013, définit quatre domaines d'action prioritaires aux niveaux national, régional (voir encadré 24, ci-dessous) et mondial pour une meilleure gestion des ressources génétiques forestières:

- ▶ amélioration de la disponibilité et de l'accessibilité des informations sur les ressources génétiques forestières;
- ▶ conservation des ressources génétiques forestières (*in situ* et *ex situ*);
- ▶ utilisation durable, mise en valeur et gestion des ressources génétiques forestières;
- ▶ politiques, institutions et renforcement des capacités.

En 2017, la Commission des ressources génétiques pour l'alimentation et l'agriculture a adopté des objectifs, des indicateurs et des vérificateurs pour les ressources génétiques forestières, à utiliser dans le suivi de la mise en œuvre du Plan d'action mondial. Les objectifs et les indicateurs peuvent également servir au suivi des progrès accomplis vers l'Objectif 13 d'Aichi pour la

biodiversité (et un éventuel nouvel objectif remplaçant celui-là pour la période après-2020) ainsi que vers les cibles correspondantes des ODD.

En 2018, 44 pays ont remis des rapports d'avancement, que la FAO a utilisés pour établir le premier rapport sur la mise en œuvre du Plan d'action mondial (CRGAA, 2019). Bien que le niveau de réponse n'ait pas été suffisamment élevé pour pouvoir tirer des conclusions complètes sur les progrès réalisés par les pays dans la mise en œuvre du Plan d'action mondial, certaines observations peuvent être émises:

- ▶ Les pays déclarants avaient réalisé, en moyenne, 67 pour cent des mesures inscrites au plan et ont engagé des efforts pour 10 pour cent supplémentaires.
- ▶ Seuls quatre des 44 pays ayant présenté un rapport avaient réalisé les 15 mesures.
- ▶ De nombreux pays ne disposent pas des ressources humaines et financières nécessaires pour mettre en œuvre des programmes de conservation et en rendre compte pour toutes les espèces forestières importantes et utiles, et en particulier pour les espèces en danger, menacées ou rares.

ENCADRÉ 24

ÉLABORATION D'UNE STRATÉGIE RÉGIONALE DE CONSERVATION DES RESSOURCES GÉNÉTIQUES FORESTIÈRES EN EUROPE

De nombreuses espèces d'arbres ont des aires de répartition qui s'étendent sur de vastes zones géographiques marquées par de profondes différences d'environnement. Ces aires de répartition comprennent souvent un grand nombre de pays ayant des pratiques de gestion forestière, des modes de propriété et des structures administratives différents. Pour ces raisons, la gestion et la conservation des ressources génétiques forestières varient souvent considérablement au sein de l'aire de répartition des espèces.

Les efforts visant à conserver la diversité génétique des espèces d'arbres européennes *in situ* et à élaborer des stratégies régionales de conservation génétique des arbres forestiers ont longtemps été entravés par des divergences de vue entre pays sur la manière de gérer les populations ou les peuplements d'arbres désignés pour la conservation, ainsi que par une documentation insuffisante.

Pour résoudre ce problème, le Programme européen des ressources génétiques forestières (EUFORGEN, www.euforgen.org), qui est un mécanisme de collaboration dans le cadre du processus Forest Europe (Forest Europe, non daté), a élaboré des exigences minimales communes relatives aux unités de conservation génétique des arbres forestiers, qui établissent des critères sur la façon dont ces unités doivent être répertoriées et gérées (Koskela *et al.*, 2013). Des données géoréférencées sur ces unités sont recueillies dans le système européen d'information sur les ressources génétiques forestières (EUFGIS, <http://portal.eufgis.org>), ce qui a permis de cerner les lacunes dans les actions de conservation aux niveaux national et régional (Lefèvre *et al.*, 2013) et d'analyser les impacts attendus du changement climatique sur les unités de conservation génétique des arbres des forêts en Europe (Schueler *et al.*, 2014).

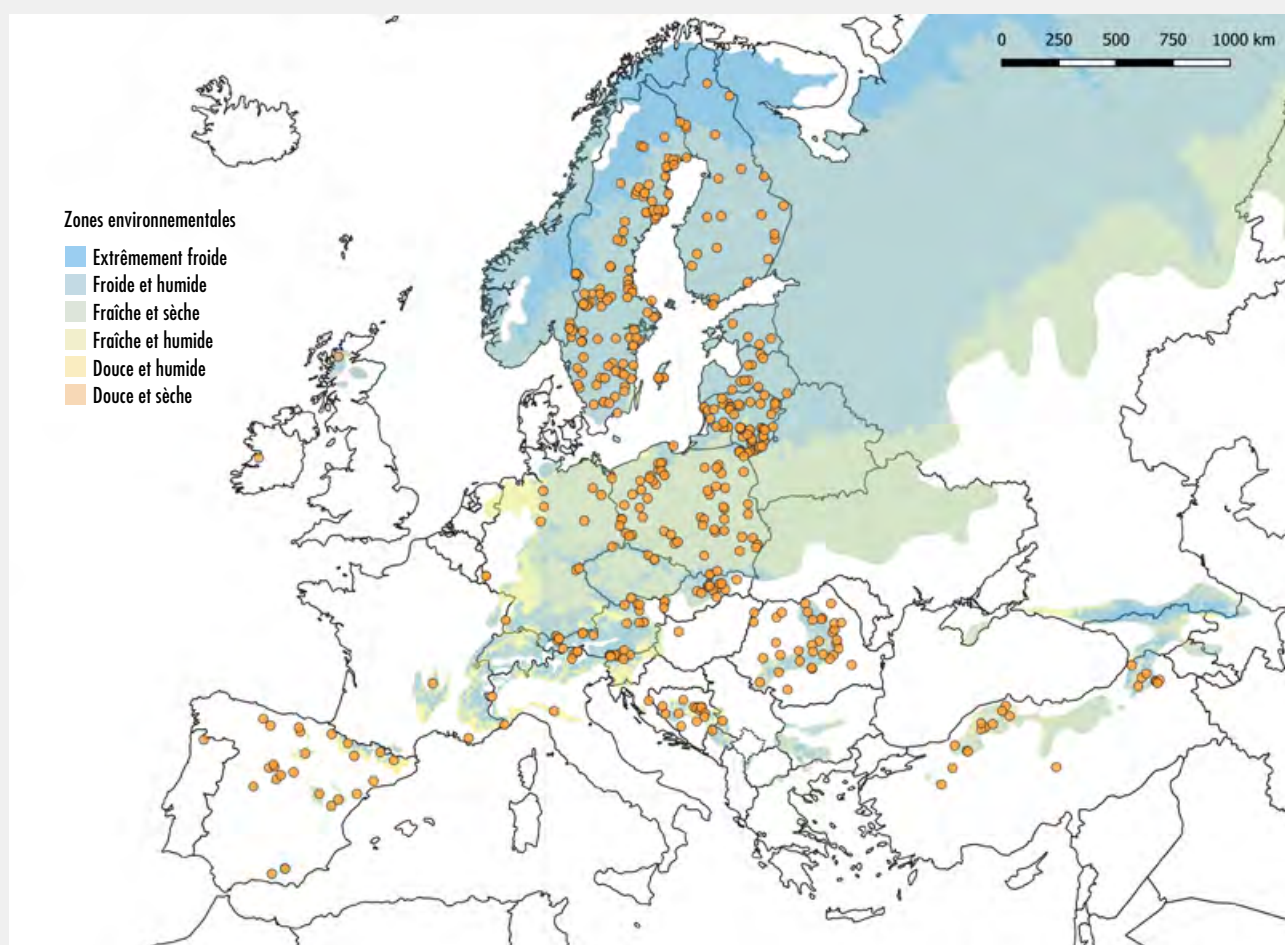
À partir de ces informations, EUFORGEN a forgé une stratégie paneuropéenne de conservation des ressources génétiques forestières (de Vries *et al.*, 2015). Au cours de ce processus, l'objectif minimal de conservation au niveau régional a été déterminé pour chaque espèce d'arbre en divisant son aire de répartition en zones géographiques plus petites, par pays et par grandes zones environnementales d'Europe (lesquelles sont au nombre de huit). La stratégie vise à disposer d'au moins une unité de conservation pour chaque zone environnementale dans laquelle une espèce donnée est présente dans un pays; cela permet de couvrir systématiquement tous les pays et les zones environnementales dans toute l'aire de répartition de l'espèce (sauf cas de couverture lacunaire des efforts de conservation). EUFORGEN a également élaboré des recommandations pour la prise en compte des incidences du changement climatique sur

la conservation des ressources génétiques forestières (Kelleher *et al.*, 2015).

En décembre 2019, EUFGIS contenait des données sur 3 593 unités de conservation génétique et 108 espèces d'arbres dans 35 pays (voir exemple dans la figure A). La base de données est mise à jour en permanence et EUFORGEN assure un suivi régulier de la mise en œuvre de la stratégie régionale de conservation.

Cette collaboration régionale a incité de nombreux pays à prendre des mesures pour améliorer la gestion de leurs ressources génétiques forestières. Elle a également permis de renforcer le partenariat entre les spécialistes, les propriétaires de forêts, les gestionnaires et l'ensemble de la communauté des spécialistes de la biodiversité au sens large dans la recherche de nouvelles façons d'améliorer la contribution des forêts de production et des aires protégées à la conservation génétique des arbres forestiers.

FIGURE A
UNITÉS DE CONSERVATION GÉNÉTIQUE (420) DE PIN SAUVAGE (*PINUS SYLVESTRIS*) DANS L'ENSEMBLE DE L'AIRE DE RÉPARTITION DE L'ESPÈCE EN EUROPE



SOURCE: Programme européen sur les ressources génétiques forestières.



HONDURAS

Pour subvenir à ses besoins, cet agriculteur a ramassé du bois de chauffe et le transporte à dos d'âne.

©FAO/Giuseppe Bizzarri



CHAPITRE 4 ACTIVITÉ HUMAINE, BIODIVERSITÉ ET FORÊTS

Messages clés:

- 1** Tous les êtres humains sont tributaires des forêts et de leur biodiversité, certains plus que d'autres.
- 2** Nourrir l'humanité et conserver et utiliser les écosystèmes de manière durable sont des objectifs complémentaires et étroitement interdépendants.
- 3** La santé et le bien-être des personnes sont étroitement liés aux forêts.

ACTIVITÉ HUMAINE, BIODIVERSITÉ ET FORÊTS

Presque tout le monde, de nos jours, est en interaction, à un degré ou un autre, avec les forêts ou les produits de leur biodiversité et chacun profite des fonctions qu'assurent les composantes de cette biodiversité dans les cycles du carbone, de l'eau et des nutriments comme à travers ce qui les rattache à la production alimentaire.

Les relations que l'homme entretient avec la biodiversité des forêts varient d'une région à l'autre et d'un pays à l'autre, et diffèrent également beaucoup selon le contexte: depuis les aires protégées où l'activité humaine est limitée, jusqu'aux villes et grandes agglomérations urbaines, en passant par les communautés vivant au plus profond des forêts et les régions de culture et d'élevage. Dans le présent chapitre, sont examinés les avantages que les populations peuvent tirer des forêts afin d'assurer leurs moyens d'existence, leur sécurité alimentaire et d'améliorer leur santé. ■

4.1 LES ATOUTS DES FORÊTS ET DE LA BIODIVERSITÉ POUR LES POPULATIONS

Dans les pays en développement comme dans les pays développés et dans toutes les zones climatiques, les communautés forestières qui utilisent des produits issus des forêts pour l'alimentation, le fourrage, le logement, l'énergie, les médicaments et la génération de revenus, sont celles dont la vie et les moyens d'existence sont les plus directement tributaires de la biodiversité forestière. Les autres populations rurales, ayant dans leur majorité pour cadre de vie des paysages où l'on trouve zones herbeuses, terres agricoles et couverts arborés, participent souvent aux

chaînes de valeur de la biodiversité forestière, par exemple en prélevant du bois et des produits non ligneux dans les forêts voisines pour leur usage personnel ou pour la vente, ou en pratiquant la valorisation industrielle des produits forestiers (Zhang et Pearse, 2011). Les exemples figurant ci-dessous donnent une idée du nombre de personnes dont les moyens d'existence dépendent (en partie) des forêts, mais il n'existe aucune estimation précise du nombre de personnes tributaires des forêts (encadré 25).

Dans les pays en développement, le bois-énergie (bois de chauffe et charbon de bois) est particulièrement important, tant pour l'usage domestique que pour la vente, puisque l'on estime que 880 millions de personnes dans le monde consacrent une partie de leur temps à la collecte de bois de chauffe ou à la production de charbon de bois (FAO, 2017a). Plus de 40 millions de personnes, soit 1,2 pour cent de la population active mondiale, participent directement ou indirectement à l'approvisionnement commercial des centres urbains en bois de chauffe et charbon de bois. La production de bois-énergie a généré 33 milliards d'USD de recettes dans le monde en 2011. La durabilité de cette production est donc extrêmement importante.

Dans les pays en développement, le bois et les produits forestiers non ligneux (PFNL) assurent 20 pour cent environ des revenus des ménages ruraux lorsque ceux-ci disposent, modérément ou largement, de l'accès aux ressources forestières (Angelsen *et al.*, 2014). En comptabilisant les emplois directs, indirects et induits, on estime que le secteur forestier formel représente 45 millions d'emplois dans le monde et des revenus du travail supérieurs à 580 milliards d'USD par an (FAO, 2018b). Les petites et moyennes entreprises forestières (PMEF) fournissent environ 20 millions de ces emplois, dégageant une »

Une difficulté se pose à ceux qui sont concernés par les politiques publiques, la pratique, la planification et l'investissement à la croisée des forêts, de la biodiversité et des populations: comment déterminer le nombre ainsi que les caractéristiques démographiques, sociales et économiques des populations le plus largement tributaires des ressources forestières, les «populations tributaires des forêts». L'hétérogénéité des interactions des populations avec les forêts rend difficile toute définition normée et cohérente de ce qui constitue le fait d'être tributaire des forêts (Newton *et al.*, 2016). Par exemple, une grande partie de la production alimentaire mondiale est dépendante des services écosystémiques fournis par les forêts: apport d'eau douce, action des pollinisateurs et régulation locale du climat. En outre, les données et les moyens fiables permettant de mesurer et de déceler la dépendance à l'égard des forêts font largement défaut; en général, les statistiques nationales et infranationales relatives aux indicateurs démographiques, sociaux, économiques, sanitaires et de pauvreté ne distinguent pas les populations résidant à l'intérieur et autour des massifs forestiers. La récolte et le commerce des PFNL, qui sont de manière prédominante l'affaire des femmes, font l'objet d'un suivi notablement déficient (Gurung, 2002; Watson, 2005).

Néanmoins, un certain nombre de statistiques démographiques ont servi à estimer l'ampleur de la dépendance humaine à l'égard des forêts et, par déduction, à l'égard de la biodiversité des forêts. Le chiffre souvent cité de 1,6 milliard de personnes tributaires dans une certaine mesure des ressources forestières à l'échelle mondiale (Banque mondiale, 2002) est probablement dépassé, compte tenu de l'évolution des populations rurales dans le monde. La FAO (2018b), s'appuyant sur les données du Fonds international de développement agricole (FIDA) et d'autres sources, a indiqué qu'environ 820 millions de personnes habitent dans les forêts tropicales et les savanes des pays en développement. Chao (2012), en s'appuyant sur des données de la Banque mondiale, de la Rainforest Foundation et du World Rainforest Movement, a estimé que 1,2 milliard de personnes environ dépendent des systèmes agroforestiers; ce nombre s'ajoutant aux 300 à 350 millions de personnes qui vivent à l'intérieur ou à proximité de forêts denses et qui en sont tributaires pour leurs moyens d'existence et leurs revenus. Le FIDA et le PNUE (2013) donnent une estimation plus large, en suggérant que 2,5 milliards de personnes pratiquant l'agriculture à petite échelle bénéficient des fonctions régulatrices et des apports vivriers que procurent les forêts et les arbres. En outre, 2,4 milliards de personnes – dans

les pays développés et en développement et en milieu urbain et rural – utilisent le bois-énergie pour cuisiner (FAO, 2014c).

Dans l'ensemble, pour une population mondiale d'environ 7,8 milliards d'habitants en décembre 2019, les estimations présentées ici reviennent à considérer qu'un tiers de l'humanité environ est étroitement tributaire des forêts et des produits forestiers. Il est cependant difficile d'estimer comment ce chiffre évolue avec les tendances qui s'affirment à l'échelle mondiale, dont l'exode rural, et comment il se modifiera avec l'augmentation prévue de la population mondiale qui devrait atteindre environ 10 milliards de personnes d'ici à 2050.

Étant donné que les informations sur les personnes tributaires des forêts sont rares, il est difficile d'élaborer des interventions et des politiques, ce qui explique pourquoi ce groupe risque d'être laissé pour compte en ce qui concerne les ODD. Plusieurs actions sont nécessaires pour garantir la mise en œuvre de politiques, pratiques et programmes appropriés, et éviter cette situation:

- ▶ La dépendance à l'égard des forêts doit être définie plus clairement afin de distinguer d'une part les personnes vivant à l'intérieur et à proximité des forêts et d'autre part celles dont la vie et les moyens d'existence sont partiellement tributaires des ressources forestières.
- ▶ Les recensements et les enquêtes menés auprès des ménages, tant au niveau national qu'international, doivent permettre d'échantillonner de manière adéquate les populations vivant dans les zones forestières ou à proximité, et ce en dépit des coûts élevés de cet échantillonnage qui s'expliquent par l'éloignement de nombreuses régions de ce type.
- ▶ Les données démographiques et socioéconomiques sur les populations tributaires des forêts devraient être distinguées dans les enquêtes déjà en cours.
- ▶ Des critères normés sont nécessaires pour établir l'état de pauvreté des personnes tributaires des forêts selon leur revenu par rapport au seuil de pauvreté international (conformément à la cible 1.1 des ODD¹) et aux indices de pauvreté élaborés et adaptés au niveau national (conformément à la cible 1.2 des ODD²). Ces derniers devraient dans l'idéal s'articuler sur des critères multidimensionnels intégrant des facteurs propres aux forêts, soit notamment les apports vivriers directs que procurent les ressources forestières ainsi que le capital social parfois élevé et les mécanismes de protection sociale informels dont bénéficient les communautés forestières traditionnelles.

¹ D'ici à 2030, éliminer complètement l'extrême pauvreté dans le monde entier (s'entend actuellement du fait de vivre avec moins de 1,25 USD par jour).

² D'ici à 2030, réduire de moitié au moins la proportion d'hommes, de femmes et d'enfants vivant dans toutes les dimensions de la pauvreté au sens des définitions nationales.

ENCADRÉ 25
(SUITE)

Le Partenariat de collaboration sur les forêts (PCF) a élaboré un ensemble commun de 21 indicateurs forestiers mondiaux permettant d'évaluer les progrès réalisés dans la mise en oeuvre du Programme 2030 (en particulier l'ODD 15, Vie terrestre) et du Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts 2017-2030 (ONU, 2017), et élabore à présent les

méthodes de leur application. Ses travaux actuels sont axés sur les indicateurs pour lesquels la collecte des données pose des difficultés, ce qui est le cas en particulier des indicateurs socioéconomiques, notamment le « nombre de personnes tributaires des forêts en situation d'extrême pauvreté ».

» valeur de 130 milliards d'USD par an. Au niveau mondial, la valeur déclarée des prélèvements de PFNL s'élevait à près de 8 milliards d'USD en 2015 (FAO, 2020). Ces estimations sont toutes susceptibles d'être sensiblement inférieures aux chiffres réels, car une grande partie du secteur forestier mondial relève de l'économie informelle dont l'activité n'est pas bien recensée dans les statistiques nationales.

On estime que le secteur informel – défini comme les petites entreprises non commerciales, aux activités vivrières ou non réglementées et non déclarées – a généré 124 milliards d'USD de revenus en 2011, fournissant des emplois additionnels à 41 millions de personnes (FAO, 2014c). Les PFNL sont particulièrement importants dans le secteur informel, car ils sont sources d'aliments, de revenus et procurent une diversité nutritionnelle à des centaines de millions de personnes dans le monde, notamment aux femmes, aux enfants, aux agriculteurs sans terre, aux peuples autochtones et à d'autres personnes en situation de vulnérabilité (Voir encadré 25 et FAO, 2018b). La collecte d'aliments, de plantes médicinales, de matériaux d'artisanat et autres PFNL, ainsi que de bois constitue une composante importante de la contribution des femmes aux moyens d'existence des ménages. Dans certaines régions reculées, la commercialisation des PFNL est pour les femmes le seul moyen de gagner de l'argent (Shackleton *et al.*, 2011).

Les usages non consommateurs de la biodiversité forestière que sont les loisirs et le tourisme

occupent aussi une part croissante des économies monétisées du monde rural (Hegetschweiler *et al.*, 2017). Chaque année, on estime à 8 milliards le nombre de visites effectuées dans les aires protégées, un grand nombre de ces dernières étant couvertes de forêts, pour des dépenses effectuées dans les pays d'environ 600 milliards d'USD par an (Balmford *et al.*, 2015).

En outre, la biodiversité des forêts peut constituer un filet de sécurité pour des centaines de millions de personnes en tant que sources de nourriture, d'énergie et de revenus pendant les périodes difficiles (Sunderlin *et al.*, 2005), quoique certains auteurs (par exemple Paumgarten, Locatelli et Witkowski, 2018) notent que cette fonction peut être limitée par les fluctuations saisonnières et la diminution de la disponibilité des produits pendant les événements extrêmes.

Les populations urbaines bénéficient d'un éventail de produits ligneux et non ligneux allant du papier et des meubles aux champignons, aux fruits des forêts et au gibier. Une proportion importante de la population urbaine pauvre utilise le bois pour cuire les aliments, en particulier en Afrique (voir par exemple Mulenga, Tembo et Richardson, 2019). Dans les économies plus prospères, les citoyens montrent un intérêt croissant pour les aliments, les cosmétiques et autres produits issus de la forêt, comme l'illustre l'apparition de produits issus des essences forestières que sont le palmier açai (*Euterpe oleracea*) et le baobab (*Adansonia digitata*) sur les rayons des supermarchés ou dans les recettes de grands cuisiniers (voir McDonell, 2019).

En outre, dans les pays développés comme dans les pays en développement, un nombre croissant de personnes jouissant d'une certaine aisance choisissent d'habiter au moins une partie de l'année dans des zones boisées, la biodiversité étant dans ce cas l'un des principaux attraits de ce qu'on peut appeler la migration d'agrément (Gosnell et Abrams, 2011).

Les moyens d'existence des peuples autochtones sont dans une large mesure subordonnés à la biodiversité des forêts, même si ce lien de dépendance se distend à mesure que se tissent de nouveaux liens avec les économies monétisées nationales et mondiales. Les zones gérées par des peuples autochtones, qui représentent actuellement environ 28 pour cent de la surface terrestre mondiale, comprennent certaines des forêts les plus intactes sur le plan écologique et comptent de nombreux points névralgiques de la biodiversité mondiale (Garnett *et al.*, 2018). Les communautés autochtones entretiennent souvent une relation culturelle et spirituelle profonde avec leurs forêts ancestrales et possèdent une connaissance séculaire de la biodiversité (Verschuuren et Brown, 2018), des connaissances dont une grande partie risque de se perdre (Camara-Leret, Fortuna et Bascompte, 2019). La contribution intangible des forêts et de leur biodiversité à l'identité et au sentiment de bien-être des populations est sous-estimée dans de nombreuses évaluations économiques.

4.2 FORÊTS ET PAUVRETÉ

Les populations les plus pauvres du monde sont tributaires des forêts à des degrés divers (Sunderlin *et al.*, 2005; Camara-Leret, Fortuna et Bascompte, 2019), et sont généralement davantage dépendantes de la biodiversité et des services écosystémiques que les personnes plus aisées (Reid et Huq, 2005; CDB, 2010b). Les populations humaines sont ordinairement peu nombreuses dans les régions des pays à revenu faible ou intermédiaire où le couvert forestier et la biodiversité forestière sont importants, mais les taux de pauvreté dans ces régions sont souvent élevés (Fisher et Christopher, 2007). La FAO (2018b) a estimé que 252 millions de personnes vivant dans les forêts et les savanes disposaient d'un revenu inférieur à 1,25 USD par jour. La population de ces ruraux

pauvres se composait comme suit: environ 63 pour cent d'entre eux vivent en Afrique, 34 pour cent en Asie et 3 pour cent en Amérique latine. Les 8 millions de pauvres tributaires des forêts en Amérique latine représentent 82 pour cent environ des populations rurales connaissant l'extrême pauvreté dans cette région.

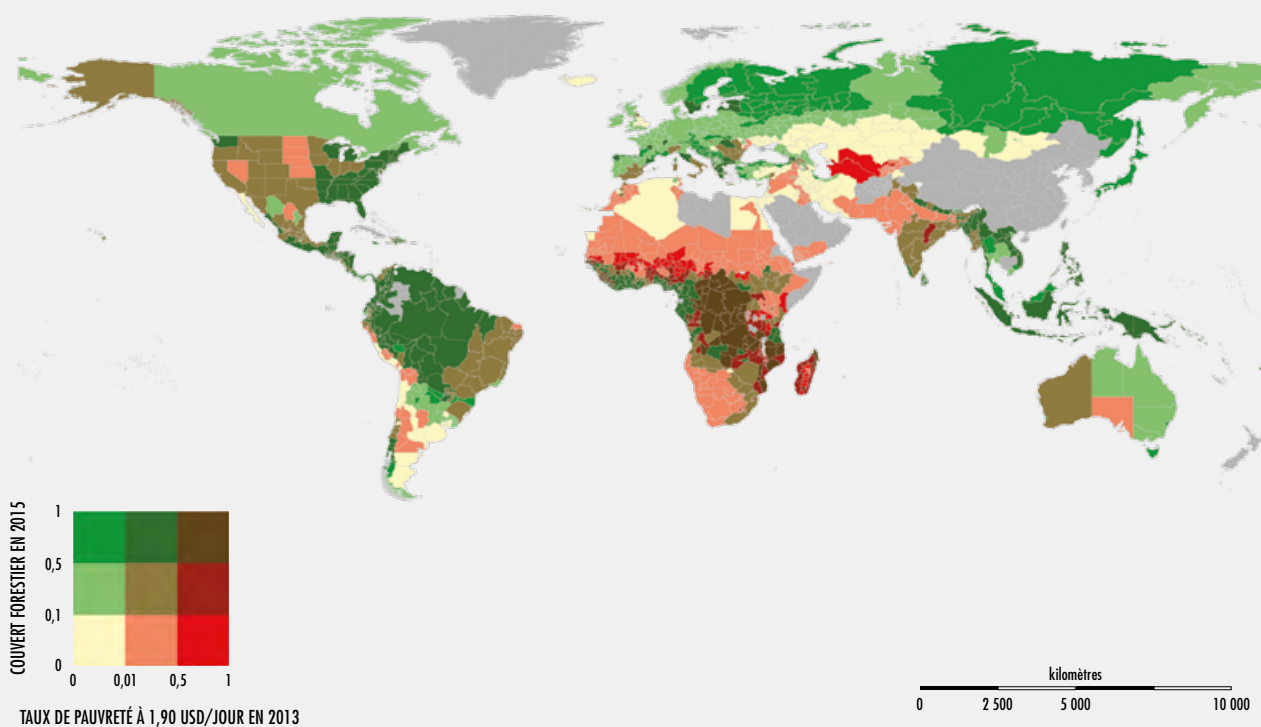
La connaissance des liens entre pauvreté et forêts est porteuse d'implications déterminantes pour les efforts mondiaux de lutte contre la pauvreté et de conservation de la biodiversité. La relation entre les humains et les forêts est soumise à des forces complexes, dynamiques et qui parfois entrent en conflit (voir par exemple Busch et Ferretti-Gallon, 2017). L'identification des liens de causalité entre les variables sociales et économiques et les résultats environnementaux constitue un véritable défi (Ferraro, Sanchirico et Smith, 2019).

Le recul de la pauvreté et la progression des revenus peuvent, d'une part, accroître la demande de biens et de production requérant un usage intensif du foncier et intensifier le désir humain de convertir la forêt en pâturages, en terres cultivées et en espace de vie; mais d'autre part, l'augmentation des revenus pourrait modifier les activités professionnelles en les détournant de celles qui nécessitent un usage intensif des terres pour produire, augmenter la demande de loisirs et de qualité environnementale, et renforcer les capacités et la volonté de préserver la nature. Les impacts qu'exercent ces forces sont filtrées et modelées par les institutions et les conditions politiques (Deacon, 1995).

Les études effectuées par Alix-Garcia *et al.* (2013) au Mexique et Heß *et al.* (2019) en Gambie pour déterminer quelle relation de cause à effet relie la progression des revenus et la déforestation ont montré que la progression des revenus induite par un programme de transfert monétaire assorti de conditions (au Mexique) et un programme de développement impulsé par la communauté (en Gambie) accentuaient le recul des forêts. En revanche, d'autres études menées au Mexique et en Ouganda amènent à conclure que des programmes offrant des paiements pour les services environnementaux en rémunération des activités de conservation ont réussi à réduire les taux de déforestation (AlixGarcia *et al.*, 2015; Jayachandran *et al.*, 2017).



FIGURE 25
SUPERPOSITION DU COUVERT FORESTIER ET DU TAUX DE PAUVRETÉ



NOTE: Le taux de pauvreté en 2013 est celui de la base de données interne de la Banque mondiale (Global Monitoring Database), mesuré en recourant au critère du seuil de pauvreté international établi à 1,90 USD par jour (parité du pouvoir d'achat de 2011). Les données, qui sont celles de l'échelon provincial ou de district, lorsqu'elles sont disponibles, reposent sur la résolution spatiale la plus fine qui soit concernant la pauvreté. Les estimations reposant sur la mesure du revenu (qui servent pour la quasi-totalité des pays européens, l'Australie, le Canada, le Japon, les États-Unis d'Amérique et de nombreux pays d'Amérique latine) ont tendance à montrer des taux de pauvreté plus importants que les estimations qui reposent sur la mesure de la consommation.

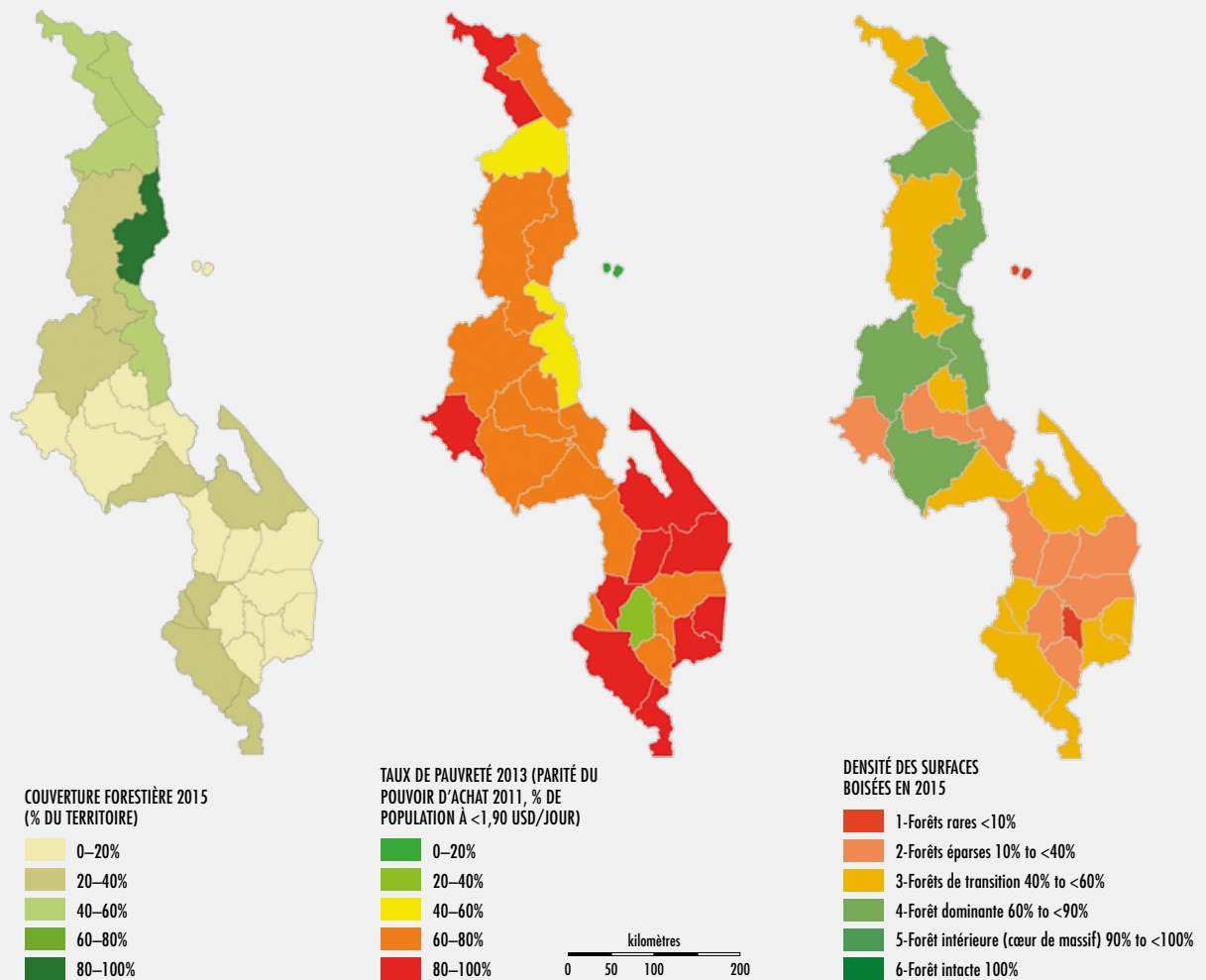
SOURCE: Buchhorn *et al.*, 2019; Base de données interne de la Banque mondiale (Global Monitoring Database).

» Divers facteurs sociaux et économiques interagissent avec le couvert forestier et la pauvreté, ce qui n'est pas sans incidence sur la dynamique qui lie ces deux phénomènes. Ces facteurs sont l'expansion de l'agriculture, la croissance démographique, les infrastructures de transport, le progrès technique, l'accès au crédit et le commerce international. L'infrastructure des transports fournit un bon exemple de ces interactions. Les zones forestières sont généralement situées dans des zones enclavées et sont souvent mal reliées aux marchés où peuvent être commercialisés leurs produits; elles sont en outre mal desservies par les services publics et le secteur privé; cette carence est exacerbée par le fait que de nombreuses communautés forestières sont composées de groupes

socialement marginalisés, comme peuvent l'être certaines minorités ethniques ou certains peuples autochtones. Des routes nouvelles et meilleures pourraient réduire les coûts d'exploitation des ressources forestières et accroître les débouchés des produits forestiers locaux, et en même temps ouvrir des perspectives économiques aux populations établies dans les massifs forestiers et leur permettre l'accès aux services sociaux et réduire leur dépendance à l'égard de la forêt.

Une étude de la Banque mondiale commandée pour l'élaboration du présent volume révèle une grande hétérogénéité dans les liens qu'entretiennent pauvreté et couvert forestier (figure 25). L'Afrique centrale présente à la fois un taux de pauvreté élevé et un couvert

FIGURE 26
COUVERT FORESTIER, DENSITÉ DES SUPERFICIES FORESTIÈRES ET PAUVRETÉ AU MALAWI



SOURCE: Base de données mondiale interne de la Banque mondiale, carte mondiale des couverts végétaux du programme Copernicus: Couvert végétal 100 m: Collection 2: époque 2015.

forestier important, tandis que de nombreuses régions d'Europe et d'Amérique du Nord présentent un faible taux de pauvreté et un couvert forestier important. Le Malawi, pour lequel on disposait de données sur la pauvreté à l'échelon des districts, présente un cas particulier (figure 26). Dans le cas de ce pays, le travail cartographique suggère une corrélation négative entre la pauvreté et l'intégrité des forêts du fait que la partie sud du pays montre à la fois une densité forestière plus faible (la densité des forêts étant tenue pour indicatrice de leur intégrité) et des taux de pauvreté plus élevés.

Il n'est pas possible de tirer de ces résultats un lien de causalité, mais ils peuvent néanmoins être utiles pour identifier les domaines d'intervention prioritaires pour des plans et des stratégies qui, à l'échelon national, viseraient à conjuguer développement et conservation. La disponibilité future de données sur la pauvreté ventilées dans l'échelle spatiale, qui dans l'idéal seraient obtenues en recourant à des critères multidimensionnels reflétant mieux le contexte forestier, pourra permettre d'établir des liens de cause à effet. ■

4.3 FORÊTS, ARBRES, SÉCURITÉ ALIMENTAIRE ET NUTRITION

La FAO (2009) considère que la sécurité alimentaire existe lorsque tous les êtres humains ont, à tout moment, la possibilité physique, sociale et économique de se procurer une nourriture suffisante, saine et nutritive leur permettant de satisfaire leurs besoins énergétiques et leurs préférences alimentaires de manière à mener une vie saine et active. Selon cette définition, la sécurité alimentaire doit s'entendre comme comportant quatre dimensions: la disponibilité, l'accessibilité, l'utilisation et la stabilité.

Les forêts et les arbres hors forêt (y compris les arbres des systèmes agroforestiers, les arbres présents dans les exploitations agricoles et les arbres des zones rurales et urbaines non forestières) contribuent aux quatre dimensions de la sécurité alimentaire en fournissant des aliments nutritifs, des revenus, des emplois, une source d'énergie et des services écosystémiques (FAO, 2013a; FAO, 2017b; HLPE, 2017). L'appauvrissement ou la dégradation des forêts peuvent donc avoir un impact négatif sur la sécurité alimentaire et la nutrition. La conversion généralisée des forêts à d'autres occupations des sols, en particulier l'agriculture, peut, à brève ou à longue échéance, accroître la sécurité alimentaire des agriculteurs et des communautés qui dépendent de leurs produits, mais elle peut aussi avoir des effets négatifs à plus longue échéance sur l'environnement, les moyens d'existence et la sécurité alimentaire des populations; ces effets toucheront principalement les communautés forestières, mais aussi les populations aux niveaux national et mondial. En outre, l'impact global à longue échéance de la perte de la biodiversité et des services écosystémiques qu'entraîne le recul des forêts est susceptible de causer une réduction de la productivité agricole. La contribution des forêts à la sécurité alimentaire et à la nutrition réclame que l'on fasse à cette contribution une plus grande place dans les politiques forestières de la plupart des pays.

Contribution des forêts et des arbres aux quatre piliers de la sécurité alimentaire

Disponibilité (présence effective ou potentielle de nourriture).

Dans le monde entier, la consommation alimentaire d'un milliard de personnes environ est tributaire, à un degré ou un autre, d'aliments prélevés dans le milieu naturel: gibiers, insectes comestibles, produits végétaux comestibles, champignons et poissons (Burlingame, 2000). Certaines études indiquent que dans les pays en développement, ces ménages se rangent majoritairement dans les tranches de revenu les plus faibles (Angelsen *et al.*, 2014). Même si l'on estime que les aliments provenant des forêts représentent moins de 0,6 pour cent de la consommation alimentaire mondiale (FAO, 2014c), ils n'en sont pas moins essentiels pour garantir à de nombreuses communautés la disponibilité d'aliments à forte teneur nutritionnelle, riches en vitamines et en oligo-éléments importants.

Les forêts et les arbres hors forêt contribuent aussi à la disponibilité de nourriture en fournissant du fourrage pour le bétail, que ce soit sous forme de brout ou d'aliments pour animaux. La contribution du fourrage à la disponibilité alimentaire est double: le bétail est source de viande et de lait et soutient également la production agricole en fournissant une force de traction et en donnant du fumier, lesquels contribuent à la productivité des exploitations.

Les services écosystémiques fournis par les forêts et les arbres dans les systèmes agroforestiers et sylvopastoraux concourent à la production agricole, à l'élevage, à la foresterie et à la pêche par la régulation de l'eau et du microclimat, la fourniture d'ombrages et de lignes de brise-vent, la protection des sols, le cycle des nutriments, la lutte biologique contre les parasites et les services de pollinisation (Reed *et al.*, 2017) (voir l'exemple dans l'**encadré 26** et la section **Biodiversité des forêts et agriculture durable**, p. 74). Leur rôle est essentiel dans la lutte contre les risques liés au changement climatique et les efforts visant à l'atténuer, car ils assurent une offre en aliments dans de nombreuses régions (voir l'**étude de cas 1** sur la restauration à grande échelle des terres arides à des fins de résilience des petits agriculteurs et des éleveurs en Afrique, au chapitre 5, p. 103).

ENCADRÉ 26 DANS LES PAYS TROPICAUX, DES FORÊTS BÉNÉFIQUES À LA PÊCHE CONTINENTALE

Les forêts inondables du bassin inférieur de l'Amazone permettent des prises de poissons de volumes importants dans les lacs et les rivières de ces écosystèmes dotés d'une grande biodiversité, dont la richesse et l'abondance en poisson se sont avérées directement corrélables à la présence des massifs forestiers (Lobón-Cervía *et al.*, 2015; Castello *et al.*, 2018). Au Nigéria, la consommation de poisson frais dans les villages est corrélée à la densité du couvert forestier de manière positive et forte (Lo, Narulita et Ickowitz, 2019). La pêche continentale contribue beaucoup

plus à la sécurité alimentaire mondiale qu'il n'a été reconnu jusqu'à présent, car cette pêche fournit des sources primaires de protéines animales et de nutriments essentiels, en particulier dans les pays en développement. Les petits poissons, par exemple, peuvent constituer d'importantes sources de vitamine A, de fer et de zinc et sont moins chers et plus accessibles que ne le sont les gros poissons, les autres sources alimentaires d'origine animale ou les légumes (Kawarazuka et Béné, 2011; FluetChouinard, Funge-Smith et McIntyre, 2018).

Accès à la nourriture. Comme décrit dans *4.1 Les atouts des forêts et de la biodiversité pour les populations*, le secteur forestier, dans ses composantes formelle et informelle (qui comprennent la collecte, la transformation et la vente de bois d'œuvre, de bois-énergie et de PFNL) est une importante source d'emplois et de revenus qui, de ce fait, garantit un accès économique à la nourriture. L'apport en termes monétaires des produits forestiers aux revenus des ménages n'est peut-être pas important au niveau mondial, mais ces produits sont indispensables aux moyens d'existence, à la sécurité alimentaire et à la nutrition des plus de 80 millions de personnes employées dans les secteurs forestiers formel et informel. La sécurité foncière dans les zones forestières et la garantie de jouissance des ressources des forêts sont essentielles pour la pleine réalisation des avantages économiques découlant de la collecte et de la vente des produits forestiers, et donc pour la sécurité alimentaire des personnes tributaires des forêts.

Malgré la disponibilité limitée des données ventilées par sexe disponibles, des études permettent de conclure que les femmes des zones rurales jouent un rôle central dans la récolte durable des PFNL et la collecte de bois de chauffe, et qu'elles dépendent toute l'année des revenus qu'elles génèrent par la vente de ces produits (FAO, 2014d; HLPE, 2017). Des efforts ont été investis pour améliorer les données sur les PFNL, mais de plus amples informations sont nécessaires pour rendre les estimations plus précises sur les lieux où ces produits jouent un rôle décisif dans la sécurité

alimentaire et la nutrition, et les populations qui en bénéficient (FAO, 2017c).

Grâce à leur étroite imbrication dans les communautés forestières et les moyens d'existence de ces communautés, les PMEFL sont particulièrement bien placées pour améliorer la sécurité alimentaire et nutritionnelle de nombreuses populations rurales. La réalisation de leur potentiel dépend souvent de la résolution des problèmes que posent des capacités locales limitées, le caractère bureaucratique des réglementations, des structures de pouvoir local inéquitables, l'insécurité des régimes fonciers et la concentration des avantages entre les mains des élites locales.

Utilisation des aliments (consommation nutritionnelle et énergétique adéquates). La cuisson est le premier des moyens dont on dispose pour pouvoir absorber les nutriments contenus dans les aliments et un tiers environ de la population mondiale (2,4 milliards de personnes) utilise le bois-énergie pour cuisiner et environ une personne sur dix dans le monde utilise le bois-énergie pour faire bouillir et stériliser l'eau afin de pouvoir la boire et l'utiliser pour faire la cuisine (FAO, 2014c). Autre exemple de l'utilisation de produits issus des arbres dans l'alimentation: les graines réduites en poudre de l'arbre à pilon (*Moringa oleifera*) sont également utilisées pour purifier l'eau domestique en raison de leurs propriétés antibactériennes (Delelegn, Sahile et Husen, 2018). Le bois en tant que source d'énergie est également utilisé dans les procédés de conservation des aliments que sont

ENCADRÉ 27
PROBLÉMATIQUES LIÉES À L'UTILISATION DU BOIS POUR LA CUISINE

Le bois reste le principal combustible de cuisson utilisé par les ménages ruraux pauvres dans une grande partie du monde en développement, en particulier en Afrique et en Asie du Sud. Sachant que pour ces populations, ce mode de cuisson n'a d'autre alternative que la consommation de nourriture crue, ce combustible occupe une place absolument centrale dans la sécurité alimentaire.

La consommation de bois de chauffe a diminué ou est restée stable au fil du temps dans la plupart des régions, mais en Afrique subsaharienne, elle continue d'augmenter. En raison des habitudes, des goûts, des coutumes et des expériences, elle est souvent préférée même si d'autres sources d'énergie sont disponibles (FAO, 2017a).

Alors que le bois-énergie représente près de 50 pour cent de la consommation mondiale de bois et plus de 90 pour cent de tout le bois récolté en Afrique (FAO, 2019e), un tiers de ce bois est encore récolté selon un mode

non durable en raison de l'absence de réglementation encadrant l'accès aux forêts (FAO, 2017a), et la récolte de bois-énergie est un facteur courant de dégradation des forêts.

S'il n'est pas utilisé correctement, le bois peut également provoquer une pollution par la fumée, généralement due au faible rendement de sa combustion pendant la cuisson, ce qui peut avoir des effets dommageables pour la santé. On estime en effet que près de 4 millions de personnes meurent prématurément chaque année des suites de maladies attribuées à une pollution atmosphérique domestique imputable à la cuisson par des combustibles solides et à des pratiques de cuisson à faible rendement énergétique (Clean Cooking Alliance, 2015; OMS, 2018a). Les fours améliorés peuvent atténuer ce risque tout en réduisant les quantités de combustible consommées.

le fumage et le séchage, qui prolongent l'offre de ressources alimentaires pendant les périodes non productives et rendent possible leur plus large distribution.

Toutefois, l'utilisation de combustibles ligneux peut s'accompagner de répercussions négatives, parmi lesquelles la dégradation des forêts et l'inhalation des fumées, qui est porteuse de risques pour la santé humaine (encadré 27). Sachant que le bois restera probablement la source d'énergie la plus abordable pour une part considérable de la population mondiale dans le moyen terme, il est important de veiller à ce qu'il soit récolté sur un mode durable et utilisé de manière à obtenir un bon rendement énergétique.

Les forêts et la biodiversité qu'elles renferment contribuent également à soutenir l'état nutritionnel des populations locales en fournissant des aliments qui apportent un large éventail de macronutriments et de micronutriments. Les aliments prélevés dans le milieu naturel ont souvent une teneur élevée en micronutriments indispensables. Les fruits sylvestres, par exemple, sont riches en minéraux et vitamines, tandis que les graines et les noix récoltées dans la forêt sont bénéfiques aux régimes alimentaires grâce à leur apport en calories et leur teneur en matières

grasses et protéines. Les racines et tubercules sauvages comestibles fournissent des apports glucidiques, et les champignons sont une source de nutriments importants, parmi lesquels le sélénium, le potassium et des vitamines. Les feuilles d'arbres et d'arbustes (fraîches ou séchées) comptent parmi les produits forestiers les plus consommés. Elles constituent une riche source de protéines et de micronutriments, notamment de vitamine A, de calcium et de fer, qui font souvent défaut dans l'alimentation des populations vulnérables sur le plan nutritionnel. En outre, la majeure partie de l'offre mondiale en vitamines C et A, calcium et acide folique provient de cultures pollinisées par les animaux (Eilers *et al.*, 2011). Les recherches ont montré qu'il existait des liens étroits entre le couvert forestier et la qualité de l'alimentation (encadré 28).

Stabilité de la sécurité alimentaire (accès à une nourriture disponible et utilisable à tout moment et sans risque).

Les revenus tirés de la forêt et les produits qui en sont extraits font office de protection sociale pendant les pénuries alimentaires saisonnières et les périodes de famine, de mauvaises récoltes ou de crises économiques, sociales ou politiques (FAO, 2017b). La récolte des aliments dans les forêts est une stratégie importante pour faire face aux périodes d'insécurité alimentaire, en particulier pour les ménages vulnérables qui

ENCADRÉ 28 LIENS DES FORÊTS ET DES SYSTÈMES ARBORÉS AVEC LA DIVERSITÉ DES RÉGIMES ALIMENTAIRES

L'accès aux forêts et aux systèmes arborés se traduit par la consommation de fruits et légumes et une alimentation diversifiée, tandis que la disparition de zones boisées a pour corollaire une perte de qualité nutritionnelle de l'alimentation des populations locales (Ickowitz *et al.*, 2014). La diversité des régimes alimentaires, soit le nombre d'aliments ou de groupes d'aliments consommés dans un laps de temps donné, qu'il s'agisse d'individus ou de ménages, peut servir d'indicateur de l'état nutritionnel, notamment de l'adéquation des teneurs en micronutriments, des apports énergétiques et de la croissance des enfants (Jamnadass *et al.*, 2015). Dans une étude réalisée en République-Unie de Tanzanie, une plus grande consommation d'aliments issus de la forêt a été corrélée à une plus grande diversité alimentaire, une plus grande consommation d'aliments d'origine animale et des régimes alimentaires plus riches en nutriments (Powell, Hall et Johns, 2011). Ickowitz *et al.* (2014) ayant recoupé des images satellites du couvert

arboré avec des informations sur les régimes alimentaires dans 21 pays africains, ont constaté que la diversité de l'alimentation des enfants était plus grande là où le couvert arboré était plus important; la consommation de fruits et légumes augmentait avec le couvert arboré jusqu'à un pic de 45 pour cent de couvert arboré. Et pareillement dans 27 pays d'Afrique où l'utilisation des forêts était corrélée à une augmentation de la diversité alimentaire des enfants d'au moins 25 pour cent (Rasolofson *et al.*, 2018).

La perte de couvert forestier peut également avoir des conséquences nutritionnelles négatives. Dans une analyse géospatiale de 15 pays d'Afrique subsaharienne, Galway, Acharya et Jones (2018) ont observé un lien entre la déforestation et la réduction de la diversité alimentaire chez les jeunes enfants, en particulier une réduction de la consommation de légumineuses, de noix, de fruits et de légumes. Ils ont constaté que cette corrélation était plus forte en Afrique de l'Ouest.

vivent dans les forêts ou à proximité de forêts. Les produits forestiers sont souvent disponibles pendant de longues périodes, y compris pendant les saisons maigres (voir l'exemple de l'Afrique de l'Ouest dans l'encadré 29), lorsque les produits agricoles traditionnels ne sont plus disponibles, les stocks sont épuisés et l'argent se fait rare.

Outre qu'elles permettent de faire face aux brèves périodes d'instabilité des approvisionnements (durant lesquelles l'insécurité alimentaire peut s'accroître), les forêts et la diversité forestière fournissent des services écosystémiques indispensables à un retour à la stabilité des approvisionnements (contribuant ainsi à empêcher l'insécurité alimentaire chronique), notamment par le soutien qu'elles apportent à une production agricole, animale et halieutique durable (exposé ci-dessus dans la section **Disponibilité**; voir également la section **Biodiversité des forêts et agriculture durable**, p. 74). Le rôle de pool génétique des cultures alimentaires et médicinales, qui est celui des forêts où la biodiversité est maintenue, est essentiel pour garantir la diversité nécessaire au maintien dans la durée de la bonne qualité des régimes alimentaires.

Les produits alimentaires issus des forêts

Les produits alimentaires issus des forêts constituent une part modeste (en termes de calories) mais essentielle du régime alimentaire des populations rurales en situation d'insécurité alimentaire; ils permettent en outre de diversifier l'alimentation de base de ces populations. Dans certaines communautés qui consomment ce type d'aliments en grandes quantités, les aliments sauvages prélevés dans les bois suffisent à eux seuls à satisfaire les besoins alimentaires minimums en fruits, légumes et aliments d'origine animale (Rowland *et al.*, 2015).

La valeur nutritionnelle des aliments forestiers ne se limite pas aux pays en développement. Plus de 65 millions de citoyens de l'UE récoltent occasionnellement des produits alimentaires sauvages et au moins 100 millions consomment des produits comestibles issus des forêts (Schulp, Thuiller et Verburg, 2014). Des produits alimentaires d'origine sauvage, en particulier le gibier et d'autres produits forestiers, sont aussi couramment consommés en Amérique du Nord (Mahoney et Geist, 2019).

ENCADRÉ 29
EXEMPLES D'ALIMENTS ISSUS DE LA FORÊT CONSOMMÉS EN AFRIQUE DE L'OUEST PENDANT LA PÉRIODE DE SOUDURE

En Afrique de l'Ouest, la caroube (*Parkia biglobosa*) est mise en fermentation pour obtenir un aliment nutritif riche en protéines (40 pour cent de la matière sèche) et en graisses (35 pour cent), qui se conserve plus d'un an sans réfrigération (FAO, 2016a). Les gousses mûrissent pendant la saison sèche et leurs graines fournissent ainsi une nourriture utile au milieu de la «saison maigre», avant la nouvelle récolte. Les chiffres de la production annuelle sont difficiles à obtenir car la caroube ne fait pas l'objet d'un commerce régulier, mais on estime que 200 000 tonnes de gousses sont récoltées chaque année dans le seul nord du Nigéria (Nwaokoro et KwonNdung, 2010).

Dans la région occidentale du Ghana, les PFNL sont

particulièrement importants pour la sécurité alimentaire, la nutrition et la santé des ménages pendant la période de soudure (juin à août). Il est signalé que les ménages à faibles revenus consomment cinq à six fois par semaine des produits prélevés en forêt: viande de brousse, dont des aulacodes (*Thryonomys swinderianus*), escargots, champignons, miel et fruits (Ahenkan et Boon, 2011).

Au Sénégal, les fruits de certains arbres tels que les *Boscia* spp. qui fructifient toute l'année, et le marula (*Sclerocarya birrea*) qui fructifie à la fin de la saison sèche, sont couramment utilisés pour diversifier les régimes alimentaires, contribuant ainsi à pallier les pénuries saisonnières de vitamines (FAO, 1989).

Certains produits alimentaires issus des forêts sont largement commercialisés. Le marché mondial des champignons comestibles, par exemple, dont bon nombre sont récoltés dans les forêts, est estimé à 42 milliards d'USD par an (Willis, 2018).

Les produits alimentaires de la forêt revêtent une importance nutritionnelle (et culturelle) particulière pour les communautés autochtones. D'après une étude portant sur un ensemble de 22 pays d'Asie et d'Afrique, dont des pays industrialisés et des pays en développement, les communautés autochtones utilisent en moyenne 120 produits alimentaires sauvages par communauté (Bharucha et Pretty, 2010).

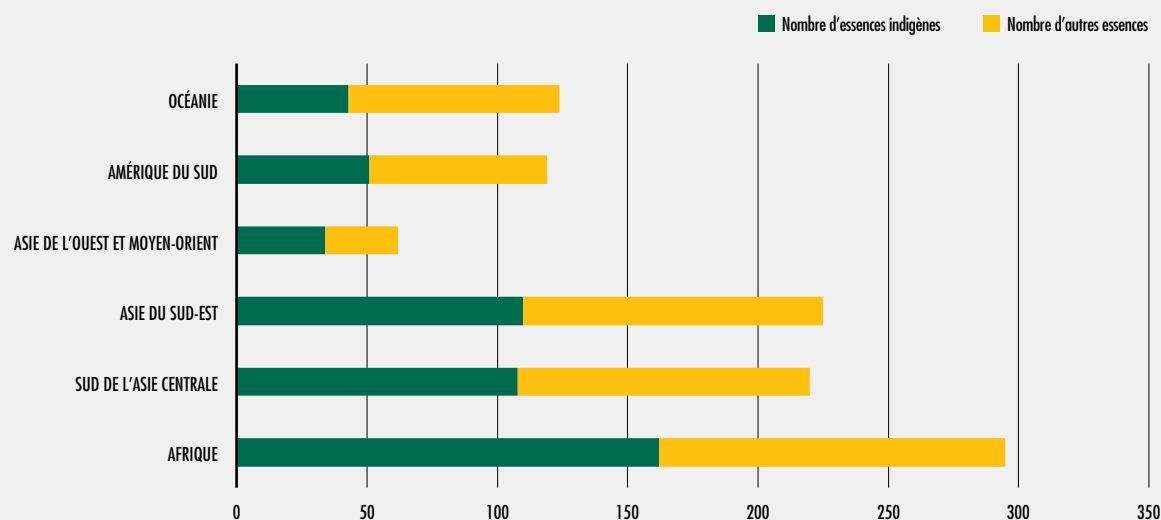
Dans le monde, un nombre élevé d'espèces d'arbres fournissent des sources importantes de nourriture et de nutriments (figure 27). De nombreuses espèces fournissent des produits alimentaires prélevés sur différentes parties de l'arbre. Le baobab (*Adansonia digitata*), par exemple, est un arbre tropical polyvalent utilisé pour ses fruits et ses feuilles, qui constituent un aliment de base pour de nombreuses personnes dans les zones arides d'Afrique. La pulpe déshydratée des fruits du baobab contient jusqu'à 300 mg de vitamine C pour 100 g de pulpe de fruit, soit près de six fois la teneur en vitamine C des oranges (Odetokun, 1996, cité dans Manfredini, Vertuani et Buzzoni, 2002);

elle contient aussi des vitamines A, B1, B2 et B6. Une consommation quotidienne de 10 à 20 g de pulpe de fruit peut satisfaire les besoins en vitamine C d'un enfant. Les feuilles de baobab sont riches en calcium, en protéines et en fer (Mborá, Jamnadass et Lillesø, 2008).

De même, les feuilles de l'arbre à pilon (*Moringa oleifera*) fournissent de grandes quantités de vitamine B, de vitamine C, de bêta-carotène, de magnésium, de fer et de protéines. Elles contiennent également des composés phénoliques et flavonoïdes qui ont des propriétés antioxydantes, anticancérigènes, immunomodulatrices, antidiabétiques et hépatoprotectrices. Cinq grammes seulement de feuilles réduites en poudre peuvent couvrir 60 pour cent environ des besoins quotidiens en vitamine A d'un enfant de moins de trois ans (Institute of Medicine, 2001; Witt, 2013).

Les fruits à coque. Les fruits à coque, ou noix, comptent parmi les aliments consommés par l'homme présentant les plus grandes vertus nutritionnelles, car elles sont riches en protéines, lipides, énergie, minéraux et vitamines. Bien qu'elles soient un aliment à forte teneur énergétique, les noix induisent rapidement la satiété et leur consommation ne s'accompagne pas de prise de poids (et peut même faire perdre du poids) et réduit les risques d'obésité, comme il a été constaté dans les

FIGURE 27
NOMBRE D'ESSENCES ARBORÉES FOURNISSANT DES ALIMENTS IMPORTANTS POUR LES
MOYENS D'EXISTENCE DES PETITS EXPLOITANTS



SOURCE: D'après les données de la base des données agroforestières (World Agroforestry, 2009), citées dans Dawson *et al.*, 2014.

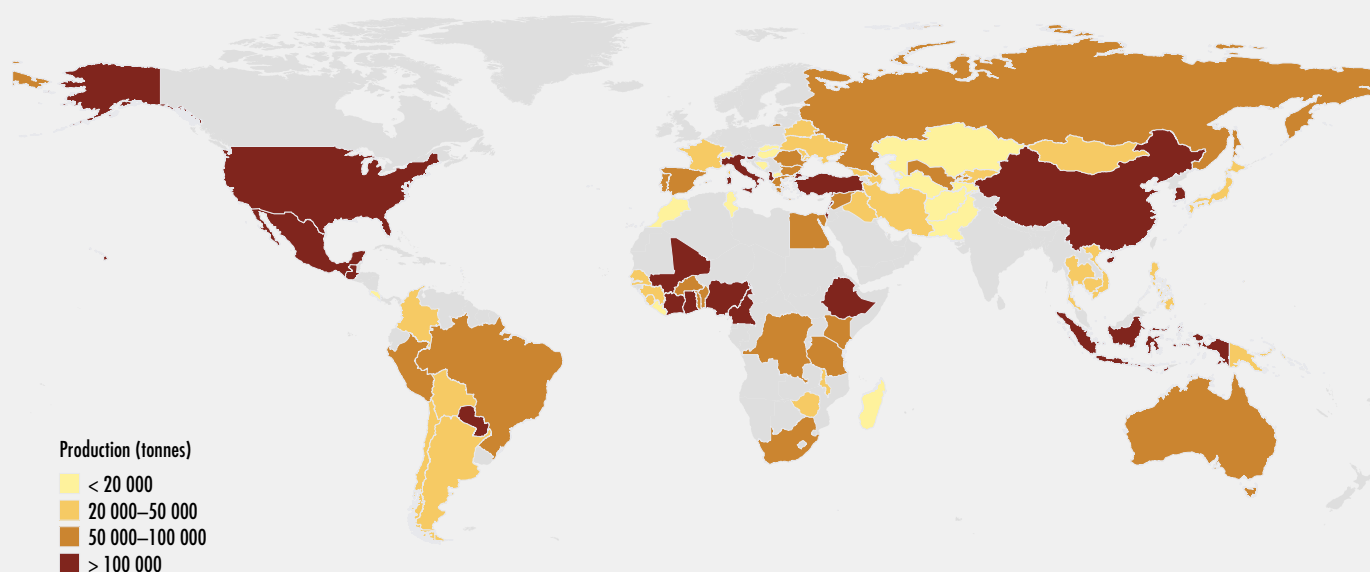
études d'observation et les essais cliniques (voir par exemple Liu *et al.*, 2019). La Commission EATLancet (Willett *et al.*, 2019) mentionne que le passage à des régimes alimentaires sains d'ici à 2050 nécessitera des changements alimentaires importants, notamment le doublement, voire davantage, de la consommation des aliments sains que sont les noix, les fruits, les légumes et les légumineuses. Alors que la consommation de noix est traditionnellement élevée chez certaines populations d'Afrique de l'Ouest, c'est dans ce groupe d'aliments que l'on constate l'écart le plus important entre les apports alimentaires effectifs et un régime «sain» de référence, tel que proposé par la Commission EAT-Lancet.

La production annuelle de noix en provenance principalement ou exclusivement des forêts est importante dans de nombreux pays (figure 28). Certaines noix constituent un apport vivrier pour les collectivités rurales et les habitants des forêts, tandis que d'autres, comme la noix du Brésil, connaissent des débouchés commerciaux considérables (encadré 30). Les arbres et les arbustes portant des noix comestibles sont souvent laissés sur les terres agricoles et les exploitations familiales après le défrichage.

Le gibier et la viande de brousse. Redmond *et al.* (2006) ont recensé près de 1 800 espèces d'insectes, de mammifères, d'oiseaux, d'amphibiens et de reptiles chassés pour leur chair dans le monde, dont un grand nombre dans les forêts tropicales et subtropicales. Sachant que seulement 45 pour cent de ces espèces (environ 800) sont des insectes (d'autres sources indiquent que 1 900 espèces d'insectes sont consommées, voir ci-dessous) et que les poissons et les crustacés ne sont pas inclus dans cette catégorie, le nombre total d'animaux sylvoicoles chassés pour leur viande est probablement beaucoup plus élevé. Dans les communautés rurales forestières et les petites villes de province, où la viande d'élevage bon marché n'est guère disponible mais où la faune sauvage reste accessible, la viande de brousse est souvent la principale source des macronutriments que sont les protéines et les graisses (Sirén et Machoa, 2008), et des micronutriments importants que sont le fer et le zinc (Golden *et al.*, 2011). Une étude récente menée auprès de quelque 8 000 ménages ruraux dans 24 pays d'Afrique, d'Asie et d'Amérique latine montre que 39 pour cent des ménages prélèvent de la viande de brousse et que la quasi-totalité des ménages en consomment (Nielsen *et al.*, 2018). Dans au moins 62 pays



FIGURE 28
PRODUCTION ANNUELLE DE NOIX FORESTIÈRES (2017)



NOTE: Les données relatives à la production de noix forestières comprennent: les châtaignes (groupe *Castanea*), la karité (*Vitellaria paradoxa*), la noix de kola (*Cola nitida*; *Cola vera*; *Cola acuminata*), la noix du Brésil (*Bertholletia excelsa*), la noix du bancoulier et d'autres noix non spécifiées ailleurs, comme les pignons de pin, qui ne sont pas considérées comme des catégories spécifiques.

SOURCE: FAO. FAOSTAT. 2020.

ENCADRÉ 30 LA NOIX DU BRÉSIL: UNE PIERRE ANGULAIRE POUR LA CONSERVATION DE LA FORÊT AMAZONIENNE

La noix du Brésil, le fruit de la bertholletie (*Bertholletia excelsa*), arbre de la forêt pluviale, est la seule graine comestible commercialisée mondialement qui soit actuellement récoltée dans la nature par des cueilleurs établis dans les forêts. Au cours des dernières décennies, la récolte de noix du Brésil a permis de soutenir la «conservation par l'utilisation» de millions d'hectares de forêt amazonienne par des dizaines de milliers de ménages ruraux. Les noix contribuent de manière importante aux moyens d'existence des

populations locales, aux économies nationales et au développement axé sur la forêt dans une vaste zone géographique, générant des recettes d'exportations annuelles à hauteur de dizaine de millions d'USD en Bolivie (État plurinational de), au Brésil et au Pérou. L'arbre réagit bien au type et aux niveaux de récolte actuellement pratiqués. Les utilisateurs de la ressource ont mis au point des systèmes de gestion endogènes qui maintiennent la productivité.

SOURCE: Guariguata *et al.*, 2017.

» du monde, la viande de brousse représente au moins 20 pour cent des protéines animales de l'alimentation en zone rurale (Nasi *et al.*, 2008). Dans les bassins de l'Amazonie et du Congo, la consommation de viande de brousse comble entre 60 et 80 pour cent des besoins quotidiens en protéines des populations (Coad *et al.*, 2019). Des études indiquent que lorsque la consommation d'aliments forestiers est élevée, les régimes alimentaires sont susceptibles d'inclure une proportion de viande, fruits et légumes provenant des forêts supérieure à celle des denrées produites par l'élevage, l'aquaculture et l'agriculture (Rowland *et al.*, 2017). En revanche, la viande de brousse ne contribue pas de manière sensible à la sécurité alimentaire dans les centres urbains établis, où l'on trouve de la viande d'élevage relativement bon marché (Wilkie *et al.*, 2016). Cependant, dans certains pays forestiers plus pauvres, il peut émaner des centres urbains une demande importante de viande de brousse, en particulier lorsque les sources de protéines d'élevage sont limitées (Van Vliet *et al.*, 2019).

La viande de brousse peut être une source particulièrement importante de protéines, de graisses et de micronutriments lorsque d'autres aliments ne sont pas disponibles, par exemple en cas de difficultés économiques, de troubles civils ou de sécheresse (Coad *et al.*, 2019).

La commercialisation de la viande de brousse dans les centres urbains pourrait aussi être un moyen de diversification des revenus pour les communautés pratiquant la chasse, notamment dans les régions où les protéines d'élevage sont rares ou onéreuses (Nasi, Taber et Van Vliet, 2011). De même, le commerce des autres produits de la faune sauvage, que sont notamment les peaux des animaux chassés pour leur chair, peut également constituer une source de revenus pour les communautés forestières. Le Pérou, par exemple, exporte une moyenne annuelle de 41 000 peaux de pécaris, sous permis CITES, pour le secteur de l'habillement (Sinovas *et al.*, 2017).

Cependant, avec l'accélération du rythme d'urbanisation, la demande urbaine de viande de brousse et autres produits de la faune sauvage favorise l'intensification de la chasse. Les fournisseurs sont des chasseurs

locaux, mais aussi des professionnels venus de l'extérieur pratiquant une chasse à but commercial. Toute consommation urbaine, même faible par habitant, peut entraîner des niveaux de prélèvement d'animaux sauvages non durables dans le bassin d'approvisionnement, et ce plus particulièrement lorsque ces prélèvements bénéficient d'améliorations des techniques de chasse et qu'ils se conjuguent avec une faible productivité des animaux sauvages et la disparition ou la fragmentation de leur habitat (Fa, Currie et Meeuwig, 2003; Coad *et al.*, 2019).

Dans les communautés rurales où l'utilisation de la viande de brousse est essentielle pour les moyens d'existence locaux, mais où les niveaux de prélèvement par la chasse ne sont plus durables, le déclin des populations d'espèces sauvages risque d'avoir des répercussions importantes sur le bien-être des populations, si ne sont pas mises en place des pratiques de gestion durable sur l'ensemble de la filière de production de viande de brousse (Golden *et al.*, 2011) (voir chapitre 6 - **Conservation et utilisation durable des forêts et de la biodiversité forestière**). Il est essentiel de concevoir des stratégies de gestion souples et intégrées, tenant compte de tout l'éventail des intérêts, besoins et priorités (Coad *et al.*, 2019).

Insectes. On estime que les insectes font partie de l'alimentation traditionnelle d'au moins 2 milliards de personnes. Plus de 1 900 espèces seraient utilisées comme nourriture, les coléoptères représentant 31 pour cent des espèces consommées, les chenilles (papillons) en représentant 18 pour cent et les abeilles, les guêpes et les fourmis (hyménoptères) en représentant 14 pour cent (FAO, 2013b).

Les insectes en tant que source d'alimentation offrent un grand potentiel sur le plan commercial, mais leur surexploitation peut poser des problèmes de conservation et de sécurité alimentaire, comme le montre l'exemple de la commercialisation de la chenille mopane (*Imbrasia belina*) (FAO, 2013b). Parmi les autres défis à relever, on peut citer l'absence de législation et de normes de sécurité alimentaire, quoique la situation sur ce plan connaisse une amélioration. À compter

du 1^{er} janvier 2018, par exemple, le caractère légalement acceptable des aliments composés d'insectes entiers est reconnu par l'UE dans le cadre du Règlement sur les nouveaux aliments, qui facilite la commercialisation de produits alimentaires dérivés d'insectes (Belluco, Halloran et Ricci, 2017).

L'élevage d'insectes pour l'alimentation humaine et animale est étudié comme moyen d'alléger la pression sur les populations sauvages et de renforcer la sécurité alimentaire à plus grande échelle. En Thaïlande, par exemple, l'élevage d'insectes à petite échelle est déjà une pratique bien établie (FAO, 2013c). Plus récemment, des pays tels que le Kenya et l'Ouganda ont mis en place avec succès des modèles d'élevage de grillons et de sauterelles.

La valeur de l'élevage d'insectes comestibles va au-delà de leur valeur nutritionnelle et économique, car l'élevage d'insectes comestibles pour l'alimentation humaine et animale sollicite dans une bien moins grande mesure que ne le font d'autres formes de production animale les ressources déjà limitées que sont la terre, les sols, l'eau et l'énergie. C'est ainsi qu'il est beaucoup plus écologique de produire des protéines à partir du ver de farine (*Tenebrio molitor*) que de la viande de bœuf (FAO, 2013b). Ces dernières années, l'élevage d'insectes à des fins alimentaires est aussi devenu une pratique acceptée sur le plan environnemental, social et économique en Belgique, en Finlande et aux Pays-Bas, des pays européens où les insectes ne font pas partie de l'alimentation traditionnelle (voir Luke, 2018).

Biodiversité des forêts et agriculture durable

Les systèmes de production forestiers et agricoles se chevauchent souvent à des degrés divers; parfois ils se chevauchent complètement, comme dans l'agroforesterie. Quarante pour cent environ des terres agricoles à l'échelle mondiale sont porteuses d'un couvert arboré qui dépasse les 10 pour cent (Zomer *et al.*, 2009).

Les forêts présentent des niveaux de biodiversité végétale et animale beaucoup plus

élevés que les champs agricoles. Cela contribue à leur apport de services écosystémiques qui ont des effets positifs sur la productivité et la résilience des systèmes de production agricole situés dans leur proximité (Duffy, Godwin et Cardinale, 2017; HLPE, 2017). On estime que 75 pour cent de l'eau douce accessible dans le monde provient de bassins versants forestiers. Cette eau est utilisée à des fins agricoles, domestiques, industrielles et écologiques (MEA, 2005).

Les forêts jouent également un rôle essentiel dans l'adaptation au changement climatique et l'atténuation de ses effets, et contribuent ainsi à la prévention de l'insécurité alimentaire liée au climat. Les écosystèmes forestiers gérés de façon durable peuvent également contribuer à réduire le risque de pertes agricoles dues à l'érosion des sols, aux glissements de terrain et aux inondations.

Les forêts assurent également aux agriculteurs un approvisionnement local en intrants agricoles (aliments pour les animaux d'élevage, fibres et matières organiques, par exemple), ce qui réduit les coûts et les externalités négatives de la production et du transport de ces intrants depuis des lieux plus éloignés.

Certains végétaux ont gagné les exploitations agricoles (le café, le cacao et l'arachide, par exemple), mais les écosystèmes forestiers fournissent encore souvent des ressources génétiques vitales pour l'adaptation et l'amélioration des cultures existantes. Les forêts sont des réservoirs de taxons sauvages (espèces ancestrales ou apparentées) à l'origine de nombreuses espèces d'élevage et de plantes domestiquées qui ont depuis été sélectionnées pour donner des rendements élevés et d'autres caractéristiques. Les variétés et les races domestiquées peuvent être très homogènes sur le plan génétique et donc vulnérables aux changements biotiques et climatiques. Les espèces sauvages, en revanche, évoluent et se diversifient continuellement dans des conditions naturelles diverses et parfois extrêmes; l'hybridation d'espèces domestiquées avec des espèces sauvages qui leur sont apparentées peut constituer une source d'adaptation pour les premières.

ENCADRÉ 31 VALEUR ÉCONOMIQUE DES SERVICES DE POLLINISATION SAUVAGE DES FORÊTS POUR LES PETITS EXPLOITANTS AGRICOLES EN RÉPUBLIQUE-UNIE DE TANZANIE

Les moyens d'existence, les revenus et la sécurité alimentaire des populations de République-Unie de Tanzanie, comme celles de la plupart des pays d'Afrique subsaharienne, sont fortement tributaires de l'agriculture. La plupart des agriculteurs du pays sont de petits exploitants dont les moyens vivriers et la productivité agricole sont tributaires des services écosystémiques naturellement disponibles. Une évaluation nationale a montré que les forêts jouent un rôle important dans l'agriculture en tant qu'habitats naturels des pollinisateurs sauvages (Tibesigwa *et al.*, 2019). Il apparaît que la proximité de la forêt est

notoirement bénéfique à la productivité des cultures qui dépendent des pollinisateurs, et qu'elle accroît les gains que procurent les cultures de ce type, qui se trouvent être majoritaires dans le pays. Il a été constaté que cet avantage diminuait de manière exponentielle à mesure qu'augmentait la distance entre la parcelle agricole et la forêt, et qu'il s'effaçait à plus de 2 à 3 km de la forêt. On a constaté en outre qu'une réduction du couvert forestier entraînait une diminution des recettes tirées des cultures. Cette étude témoigne de l'importance du maintien des zones boisées dans les régions agricoles.

Les forêts fournissent des habitats à de nombreux pollinisateurs indispensables à une production alimentaire durable (voir exemple dans l'encadré 31) (voir également l'encadré 18 *Pollinisateurs sylvestres* au chapitre 3, p. 41).

Quatre-vingt-sept des 115 principales cultures vivrières du monde (soit environ 75 pour cent), qui représentent 35 pour cent du volume de la production alimentaire mondiale, bénéficient dans une certaine mesure de la pollinisation animale pour la production de fruits, de légumes ou de semences (Klein *et al.*, 2007). Un grand nombre de ces pollinisateurs se trouvent dans les forêts.

Toutefois, il est également nécessaire de s'attaquer aux menaces que l'agriculture non durable fait peser sur la biodiversité des forêts. Les transformations agricoles de la fin du XX^e siècle, qui reposent sur une intensification à grande échelle faisant appel à des niveaux élevés d'intrants, ont contribué à augmenter les rendements des cultures et du bétail et à améliorer la sécurité alimentaire, mais ont parfois eu de graves répercussions sur l'environnement, notamment la pollution des sources d'eau par les produits chimiques utilisés en agriculture. Actuellement, le secteur agricole est à l'origine de 73 pour cent de la déforestation dans le

monde (Hosonuma *et al.*, 2012), entraînant un grave déclin de la biodiversité (voir le chapitre 6). La connaissance imparfaite des avantages des forêts et des services que la forêt rend à l'agriculture, y compris la biodiversité, a parfois conduit à des choix de gestion qui ont nui à la biodiversité, avec pour effet d'aggraver le préjudice qu'elle subit. Une exploitation des terres respectueuse de la biodiversité contribue à la fois à entretenir les bienfaits des services écosystémiques dispensés par les forêts et à accroître la productivité agricole. À cet égard, les savoirs autochtones et locaux peuvent constituer un bien inestimable (IPBES, 2019a) (voir l'encadré 32).

L'agroforesterie – présence d'arbres dans des zones agricoles ou agriculture pratiquée dans des zones forestières – optimise les liens entre agriculture et biodiversité des forêts et des arbres. L'importance croissante que revêtent les approches agroforestières à l'échelle des territoires renforce le rôle de l'agroforesterie dans la conservation de la biodiversité. L'agroforesterie tient cinq grands rôles dans la conservation de la biodiversité (Udawatta, Rankoth et Jose, 2019):

- Elle fournit des habitats aux espèces qui peuvent tolérer un certain degré de perturbation.

ENCADRÉ 32

LES FORÊTS, ÉLÉMENT CLÉ DE LA RÉSILIENCE FACE AU CHANGEMENT CLIMATIQUE ET DE LA CONSERVATION DE L'AGROBIODIVERSITÉ DANS LES RIZIÈRES EN TERRASSES DES HANI (CHINE)

Les rizières en terrasses des Hani, situées dans une région du sud-ouest de la Chine touchée par des épisodes de sécheresse croissants et récurrents, constituent un exemple à valeur de modèle pour l'adaptation à des conditions topographiques difficiles et la résilience face à la pénurie d'eau. Ces terrasses sont le témoignage concret de la sagesse des riziculteurs, qui s'exerce depuis plus de 1 300 ans. En 2009, une grave sécheresse a décimé la production agricole de cette région, cependant que les terrasses de riz des Hani permettaient aux agriculteurs de maintenir des rendements réguliers et une abondance d'eau. Les forêts de moyenne et de haute montagne, ainsi que la structure des terrasses et des méthodes ingénieuses de gestion de l'eau, ont joué un rôle central dans l'amélioration de la résilience face aux rigueurs de la sécheresse (Min, 2017). La riziculture des Hani, qui exploite rien de moins que 123 variétés locales, ne saurait exister en l'absence de l'approvisionnement en eau que dispense la forêt. Les forêts jouent en effet un rôle déterminant dans la stabilité et la pérennité de l'écosystème de toute la région.

La résilience des rizières en terrasses des Hani repose sur quatre piliers principaux:

La gestion du territoire « quatre en un » (forêt-village-terrasse-cours d'eau). Les forêts qui s'épanouissent sur les hauteurs, au-dessus des villages et des terrasses, facilitent la formation de rosée alimentée par la montée de la vapeur d'eau et l'accumulation d'eau dans les réservoirs et les ruisseaux. Les forêts interceptent les pluies et améliorent la capacité de stockage de l'eau du sol. Elles contribuent aussi à la conservation des sols, en limitant leur érosion, et protègent les villages contre les glissements de terrain.

Des espèces forestières adaptées pour la conservation de l'eau.

Les peuplements forestiers sont principalement composés de cardamome (*Alnus nepalensis*), essence qui pousse bien sur les sols gorgés d'eau et dont le système racinaire latéral étendu consolide les sols instables et sujets à l'érosion.

Un système d'irrigation à bon rendement qui s'appuie sur les services écosystémiques de la forêt.

L'eau accumulée par les forêts des hauteurs, et la topographie de la région, permettent une forme d'irrigation des rizières incomparablement efficace (voir figure A). Les racines profondes des arbres de la forêt aident à la percolation des précipitations vers les eaux souterraines. En outre, les eaux de ruissellement de surface s'écoulent le long de la pente, à travers les forêts, les villages et les terrasses. Les massifs forestiers fournissent non seulement de l'eau, mais aussi des engrais pour les rizières, car l'eau qui s'écoule transporte les nutriments de la litière forestière vers les nombreux étages de terrasses.

Les forêts font partie de la vie quotidienne et de la culture des agriculteurs.

Les Hani vénèrent la nature et respectent les arbres comme des dieux qui leur accordent leur protection et leur grâce. Leurs croyances sont étroitement liées au rôle important que les forêts tiennent dans leur vie, en leur dispensant de nombreux bienfaits: bois d'œuvre, bois de chauffe et pharmacopée, ainsi que des habitats d'une riche biodiversité. Chaque village entretient au moins un bois sacré ou « magique ». Cet attachement à la nature, qui est d'ordre culturel, sert d'incitation à la protection et à la conservation de la forêt.

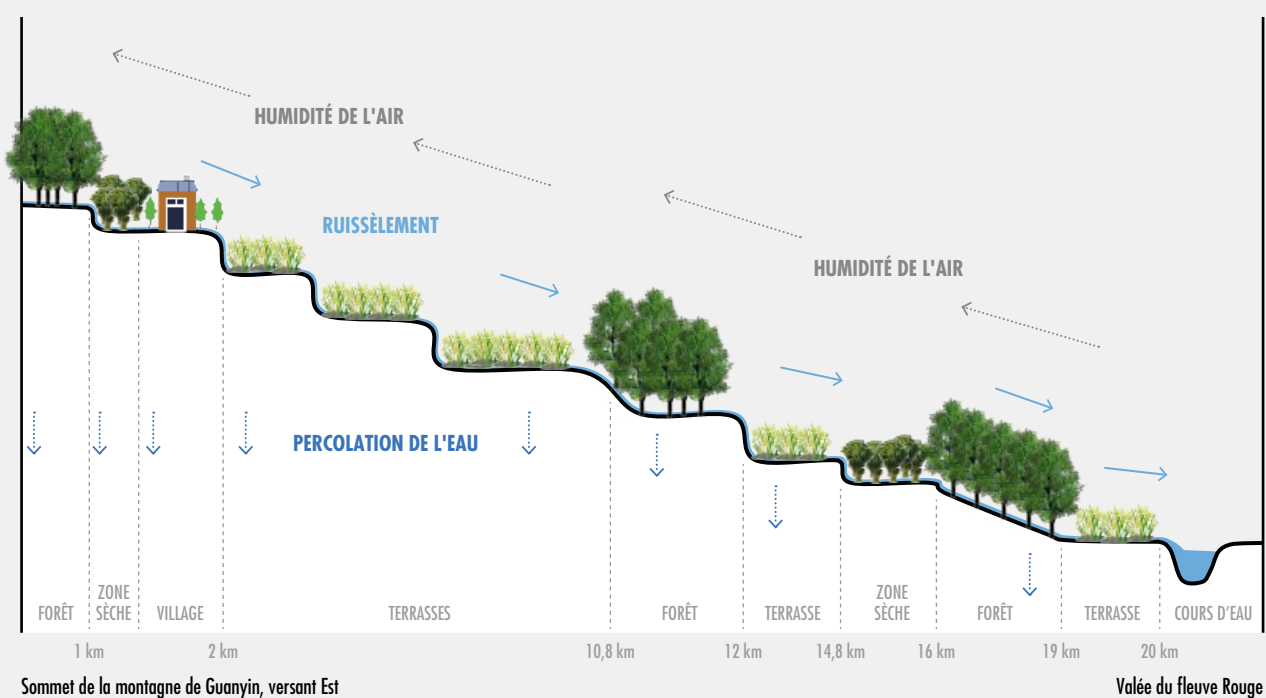


- ▶ Elle contribue à la préservation du patrimoine génétique des espèces sensibles.
- ▶ Elle réduit le taux de conversion des habitats naturels en offrant une solution plus productive et plus durable que ne le peuvent des systèmes agricoles classiques indissociables du défrichement des habitats naturels.

- ▶ Elle procure une continuité spatiale aux habitats subsistants.
- ▶ Elle assure des services écosystémiques tels que la maîtrise de l'érosion et la recharge en eau, empêchant ainsi la dégradation et la perte des habitats. ■

ENCADRÉ 32
(SUITE)

FIGURE A
SYSTÈME D'IRRIGATION NATURELLE DES RIZIÈRES EN TERRASSES DES HANI, REPOSANT EN GRANDE PARTIE SUR LES RESSOURCES HYDRIQUES DES FORÊTS DE MONTAGNE (RUISSELLEMENT DE SURFACE ET PERCOLATION DES EAUX SOUTERRAINES)



Rizières en terrasses des Hani dans le comté de Yuanyang au Yunnan (Chine).

©FAO/Min Qingwen.

4.4 FORÊTS, BIODIVERSITÉ ET SANTÉ HUMAINE

Les forêts et les arbres, et la biodiversité qui s’y rattache, fournissent un large éventail de produits et de services qui contribuent à la santé humaine, notamment des médicaments, de la nourriture, de l’eau et de l’air pur, de l’ombre ou simplement un espace vert dans lequel on peut faire de l’exercice ou se détendre (Nilsson *et al.*, 2010). Plus la biodiversité d’une forêt ou d’une formation arborée est importante, plus est vaste la gamme des produits et des services qu’elle peut dispenser.

Les médicaments issus de la forêt

Outre les contributions des forêts et des arbres à la nutrition et à la sécurité alimentaire évoquées ci-dessus, qui sont en elles-mêmes vitales pour la santé humaine, la biodiversité des forêts englobe également un énorme éventail de matériel végétal, animal et microbien possédant des valeurs médicinales attestées ou potentielles. L’importance de ces substances ne se situe pas seulement au niveau local, car elles sont aussi commercialisées sur les marchés nationaux et internationaux ou servent de modèle pour la synthèse de nouveaux médicaments (la majorité des composés actifs qui étaient à l’origine tirés de végétaux des forêts sont à présent produits en laboratoire). Plus de 28 000 espèces végétales, dont beaucoup se trouvent dans les écosystèmes forestiers, sont désormais actuellement répertoriées pour leurs vertus médicinales (Willis, 2017).

La pharmacopée issue des forêts occupe une place importante dans les systèmes de soins ayurvédiques, la médecine chinoise traditionnelle et d’autres systèmes thérapeutiques autochtones. De nombreuses molécules dont dépend la médecine occidentale sont tirées des plantes de la forêt, après que l’on a découvert qu’elles faisaient partie de systèmes de soins traditionnels des peuples habitant les forêts (Fabricant et Fransworth, 2001). Par exemple, «l’herbe des jésuites» - le quinquina - dont est extraite la quinine, obtenue à partir de plusieurs essences des forêts andines du genre *Cinchona*, a été pendant des siècles l’antipaludique le plus utilisé

au monde. Le quinquina était à l’origine récolté à l’état sauvage, avant d’être obtenu d’arbres cultivés en plantations. Plus tard, la quinine a été remplacée par l’artémisinine, extraite de l’armoise annuelle (*Artemisia annua*), plante recensée dans la pharmacopée chinoise depuis des millénaires. D’autres médicaments d’origine végétale ont été découverts grâce au criblage pharmacologique, tel est le cas par exemple du paclitaxel, composé bioactif à l’origine obtenu à partir de l’écorce de l’if de l’Ouest (*Taxus brevifolia*), considéré comme l’un des meilleurs agents anticancéreux mis au point à partir de produits naturels.

Les systèmes de soins traditionnels des peuples des forêts du monde entier sont ainsi une source indispensable de connaissances. L’Organisation mondiale de la santé (OMS, 2019) définit la médecine traditionnelle comme étant «la somme totale des connaissances, compétences et pratiques qui reposent, rationnellement ou non, sur les théories, croyances et expériences propres à une culture et qui sont utilisées pour maintenir les êtres humains en bonne santé ainsi que pour prévenir, diagnostiquer, traiter et guérir des maladies physiques et mentales». Ces systèmes contribuent à la résilience des populations tributaires des forêts dans le monde entier, souvent en tant que source de soins la plus disponible, la plus accessible, la plus abordable et parfois la plus acceptable sur le plan culturel. Selon l’OMS (2002), jusqu’à 80 pour cent des populations d’Afrique sont encore tributaires de la médecine traditionnelle pour leurs soins de santé primaires. On estime qu’au moins un milliard de personnes dans le monde, hors l’Europe et l’Amérique du Nord, utilisent des remèdes à base de plantes pour traiter la dysenterie chez l’enfant (FAO, 2014c). En 2010, le marché mondial des médicaments à base de plantes reposant sur des connaissances traditionnelles était estimé à 60 milliards d’USD (Nirmal *et al.*, 2013).

La connaissance traditionnelle des plantes médicinales forestières et de leurs vertus est en train de se perdre sous l’effet de l’industrialisation rapide et des traits d’évolution socioéconomiques et culturels qu’affectent les sociétés autochtones contemporaines, mais aussi à cause du déclin de la diversité biologique, linguistique et culturelle du monde

(Reyes-Garcia *et al.*, 2013). Les populations rurales perdent l'accès à ces nourritures et à ces médicaments à cause de la déforestation, de la dégradation des écosystèmes et de la disparition de ces connaissances, ce qui se traduit par une incidence accrue d'insécurité alimentaire, de malnutrition et de maladies.

Il ne fait aucun doute que la préservation et le maintien des connaissances traditionnelles qui accompagnent la biodiversité des forêts, auxquels il faut ajouter la protection du droit des populations rurales à partager les avantages de l'utilisation de leurs connaissances et de leurs ressources, comme le reconnaît le protocole de Nagoya (CDB, 2011), sont extrêmement importants pour la santé et le bien-être des communautés locales et de la communauté mondiale.

Vertus bénéfiques de la forêt sur la santé physique et mentale

Il est incontestable que la fréquentation des milieux naturels produit des effets positifs sur la santé physique et mentale des êtres humains dans toutes les couches socioéconomiques et pour les deux sexes, en particulier dans les zones urbaines (Triguero-Mas *et al.*, 2015) et plus particulièrement chez les citoyens appartenant aux catégories socioéconomiques défavorisées (Maas *et al.*, 2006; Mitchell et Popham, 2008). Dans les pays industrialisés et les contextes urbains, les espaces verts peuvent inciter à l'exercice physique (Conseil de la santé des Pays-Bas, 2004), contribuant ainsi à la réduction de problèmes de santé attribuables à un mode de vie sédentaire: surcharge pondérale, stress chronique et perte de la capacité d'attention. On sait aussi que les espaces verts ont pour effet d'atténuer la détresse psychologique et d'accroître le sentiment de bien-être (Hartig, Mang et Evans, 1991; Groenewegen *et al.*, 2006; White *et al.*, 2013). On a émis l'hypothèse que le contact avec la nature pouvait atténuer la fatigue mentale en déclenchant des processus cognitifs inconscients qui ne nécessitent que peu ou pas d'efforts (Kaplan et Kaplan, 1989). Toutefois, certains citoyens éprouvent un sentiment de vulnérabilité au contact d'espaces verts plus sauvages, d'où la nécessité d'une planification attentive des espaces verts urbains (Jorgensen, Hitchmough et Dunnet, 2006).

Les promenades et randonnées en milieu forestier semblent également avoir des effets physiologiques positifs tels que la réduction de la pression sanguine et un apaisement du rythme cardiaque (Tamosiunas *et al.*, 2014), une maîtrise cognitive accrue (Berman, Jonides et Kaplan, 2008) et même un renforcement des réponses immunitaires (Li *et al.*, 2008). Plusieurs études ont montré que les personnes demeurant à proximité d'espaces naturels riches en biodiversité possèdent un microbiote plus diversifié et plus riche et présentent une moindre sensibilisation atopique (prédisposition à développer une hypersensibilité allergique) (Ege *et al.*, 2011; Hanski *et al.*, 2012; Rook, 2013; Ruokolainen *et al.*, 2015). Les Japonais reconnaissent la valeur curative du «bain de forêt» ou *shinrin-yoku*, qui consiste simplement à s'immerger dans la nature et à respirer l'air de la forêt (Park *et al.*, 2010; Hansen, Jones et Tocchini, 2017).

Les «écoles de la forêt», cadre d'enseignement adopté de longue date dans les pays scandinaves et qui s'est propagé ailleurs, se servent des bois et des forêts comme moyens de développer des compétences physiques, sociales, cognitives, et celles de la vie quotidienne, et de renforcer l'indépendance et l'estime de soi chez l'enfant et le jeune adulte (O'Brien, 2009). Les enfants qui fréquentent ce type d'établissement sont moins fréquemment en surcharge pondérale ou obèses, moins souvent sujets à des symptômes de déficit de l'attention avec hyperactivité et contractent moins d'infections communes (Isted, 2013; Blackwell, 2015).

Plus de 90 pour cent de la population mondiale habite des territoires où la pollution atmosphérique dépasse les limites fixées par les directives de l'OMS (OMS, 2016), et l'OMS (2018b) estime que 7 millions de personnes meurent chaque année des suites d'une exposition aux particules fines que contient l'air pollué. Les forêts profitent à l'ensemble de la population ne serait-ce que par l'amélioration qu'elles apportent à la qualité de l'air (Nowak, Crane et Stevens, 2006). Les forêts et les arbres contribuent à atténuer bon nombre des problèmes que crée la vie en milieu urbain, par exemple en réduisant l'effet d'îlot de chaleur urbain (Bowler *et al.*, 2010; Shisegar, 2014) – dont les

conséquences peuvent s'avérer mortelles lors des vagues de chaleur – et en amortissant le bruit (Irvine *et al.*, 2009; González-Oreja *et al.*, 2010). Compte tenu de ces atouts et d'autres avantages que procurent les forêts et les arbres, des politiques de santé à caractère pionnier reconnaissent les vertus bénéfiques de la nature pour la santé des populations urbaines, dans des pays comme l'Australie, le Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord et les États-Unis d'Amérique (Shanahan *et al.*, 2015). L'Australie, par exemple, met en place une approche pilote appelée «*Healthy Parks Healthy People*» (des parcs pour la santé de tous), qui s'inscrit dans un mouvement mondial visant à répandre les bienfaits de la nature et des parcs dans une démarche prophylactique et de restauration de la santé et du bien-être des populations, tout en préservant la biodiversité.

De manière indirecte, les forêts concourent à réduire l'incidence des maladies d'origine alimentaire et hydrique en filtrant les eaux et en fournissant du bois de feu qui sert à la cuisson des aliments et à la stérilisation thermique de l'eau. Cet aspect revêt un caractère vital car les maladies diarrhéiques d'origine hydrique, par exemple, sont à l'origine de 2 millions de décès chaque année, la majorité d'entre eux frappant des enfants de moins de cinq ans (OMS/UNICEF, 2000). En outre, les régimes alimentaires traditionnels basés sur divers aliments d'origine végétale et animale récoltés dans les bois et les forêts s'avèrent prometteurs pour réduire l'incidence de maladies telles que le diabète de type 2 et l'obésité, car ces aliments sont dans leur majorité pauvres en graisses et riches en protéines et en glucides complexes (Sarkar, Walker-Swaney et Shetty, 2019).

La dimension culturelle des forêts

L'état de bien-être se vérifie non seulement au niveau des individus mais aussi au niveau de l'ensemble de la collectivité. Nombres de personnes et de communautés, en particulier chez les peuples autochtones, entretiennent avec des forêts spécifiques des liens plurigénérationnels; elles sont bénéficiaires non seulement des bienfaits que leur dispense directement la forêt, mais aussi des biens intangibles qu'elles doivent à une relation

spirituelle profonde avec les territoires forestiers et les espèces autochtones, laquelle trouve son expression dans des croyances, des coutumes, des traditions et des constantes culturelles (Fritz-Vietta, 2016).

Les initiatives de conservation de la biodiversité qui ne tiennent pas compte de la dimension culturelle peuvent nuire à la santé individuelle et sociétale des populations sylvoicoles. Par exemple, l'imposition de restrictions à la récolte ou à la collecte de certains produits alimentaires traditionnellement importants peut provoquer des troubles psychologiques et affecter le bien-être des populations concernées, même si leurs besoins nutritionnels sont satisfaits par d'autres sources; c'est ce que l'on a constaté, par exemple, chez plusieurs groupes ethniques du bassin du Congo qui souffrent de stress psychologique lorsque la viande de brousse n'est pas disponible (Dounias et Ichikawa, 2017).

Risques sanitaires liés aux forêts

L'abondante biodiversité des forêts, en particulier dans le monde tropical, englobe une gamme étonnante d'agents pathogènes, de parasites et de vecteurs. La majorité des nouvelles maladies infectieuses de l'homme sont zoonoses, c'est-à-dire qu'elles proviennent des animaux (Olival *et al.*, 2017). Leur apparition peut être corrélée à la modification de la superficie des forêts et à l'expansion des populations humaines pénétrant les massifs forestiers, deux facteurs qui multiplient les occasions de contact entre l'homme et les animaux sauvages (Wilcox et Ellis, 2006) et, dans certains cas, à la consommation de viande de brousse. Parmi les pathologies liées aux forêts, sont à mentionner le paludisme, la maladie de Chagas (ou trypanosomiase américaine), la trypanosomiase africaine (ou maladie du sommeil), la leishmaniose et la maladie de Lyme (tableau 4). Le VIH et le virus Ébola, tous deux zoonotiques et faisant l'objet d'une attention mondiale, ont des origines forestières établies. Parmi d'autres agents pathogènes moins connus liés aux arbres et aux forêts figurent les virus henipah et on ne cesse d'identifier de nouveaux agents pathogènes, comme le virus du SRAS-CoV-2 qui est à l'origine de la pandémie actuelle de COVID-19. Bien qu'il ne soit pas encore possible de déterminer exactement



TABLEAU 4
EXEMPLES DE MALADIES INFECTIEUSES LIÉES AUX FORÊTS

Agent/maladie	Répartition	Hôtes et/ou réservoirs	Voie de transmission	Mécanismes d'apparition possibles
Virus				
Fièvre jaune	Afrique Amérique du Sud	Primates autres que l'homme	Vecteur	Déforestation et expansion des colonies en bordure de forêt Chasse Collecte d'eau et de bois Domestication des vecteurs et des agents pathogènes
Dengue	Pantropicale	Primates autres que l'homme	Vecteur	Adaptation des moustiques vecteurs et des pathogènes Urbanisation et inefficacité des programmes de lutte contre les vecteurs
Chikungunya	Afrique Océan indien Asie du SudEst	Primates autres que l'homme	Vecteur	Agents pathogènes et domestication des vecteurs
Oropouche	Amérique du Sud	Primates autres que l'homme Autres	Vecteur	Déplacements dans la forêt Modification de la composition des vecteurs
Virus de l'immunodéficience simienne	Pantropicale	Primates autres que l'homme	Directe	Déforestation et pénétration humaine de la forêt Chasse et équarrissage d'animaux sauvages Adaptation des pathogènes
Virus Ébola	Afrique	Primates autres que l'homme Chauve-souris	Directe	Chasse et équarrissage Coupe de bois Foyers épidémiques en lisière des forêts Agriculture Altération de la faune naturelle
Virus nipah	Asie du Sud	Chauve-souris Porc	Directe	Élevage de porcs et production de fruits en bordure de forêt
Syndrome respiratoire aigu sévère (SRAS)	Asie du Sud-Est	Chauve-souris Viverridés	Directe	Capture, commercialisation et mise en contact de chauve-souris et de viverridés (genettes, civettes, etc.) Commercialisation de spécimens de la faune sauvage destinés à la consommation humaine
Rage	Monde entier	Canidés Chauve-souris Autres animaux sauvages	Directe	Pénétration de la forêt par les humains
Fièvre pourprée des montagnes Rocheuses	Amérique du Nord	Tiques invertébrées	Vecteur	Pénétration de la forêt par les humains Loisirs en forêt
Protozoaires				
Paludisme	Afrique Asie du SudEst Amérique du Sud	Primates autres que l'homme	Vecteur	Déforestation, altération des habitats propice au pullulement des moustiques Pénétration de la forêt par les humains, paludisme des primates autres que l'homme chez les humains
Leishmaniose	Amérique du Sud	Nombreux mammifères	Vecteur	Pénétration de la forêt par les humains Domestication de vecteurs zoophiles Altération des habitats, implantation d'habitations en lisière des forêts Déforestation Domestication de cycles zoonotiques par des travailleurs non immunisés
Maladie du sommeil	Afrique centrale et Afrique de l'Ouest	Humains	Vecteur	Pénétration de la forêt par les humains, incidence de la maladie associée avec les bordures de forêts (habitat du vecteur)



**TABEAU 4
(SUITE)**

Agent/maladie	Répartition	Hôtes et/ou réservoirs	Voie de transmission	Mécanismes d'apparition possibles
Bactéries				
Babésiose	Amérique du Nord Europe	Humains Faune	Vecteur	Maladie souvent présente dans les tiques des forêts
Maladie de Lyme	Monde entier	Humains Cerfs Souris	Vecteur	Peut-être connexe à la déforestation et à la fragmentation des habitats Ouvriers forestiers plus gravement exposés à la maladie
Leptospirose	Monde entier	Rongeurs	Indirecte	Altération des bassins versants et inondations
Helminthes (vers parasites)				
<i>Eccinococcus multilocularis</i>	Hémisphère nord	Renards Rongeurs Petits mammifères	Direct	Déforestation Augmentation chez les hôtes (rongeurs et renards) Transmission de l'agent pathogène au chien Pénétration de la forêt par les humains

SOURCE: Wilcox et Ellis, 2006.

» comment les humains ont été initialement infectés, le COVID-19 est également supposé d'être d'origine animale (OMS, 2020).

La plupart des agents pathogènes que l'on trouve dans les forêts ne constituent pas une menace immédiate pour les populations. De nombreux agents pathogènes potentiels ont coévolué avec la faune et la flore et ne causent pas de pathologies chez leurs hôtes, mais peuvent devenir problématiques s'ils se propagent à d'autres espèces hôtes comme les humains. L'altération des forêts peut entraîner une modification de l'abondance ou de la dispersion des hôtes et des vecteurs des agents pathogènes, et l'altération des fonctions hydrologiques peut favoriser les agents pathogènes d'origine hydrique (Wilcox et Ellis, 2006). C'est ainsi que les industries extractives, la déforestation, la dégradation des habitats et l'empiètement croissant des populations sur les espaces boisés augmentent les risques que de nouveaux agents pathogènes ne touchent les populations. Il existe cependant des preuves que les zones à forte biodiversité peuvent protéger les populations de certaines maladies infectieuses par effet de dilution (Rohr *et al.*, 2019).

Les espèces de grands mammifères carnivores susceptibles de s'attaquer à l'homme et de le tuer

sont au nombre de dix-sept. Cependant, seules cinq ou six de ces espèces semblent attaquer de façon habituelle, et ces attaques restent rares (Linnell et Alleau, 2016; Hart, 2018). En revanche, les animaux venimeux attaquent jusqu'à 2,5 millions de personnes chaque année, causant entre 20 000 et 100 000 décès (OMS, 2017). La morsure de serpent est un risque professionnel de toute activité forestière. D'autres animaux de la forêt peuvent également blesser et tuer; en Asie et en Afrique, les conflits avec les éléphants entraînent des centaines de morts chaque année (dans la seule Inde, 400 personnes et 100 éléphants meurent chaque année à cause de ces affrontements) (Shaffer *et al.*, 2019). Des efforts considérables ont été déployés dans le monde pour réduire le nombre de ces accidents grâce à des programmes innovants de gestion collective des ressources naturelles, des systèmes d'indemnisation, des programmes d'incitation et des systèmes d'assurance (UICN, 2013) (voir également l'encadré 52 au chapitre 6).

Parmi les autres risques sanitaires potentiellement mortels figurent les accidents liés à l'exploitation forestière et autres types de travaux en forêt, les chutes d'arbres ou de branches, en particulier en cas de tempête, et les incendies, particulièrement dangereux pour les personnes et destructeurs d'habitations

ENCADRÉ 33

RECOMMANDATIONS DE FOREST EUROPE POUR L'INTÉGRATION DE LA SANTÉ HUMAINE DANS LA GESTION DURABLE DES FORÊTS

- ▶ Renforcer la coopération entre les propriétaires de forêts, les gestionnaires de forêts, les responsables de la planification territoriale et les professionnels d'autres secteurs, en particulier de la santé publique, de l'éducation, des sports, des loisirs et du tourisme.
- ▶ Encourager la participation et l'inclusion du public, à travers l'engagement des communautés locales en tant qu'interlocuteurs.
- ▶ Envisager le bien-être humain comme un élément central du concept de services écosystémiques lors de l'évaluation des mécanismes et du financement de la fourniture de services écosystémiques forestiers.
- ▶ Assurer un suivi des visiteurs de la forêt, de leurs demandes de loisirs en plein air et des avantages qu'offrent ces activités pour la santé.
- ▶ Investir dans la recherche, par exemple sur la courbe dose-effets, les effets sanitaires escomptables à longue échéance de la restauration des forêts et de la guérison des maladies et l'évaluation économique des avantages sanitaires des forêts.
- ▶ Investir dans l'éducation et la formation qui englobent les multiples fonctions des forêts et préparent les travailleurs à de nouveaux emplois écologiques intégrant les dimensions sociales et sanitaires à la gestion durable des forêts.
- ▶ Améliorer l'accessibilité des forêts, pour permettre aux citoyens de s'y rendre régulièrement.
- ▶ Renforcer la communication pour améliorer la connaissance que doit avoir le public des décisions relatives aux forêts et limiter au maximum les conflits dans l'utilisation et la gestion des zones forestières.

SOURCE: Résumé de Forest Europe, 2019. Pour obtenir des informations sur Forest Europe, veuillez consulter l'encadré 54.

et d'entreprises lorsqu'ils se produisent en zone péri-urbaine, comme ceux qui ont ravagé l'Australie en décembre 2019. Les forêts abritent également des allergènes (Cariñanos *et al.*, 2019), des champignons et autres organismes toxiques s'ils sont consommés.

Ces considérations suggèrent que la gestion responsable des forêts a un rôle à jouer dans le bien-être des hommes (McFarlane *et al.*, 2019).

Gérer les forêts dans un but sanitaire

Compte tenu du lien inextricable entre la santé des hommes, celle des animaux et celle de l'environnement, l'approche «Un monde, une santé» vise à améliorer la santé et le bien-être par la prévention et l'atténuation des risques à l'interface entre les humains, les animaux et leurs milieux respectifs. En Afrique, par exemple, la FAO, l'OMS et l'Organisation mondiale de la santé animale (OIE) mettent en œuvre conjointement le programme «Un monde,

une santé», qui réunit des professionnels et des décideurs dans les domaines de la forêt, des ressources naturelles, de l'agriculture, de l'élevage et de la santé publique, et dont l'objectif est d'assurer un équilibre entre les différents secteurs et disciplines concernés.

Il s'agit d'obtenir, par la gestion et la planification des forêts, des résultats optimaux en matière de santé pour les collectivités humaines, non seulement en zone rurale mais aussi en zone périurbaine et urbaine, et aussi bien dans les pays développés (voir l'encadré 33) que dans les pays en développement. La planification territoriale de l'expansion urbaine ou agricole doit aussi tenir compte de l'importance de l'aménagement de zones tampons, destinées à atténuer les répercussions que peuvent avoir des contacts accrus entre la faune sauvage, le bétail et les personnes. ■



BURKINA FASO

Préparation des
terres pour une
restauration forestière
à grande échelle.
©FAO/AAD Burkina Faso





CHAPITRE 5 INVERSER LA DÉFORESTATION ET LA DÉGRADATION DES FORÊTS

Messages clés:

1 L'expansion de l'agriculture reste le facteur principal de la déforestation, de la fragmentation des forêts et de la perte de biodiversité qui en découle.

2 Les mesures de lutte contre la déforestation et l'exploitation forestière illégale se sont intensifiées au cours de la dernière décennie, tout comme se sont multipliés les accords internationaux et les paiements liés aux résultats.

3 Il faut procéder à une restauration à grande échelle des forêts pour atteindre les ODD, et empêcher, stopper et inverser la perte de biodiversité.

INVERSER LA DÉFORESTATION ET LA DÉGRADATION DES FORÊTS

La plus grande menace pour la biodiversité des forêts est de loin la perte d'habitats et d'espèces causée par la déforestation et la dégradation des forêts.

Ce chapitre examine les moyens de prévenir, d'arrêter et d'inverser le recul des superficies forestières, qui a été exposé aux chapitres 2 et 3. Une meilleure connaissance des facteurs qui conduisent à la dégradation des forêts et à la déforestation peut aider à comprendre comment stopper le recul des forêts et la perte de biodiversité. Là où des dommages ont déjà été causés, la restauration du paysage forestier peut enclencher un renversement de cette tendance. ■

5.1 LES FACTEURS DE CHANGEMENT QUI PORTENT ATTEINTE À LA BIODIVERSITÉ ET AUX RESSOURCES FORESTIÈRES

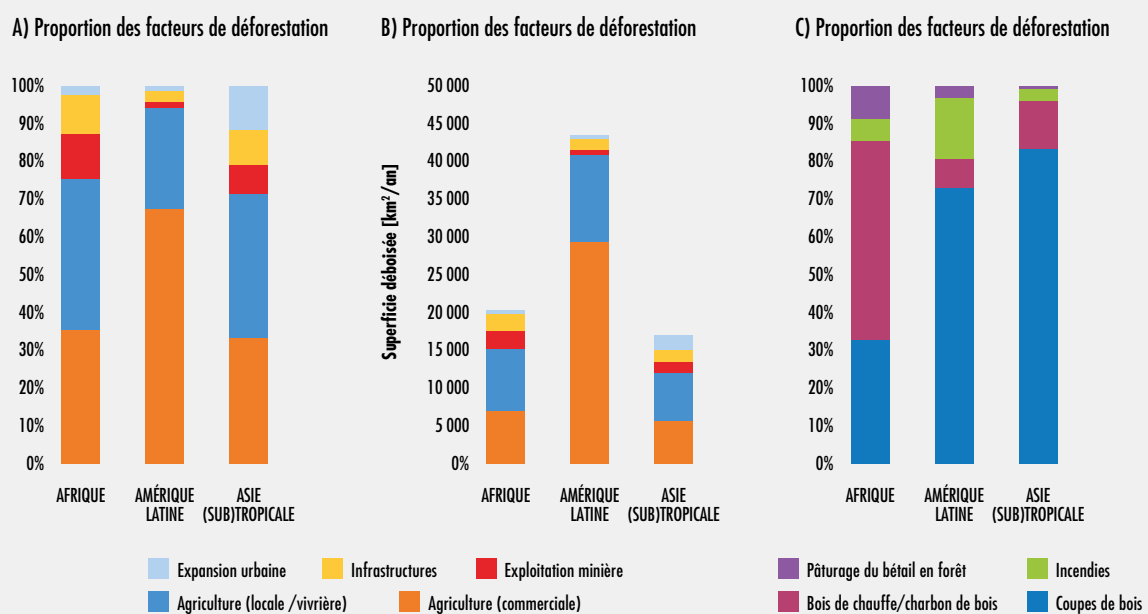
L'accroissement de la population, les tendances démographiques et le développement économique sont depuis longtemps reconnus comme les principaux vecteurs de modification de l'environnement. Au cours des 50 dernières années, la population humaine a doublé et le poids de l'économie mondiale a presque quadruplé. Le développement économique a permis à des milliards de personnes de s'extraire de la pauvreté dans de nombreux pays. Cependant, la nature a subi des altérations d'une ampleur considérable dans la plupart des régions du globe, ce qui a eu des conséquences principalement négatives sur la biodiversité et aussi, dans bien des cas, sur les groupes les plus

vulnérables de la société, notamment les peuples autochtones. Les pressions à l'origine de cette situation sont bien connues: modification, perte et dégradation des habitats, pratiques agricoles non durables, espèces envahissantes, utilisation inefficace des ressources et surexploitation, notamment l'exploitation forestière illégale et le commerce illégal des espèces sauvages. Le changement et les variations climatiques amplifient encore l'effet de ces pressions.

La pression exercée par les marchés mondiaux, les préférences alimentaires et les pertes et gaspillages qui se produisent tout au long de la filière agricole alimentent la demande de produits agricoles et forestiers, qui, à son tour, alimente la déforestation et la dégradation des forêts (GIEC, 2019). La nécessité de fournir des aliments et de l'énergie à une population croissante est, d'une manière générale, la principale cause du recul des forêts et de leur biodiversité. En Afrique, la pression démographique et la pauvreté sont les principales menaces qui pèsent sur la conservation des forêts, en poussant les agriculteurs pauvres à convertir les forêts en terres cultivées (Uusivuori, Lehto et Palo, 2002; Lung et Schaab, 2010) et à récolter le bois dans des volumes non durables. Ailleurs, la déforestation est provoquée par des modifications introduites dans les habitudes de consommation des populations plus aisées. La déforestation et la dégradation des forêts n'en sont pas moins les résultats de nombreuses forces politiques et socioéconomiques qui interagissent à l'échelon global et l'échelon local (Lambin *et al.*, 2001; Carr, Suter et Barbier, 2005).

Une analyse des données nationales de 46 pays tropicaux et subtropicaux représentant environ 78 pour cent de la superficie forestière dans ces domaines climatiques (Hosonuma *et al.*, 2012) a révélé que l'agriculture commerciale à grande

FIGURE 29
FACTEURS DE LA DÉFORESTATION ET DE LA DÉGRADATION DES FORÊTS, PAR RÉGION, 2000–2010



NOTE: Estimations à l'échelle continentale des proportions de superficie (A) et de modification nette des superficies forestières (km²/an; FAO, 2010b) pour la période 2000-2010 (B) attribuables aux différents facteurs de déforestation; et la fraction de forêts perturbées imputable à chacun des facteurs de dégradation (C), d'après les données de 46 pays tropicaux et subtropicaux.

SOURCE: Hosonuma *et al.*, 2012.

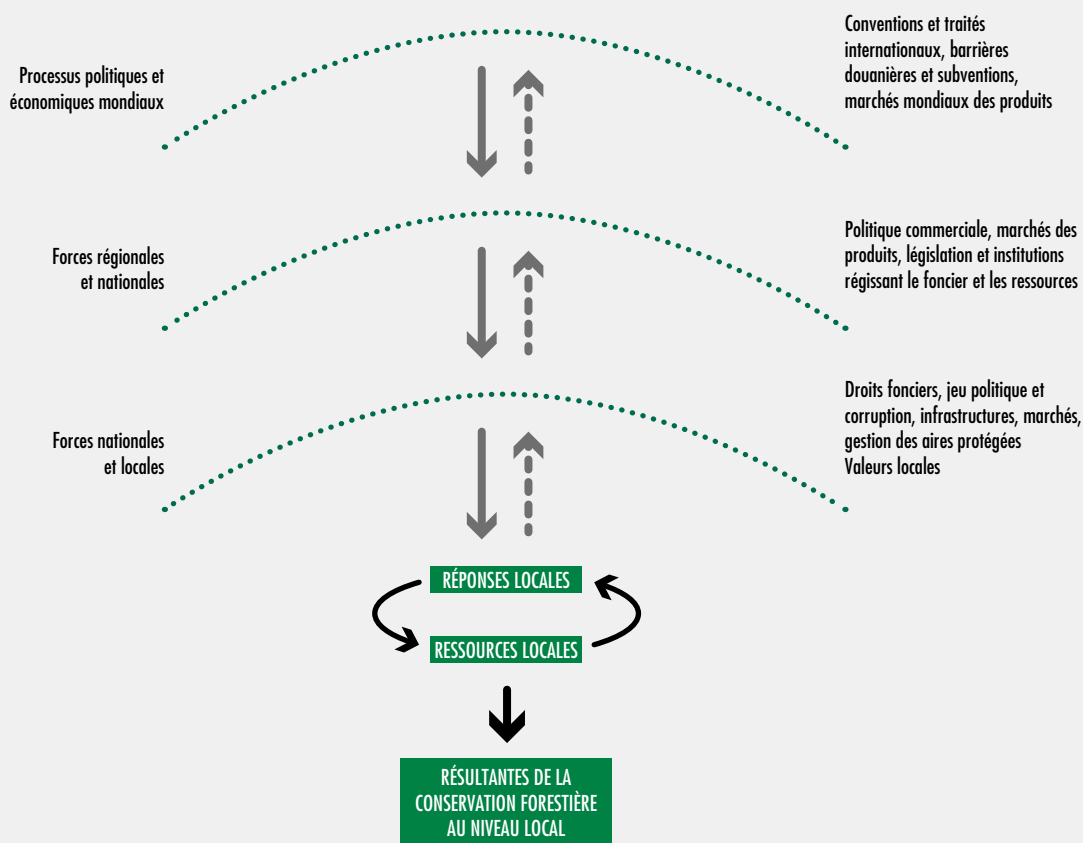
échelle (principalement l'élevage de bétail et la culture du soja et du palmier à huile) était le principal facteur de la déforestation, celui-ci lui étant à 40 pour cent imputable. On estime à 33 pour cent la part de déforestation imputable à l'agriculture vivrière, à 10 pour cent celle de l'expansion urbaine, à 10 pour cent celle des infrastructures d'équipement et à 7 pour cent celle de l'exploitation minière. Dans certains cas, le changement d'affectation des terres a été précédé d'une dégradation des forêts, causée par des extractions de bois d'un niveau non durable ou à caractère illicite. Cette analyse a également révélé que les facteurs de changement différaient

considérablement entre les régions (figure 29), voire au sein d'un même pays.

Importance du contexte local dans la détermination des facteurs de pertes de zones forestières

L'utilisation d'une ressource par les populations est largement déterminée par les avantages perçus, mis en balance avec les coûts afférents à l'accès ou aux barrières institutionnelles (Schweik, 2000), mais elle est aussi conditionnée par des facteurs locaux

FIGURE 30
INTERACTIONS ENTRE PROCESSUS, POLITIQUE ET FACTEURS D'UTILISATION DES RESSOURCES
INFLUANT SUR LES RÉPONSES LOCALES ET LES RÉSULTATS DE LA CONSERVATION DES FORÊTS



SOURCE: version modifiée de Giller *et al.*, 2008.

et historiques qui s'expriment à différentes échelles: la reconnaissance des régimes fonciers forestiers traditionnels et des pratiques coutumières d'aménagement et d'utilisation, la mise en œuvre locale des accords d'utilisation des aires protégées, les dessertes routières locales, les prix des produits et les préférences culturelles. La connaissance des contextes locaux dans lesquels les facteurs interagissent à différentes échelles peut aider à éclairer les décisions de gestion (Ostrom et Nagendra, 2006). Parmi ces facteurs sont à mentionner les processus politiques et économiques mondiaux et nationaux, les cadres institutionnels régissant

l'accès aux ressources, les valeurs défendues par les parties prenantes et les caractéristiques écologiques des ressources (figure 30).

Comme l'illustre l'exemple de l'encadré 34, les modèles simples de facteurs ayant une incidence sur les forêts ne reflètent pas les réalités sociales et écologiques locales complexes. Ils conduisent à des prescriptions institutionnelles simplifiées, et les interventions qui répondent à ces prescriptions n'atteignent donc souvent pas leurs objectifs (voir également Nel et Hill, 2013 et Molinario *et al.*, 2020). Il est essentiel de prendre en



ENCADRÉ 34 UN COMPLEXE DE FACTEURS CONDUISANT À DES RÉSULTATS FORESTIERS DIFFÉRENTS SUR LE MONT ELGON (OUGANDA)

Le mont Elgon, en Ouganda, condense les difficultés que pose la conservation de la biodiversité dans les zones à forte densité de population. Ses forêts fournissent aux populations locales du bois d'œuvre, du bois de chauffe, des ressources non ligneuses et des services écosystémiques, notamment hydrologiques, car cette montagne est un château d'eau pour la région. Ces forêts sont également pourvoyeuses de terres agricoles. L'histoire du mont Elgon est marquée par divers régimes de protection qui ont plus ou moins exclu l'exploitation de ses pentes. Les fortes densités de population (jusqu'à 1 000 personnes par kilomètre carré) exercent une pression croissante sur les ressources forestières. Les litiges portant sur l'accès à ces ressources et leur jouissance sont fréquents (Norgrove et Hulme, 2006; MERECP, 2007).

Entre 1973 et 2009, ce massif a perdu plus de 25 pour cent de son couvert forestier mais dans certains endroits, la forêt s'est aussi reconstituée (Sassen *et al.*, 2013). Sassen (2014) a utilisé des moyens combinés de télédétection et de recherche menées sur le terrain pour étudier comment différents facteurs observés à travers le parc et au cours de la période considérée – parmi lesquels les objectifs d'utilisation des terres, le niveau de vie des populations locales, leur accès au marché et leurs rapports avec la direction du parc – ont eu des conséquences diverses pour la forêt.

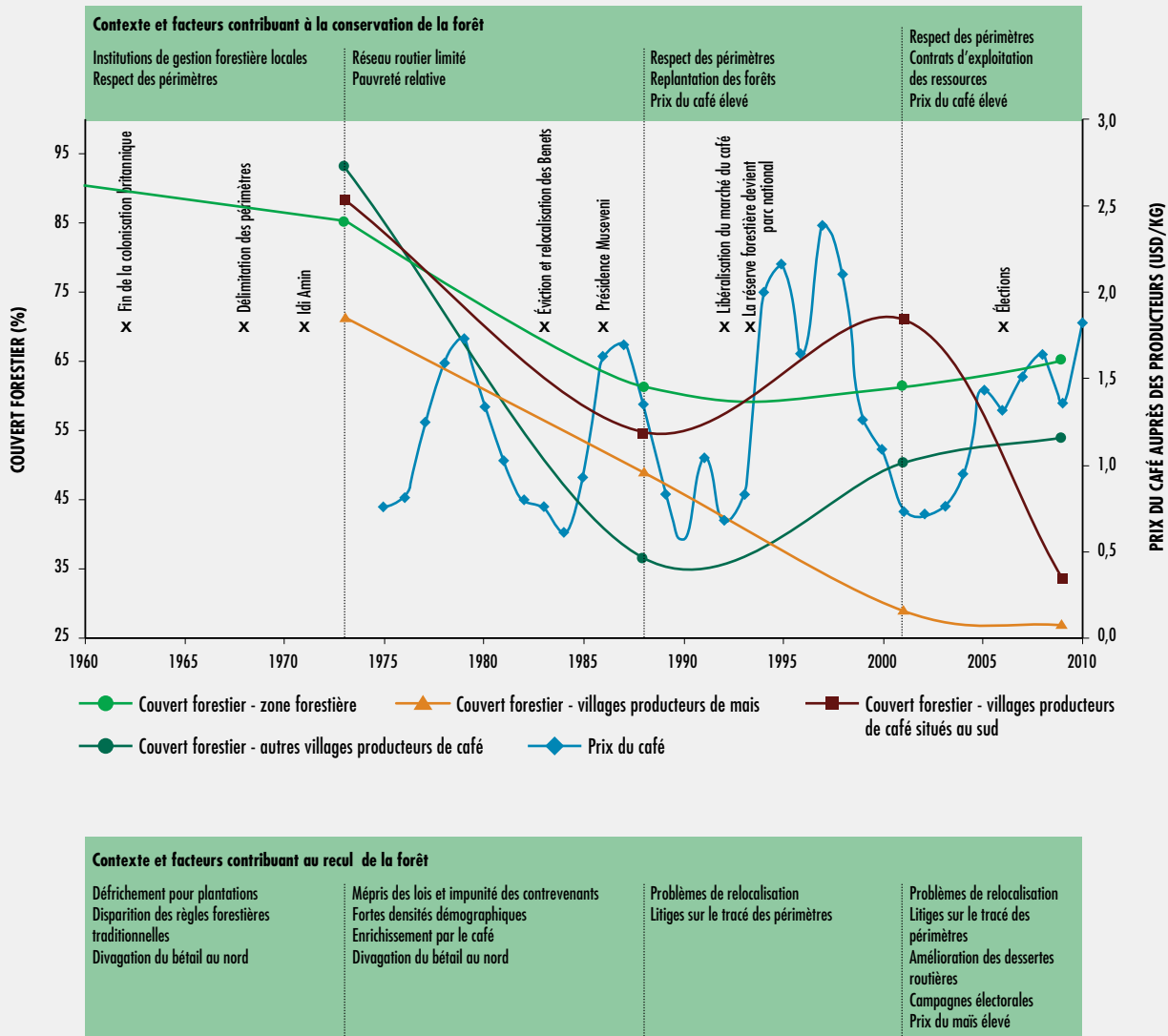
L'étude n'a pas conclu à un lien simple et direct entre la densité de population, la pauvreté, l'expansion agricole et la déforestation sur le mont Elgon au cours de la période de 36 ans objet de l'étude. La démographie n'a poussé à la déforestation que dans un petit nombre de cas de figure, par exemple lorsque les institutions chargées d'administrer les aires protégées se sont effondrées dans les années 1970 et 1980 et dans les secteurs où les habitants ont accédé à une certaine aisance grâce à la culture du café. Lorsque les limites des aires protégées ont été rétablies, la restauration des forêts a eu lieu au voisinage de certaines des zones les plus densément peuplées; il s'agissait notamment des secteurs où les habitants pouvaient investir dans l'intensification de l'agriculture, avaient des difficultés d'accès au marché mais disposaient d'une culture de rente aux denrées aisément transportables (café) et n'entraient que rarement en conflit avec la direction du parc (voir la courbe d'évolution du couvert forestier au voisinage des «autres villages producteurs de café» après 1988, dans la [figure A](#)). On a constaté qu'en

général (bien que cela dépende également du contexte), la richesse, considérée en tant que quantité de biens matériels, pouvait engendrer plus de déforestation que la pauvreté. La réinstallation des populations pastorales en dehors de la forêt dans les années 1990, et l'encouragement de ces populations à se lancer dans l'agriculture (culture du maïs) ont entraîné des conflits et un fort empiètement sur la forêt malgré la faible densité de population (voir la courbe d'évolution du couvert forestier à proximité des «villages producteurs de maïs» dans la [figure A](#)). Les prix élevés des cultures de rente étaient liés à la déforestation, principalement dans les secteurs où les cultures saisonnières à gros volume (maïs, choux, pommes de terre) jouissent d'un bon accès aux marchés et où surviennent de nombreux litiges relatifs aux limites du parc (s'agissant des «villages producteurs de café situés au sud» après 2001 dans la [figure A](#)).

La dégradation des forêts varie aussi en fonction des besoins que suscitent certaines pratiques locales d'utilisation des terres (par exemple, le besoin de matériel de tuteurage pour les bananes et les haricots ou de pâturages pour le bétail) et de l'accès aux marchés (par exemple, la possibilité de vendre du charbon de bois). L'étude a également montré que la collecte de produits forestiers, comme le bois de chauffe, pratiquée dans le cadre d'accords de gestion communautaire, peut se révéler à double tranchant. D'une part, celle-ci crée l'occasion d'activités destructrices; mais d'autre part, elle peut contribuer à améliorer les rapports entre la population locale et le personnel du parc et donc permettre l'amélioration des dispositifs de gestion et de meilleurs résultats pour la forêt.

Il ressort de ces conclusions que des modèles simples articulés autour de facteurs de déforestation uniques (par exemple, la démographie ou la pauvreté) ne peuvent rendre compte des disparités dans les résultats obtenus par la conservation au niveau local. Davantage que les facteurs en tant que tels, c'est le contexte local, caractérisé par exemple par le degré de respect des lois, de gestion collaborative et d'ingérence politique, dans lequel agissent certains facteurs comme la démographie, l'aisance matérielle, l'accès au marché et les prix des produits, qui conditionne le couvert forestier et les résultantes de sa dégradation ou de sa régénération au fil du temps. Cette perspective est riche d'implications pour la conception de dispositifs d'aménagement mieux adaptés aux réalités locales et plus durables sur le plan écologique et social.

FIGURE A
VARIATIONS DU COUVERT FORESTIER ENTRE 1973 ET 2009 DANS UN RAYON DE 2 KM DE 14 VILLAGES VOISINS DU PARC ET DANS L'ENSEMBLE DU MASSIF FORESTIER DU MONT ELGON (OUGANDA), ET PRIX DU CAFÉ AU COURS DE LA MÊME PÉRIODE

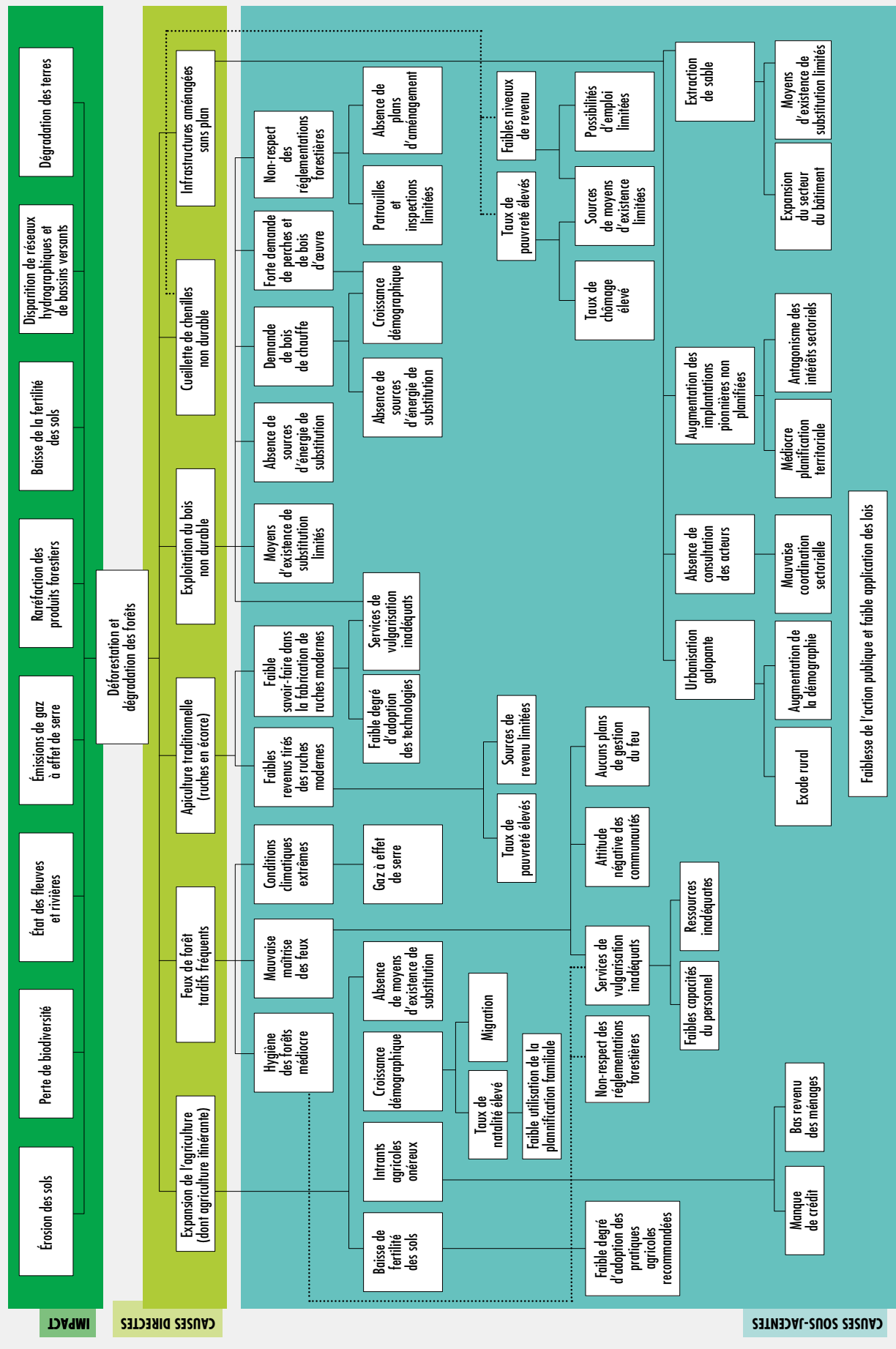


NOTE: Les villages du versant sud sont présentés séparément afin d'illustrer l'inversion de la tendance à la régénération de la forêt au sud, sous l'effet d'un meilleur accès aux marchés pour la commercialisation saisonnière des produits en gros et sous l'effet de l'ingérence politique. Le couvert forestier antérieurement à 1973 était estimé selon les cartes topographiques de 1967. Les prix du café auprès des producteurs ont été corrigés de l'inflation.

» compte la dynamique des contextes et les facteurs sous-jacents de la modification des forêts, et de reconnaître l'importance de leur influence dans les choix que font les populations locales. Les mesures incitatives qui motivent les populations à prendre fait et cause pour la gestion durable des forêts sont variables d'un lieu à l'autre et ne peuvent donc pas être conçues au niveau mondial.

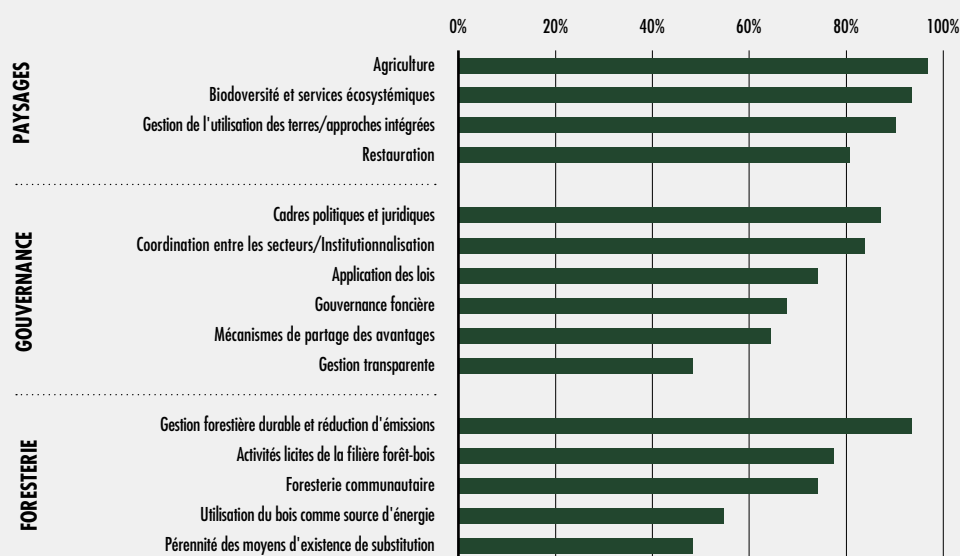
Une bonne compréhension des activités humaines qui perturbent les forêts est essentielle pour élaborer des politiques et des mesures dans le cadre de REDD+. En outre, l'identification des facteurs de la déforestation et de la dégradation des forêts est en général l'une des premières étapes de l'élaboration des stratégies et des plans d'action REDD+. L'exemple de la Zambie dans la figure 31 montre qu'il existe de multiples interactions entre divers facteurs. ■

FIGURE 31
COMPLEXE DES FACTEURS DE DÉFORESTATION ET DE DÉGRADATION DES FORÊTS: ARBORESCENCE DE LA PROBLÉMATIQUE ISSUE D'UNE ANALYSE EFFECTUÉE EN ZAMBIE



SOURCE: Chomba *et al.*, 2014.

FIGURE 32
IDENTIFICATION DES DOMAINES D'ACTION PRIORITAIRES POUR RÉDUIRE LA DÉFORESTATION ET LA DÉGRADATION DES FORÊTS, SELON L'ANALYSE DES STRATÉGIES ET DES PLANS D'ACTION NATIONAUX DE 31 PAYS PARTICIPANT À REDD+



SOURCE: FAO, à paraître prochainement.

5.2 LUTTE CONTRE LA DÉFORESTATION ET LA DÉGRADATION DES FORÊTS

Initiatives visant à enrayer la déforestation et la dégradation des forêts

Les mesures de lutte contre la déforestation se sont intensifiées au cours de la dernière décennie, principalement en raison de la prise de conscience que le recul des forêts et l'utilisation du feu pour défricher les terres ont des effets négatifs sur le cycle du carbone à l'échelle mondiale. Le programme REDD+ (réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts et rôle de la conservation, de la gestion durable des forêts et de l'accroissement des stocks de carbone forestiers dans les pays en développement) fait désormais partie des actions recommandées

dans l'Accord de Paris. Une analyse récente des stratégies nationales de 31 pays participant à REDD+ (FAO, à paraître) met en évidence les domaines d'action prioritaires en vue de réduire la déforestation et la dégradation des forêts (figure 32). À ce jour, neuf pays ont déclaré à la CCNUCC une réduction de la déforestation représentant une baisse des émissions de dioxyde de carbone de près de 9 milliards de tonnes (encadré 35). Les pays ont désormais accès aux paiements REDD+ en fonction des résultats – récompenses pour réduction d'émissions – du Fonds vert pour le climat et d'autres mécanismes similaires. Un certain nombre d'initiatives internationales ont appuyé ces efforts, notamment le Programme de collaboration des Nations Unies sur la réduction des émissions causées par la déforestation et la dégradation des forêts dans les pays en développement (ONU-REDD) administré conjointement par la FAO, le Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD) et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) (encadré 36), le Fonds

ENCADRÉ 35 REDD+ DANS LE CADRE DE LA CCNUCC ET DE L'ACCORD DE PARIS

REDD+ permet aux pays en développement d'accéder à des financements consacrés à la réduction des émissions causées par la déforestation et la dégradation des forêts dont les résultats sont confirmés, à la gestion durable des forêts et à la conservation et à l'accroissement des stocks de carbone. Le cadre de la CCNUCC consacré à REDD+ porte notamment sur l'identification des facteurs de la déforestation et l'élaboration des stratégies et plans d'action REDD+. Il comprend aussi un ensemble de garanties environnementales et sociales qui permettent notamment de s'assurer que les mesures prises sont compatibles avec la conservation des forêts naturelles et de la biodiversité et qu'elles respectent les savoirs et les droits des peuples autochtones et des communautés locales.

À ce jour, 50 pays ont présenté un chiffre d'émissions initial qui leur servira de référence pour suivre les progrès accomplis en matière de réduction des émissions causées par la déforestation et la dégradation des forêts. Ces pays représentent plus de 30 pour cent de la superficie forestière mondiale et plus de 70 pour cent de la perte de forêt au niveau mondial. Plus de 30 pays ont élaboré des stratégies nationales REDD+ et 54 pays ont inclus REDD+ dans leurs contributions déterminées au niveau national. En janvier 2020, neuf pays ont signalé avoir réduit leurs émissions de 8,82 milliards de tonnes, suite à une baisse des taux de déforestation et de dégradation des forêts.

ENCADRÉ 36 LE PROGRAMME ONU-REDD

Le programme ONU-REDD est un programme de collaboration entre la FAO, le PNUD et le PNUE qui soutient les processus REDD+ menés au niveau national. Il encourage la participation éclairée et significative de toutes les parties prenantes, parmi lesquelles les peuples autochtones et d'autres populations tributaires des forêts, à la mise en œuvre nationale et internationale de la REDD+. Depuis sa création en 2008, le programme a soutenu les efforts nationaux de préparation à la REDD+ dans 65 pays partenaires en Afrique, en Asie et dans le Pacifique et en Amérique latine. Le programme a évolué pour devenir la plateforme de connaissances et

de conseils des Nations Unies sur les forêts et le climat, en mettant l'accent sur l'avancement des travaux prévus aux articles 5 et 6 de l'Accord de Paris (relatifs à la conservation des forêts en tant que puits de carbone, à la REDD+ et à d'autres approches de la gestion durable des forêts [article 5] et des marchés du carbone [article 6]), en soutenant la mise en œuvre de politiques et de stratégies, en permettant l'accès au financement climatique et en forgeant des partenariats destinés à mettre fin à la déforestation et protéger et restaurer les forêts et ainsi atteindre simultanément les objectifs en matière de climat, de biodiversité et de moyens d'existence.

de partenariat pour le carbone forestier et le Programme d'investissement forestier de la Banque mondiale.

La Déclaration de New York sur les forêts, déclaration internationale volontaire et non contraignante, adoptée en 2014 et qui vise à prendre des mesures pour mettre fin à la déforestation dans le monde, compte aujourd'hui plus de 200 signataires, dont des

gouvernements nationaux et des collectivités publiques infranationales, des sociétés multinationales, des groupes représentant des peuples autochtones et des ONG. Il importe de noter que cette déclaration comporte des engagements du secteur privé, et un appui à ce dernier, s'agissant d'éliminer la déforestation des filières d'approvisionnement des principaux produits agricoles à l'horizon 2020 (voir l'exemple dans l'encadré 37 et la figure 43).



ENCADRÉ 37 DES FILIÈRES DE PRODUITS OÙ LA DÉFORESTATION N'INTERVIENT PAS: INTÉGRER LE CACAO ET LES FORÊTS EN AFRIQUE DE L'OUEST

Environ 70 pour cent de l'offre mondiale de cacao provient de petits exploitants d'Afrique de l'Ouest, et le cacao est une source importante de revenus dans les régions productrices (Gayi et Tsowou, 2016). Toutefois, le cacao a toujours été un moteur important et une cause directe de la déforestation (Ruf et Zadi, 1998). L'avancée des fronts pionniers dans les forêts est souvent motivée par les faibles rendements de cacao réalisés par les plantations établies, car les sols nouvellement défrichés de leur végétation naturelle sont souvent plus fertiles.

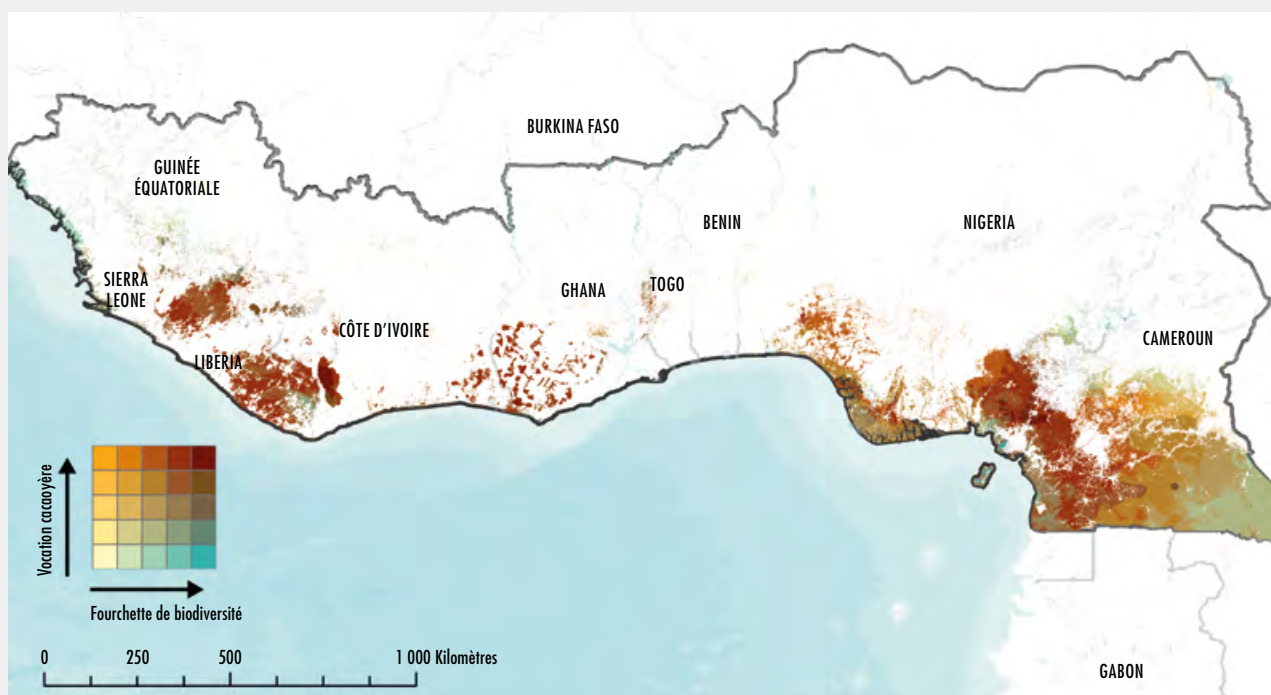
Les gouvernements et le secteur privé ont pris une série d'engagements destinés à mettre fin à la déforestation intervenant dans les chaînes du cacao, afin de sauvegarder la biodiversité et les services écosystémiques tout en évitant les pertes de revenus et la dégradation des conditions de vie des populations locales (Carodenuto, 2019). De récentes initiatives public-privé telles que les Cocoa & Forest Initiatives (Initiatives pour le cacao et les forêts) au Ghana et en Côte d'Ivoire (World Cocoa Foundation, 2017) et le Programme «Territoire cacao vert» au Cameroun (IDH, 2019) ont pour ambition d'appuyer l'intensification durable et la résilience de la production cacoyère aux aléas climatiques, la prévention

de plus amples déboisements et la restauration des forêts dégradées. Elles s'inscrivent souvent dans le prolongement des politiques et plans nationaux REDD+.

Afin d'épauler la politique et la planification du développement du cacao et de l'intensification durable, une étude du programme de recherche et de sensibilisation CocoaSoils (Sassen, Arnel et van Soesbergen, à paraître) a circonscrit les zones forestières qui sont à la fois importantes pour la biodiversité (selon un système de mesure utilisant les données de la Liste rouge de l'UICN sur l'aire de répartition des espèces, affiné pour n'inclure que les zones d'habitat approprié) et actuellement adaptées au cacao (selon un modèle mis au point par Schroth *et al.* [2016]), et donc potentiellement exposées au risque de déforestation (zones marron foncé dans la [figure A](#)).

L'étude a également analysé la façon dont la biodiversité répond aux changements d'utilisation des terres dont s'accompagnent les différents systèmes d'exploitation du cacao, en utilisant des données provenant d'études menées en Afrique, en Asie, en Amérique et en Océanie, extraites de la base de données PREDICTS (Prévoir les conséquences de l'évolution des systèmes terrestres sur la diversité écologique)

FIGURE A
CARTOGRAPHIE À DEUX VARIABLES INDICANT LA VOCATION CACAOYÈRE EN CONTREPOINT DE L'IMPORTANCE DE LA BIODIVERSITÉ DANS LES FORÊTS



SOURCE: données d'après Schroth *et al.*, 2016; IUCN, 2017; et ESA CCI, 2017.

(Hudson *et al.*, 2017). Les résultats ont montré qu'en ce qui concerne la richesse des espèces et la composition des communautés, les impacts de la plantation de cacaoyers étaient moins graves que ceux que causent les terres cultivées et que les systèmes agroforestiers naturellement ombragés sont sensiblement plus riches en espèces que les monocultures du cacao (figure B). À plus longue échéance, les systèmes agroforestiers centrés sur le cacaoyer sont plus semblables à la forêt, bien qu'ils ne retrouvent jamais complètement la communauté forestière d'origine dans la durée du cycle de vie d'une plantation de cacao productive, qui est de 25 ans environ. Ainsi, même si les agroforêts de cacaoyers ne peuvent pas remplacer les forêts naturelles, elles n'en constituent pas moins un outil précieux de conservation et de protection de la biodiversité s'accordant avec des niveaux de productivité élevés dans les régions agricoles (voir également Schroth *et al.*, 2004).

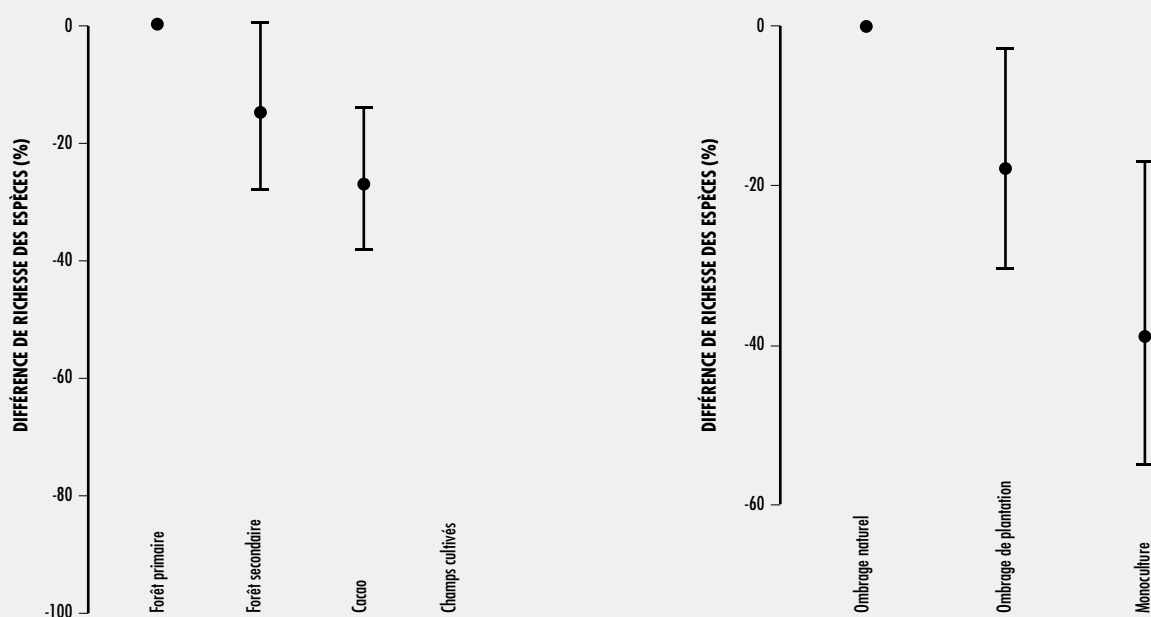
Les résultats combinés mettent en évidence différents risques et possibilités pour différents secteurs de la zone cacaoyère d'Afrique de l'Ouest. Là où des terres très propices au cacao chevauchent des forêts résiduelles et une riche biodiversité (Libéria et Cameroun, par exemple), il est nécessaire de protéger les zones de conservation existantes et

de limiter le développement du cacao aux forêts non protégées en recourant à une planification minutieuse. Dans ce cas, l'aide apportée aux petits exploitants agricoles pour développer une production de cacao durable, et qui exclut la déforestation, dans des systèmes de production diversifiés, revêt une importance déterminante.

Là où une part importante de la forêt d'origine a déjà été reconvertie en terres agricoles, comme en Côte d'Ivoire et au Ghana, les systèmes agroforestiers de cacao pourraient jouer un rôle dans les efforts visant à accroître la couverture arborée dans les zones agricoles et remettre en état les terres dégradées (par exemple dans le cadre du programme REDD+). Ces systèmes peuvent contribuer à entretenir au moins une part de la biodiversité et à épauler les services écosystémiques locaux et mondiaux, tout en aidant à la diversification des moyens d'existence.

Des mécanismes financiers visant à encourager la production durable de cacao (crédits, paiements pour services environnementaux ou financement de la lutte contre les émissions de carbone) sont également nécessaires, car il est peu probable que les petits exploitants agricoles puissent supporter les coûts induits par la modification de leurs pratiques.

FIGURE B
COMPARAISON DE LA RICHESSE DES ESPÈCES ENTRE LES TYPES D'OCCUPATION DES SOLS ET LES TYPES D'OMBRAGE DANS LA CULTURE DU CACAO



SOURCE: données d'après la base de données PREDICTS (Hudson *et al.*, 2017).

- » Lorsque le principal facteur de la déforestation est l'agriculture de subsistance ou la collecte de bois, le développement de moyens d'existence forestiers sous la forme d'un ensemble de produits et de services forestiers durables, le développement de petites et moyennes entreprises et la mise en place d'une rémunération de la fixation du carbone ou d'autres services environnementaux peuvent contribuer à augmenter la valeur des forêts pour les communautés rurales et donc contribuer à leur préservation.

En février 2018, le Partenariat de collaboration sur les forêts a organisé une conférence mondiale destinée à rassembler les principales parties prenantes pour qu'elles débattent des modalités qui permettraient de mettre un terme à la déforestation (encadré 38), et en juillet 2019, la Commission européenne a lancé une communication sur le renforcement de l'action de l'Union européenne (UE) visant à la protection et à la restauration des forêts du monde (CE, 2019a). Cette communication énonce cinq priorités:

- ▶ Réduire l'empreinte de la consommation de l'UE sur les terres et encourager la consommation de produits issus de chaînes d'approvisionnement exemptes de déforestation dans l'UE.
- ▶ Œuvrer en partenariat avec les pays producteurs afin de réduire les pressions sur les forêts et de parvenir à une coopération au développement ne contribuant pas à la déforestation.
- ▶ Renforcer la coopération internationale pour mettre un terme à la déforestation et à la dégradation des forêts et encourager la restauration des forêts.
- ▶ Réorienter le financement vers des pratiques d'utilisation des sols plus durables.
- ▶ Veiller à la disponibilité et la qualité des informations sur les forêts et les chaînes d'approvisionnement des produits, faciliter l'accès à ces informations et soutenir la recherche et l'innovation.

Si certains progrès ont été réalisés (voir également le chapitre 2), il reste encore beaucoup à faire.

Lutter contre l'exploitation illégale des ressources forestières

Le braconnage, l'exploitation illégale et le commerce illégal du bois et d'autres ressources forestières sont des phénomènes mondiaux qui pèsent lourdement sur la conservation de la biodiversité (voir le chapitre 3 pour leurs effets sur la biodiversité des espèces), les services écosystémiques et les économies nationales. Ces activités ont aussi des impacts négatifs directs et indirects sur les communautés urbaines et rurales dans la mesure où elles conduisent à un épuisement des ressources de base dont ces communautés sont tributaires pour leurs moyens d'existence et leur bien-être.

Les activités forestières illégales comprennent la récolte, le transport, la transformation, l'achat ou la vente de produits forestiers en violation des lois nationales ou infranationales. Les moteurs de l'exploitation et du commerce illégaux des ressources forestières sont complexes et varient considérablement dans le temps ainsi qu'en fonction du lieu et du type de produit et d'activité illégale concernés. Les causes directes des activités illégales sont notamment la faible gouvernance des forêts dans les pays producteurs, qui se traduit par une application insuffisante de la loi, le manque de clarté des cadres juridiques et des capacités limitées pour ce qui est d'élaborer et de mettre en œuvre des plans d'utilisation des terres. Toutefois, les pays consommateurs entretiennent ces problèmes en important des produits forestiers, notamment du bois, des spécimens de la flore et de la faune sauvages et des produits dérivés sans s'assurer de la légalité de leur provenance. En Afrique subsaharienne, par exemple, les principaux facteurs qui alimentent le commerce illégal d'espèces sauvages sont l'augmentation de la demande dans les pays consommateurs (par exemple en Asie du Sud-Est), la pauvreté et l'absence de moyens d'existence de substitution dans les pays producteurs, et enfin l'héritage culturel et l'héritage colonial (Price, 2017).

Outre les conséquences environnementales liées à la perte et à la détérioration des espèces et des écosystèmes, l'exploitation forestière illégale comporte aussi des répercussions économiques et sociales. La Banque africaine

ENCADRÉ 38

METTRE FIN À LA DÉFORESTATION: LES RECOMMANDATIONS D'UNE CONFÉRENCE MONDIALE

En février 2018, le Partenariat de collaboration sur les forêts (un accord volontaire de 15 organisations et secrétariats internationaux qui réalisent d'importants programmes forestiers, établi il y a près de 20 ans et présidé par la FAO) a organisé la conférence mondiale «Travaillons avec les divers secteurs pour arrêter la déforestation et étendre les superficies forestières: de l'aspiration à l'action». Y ont assisté quelque 300 participants issus de gouvernements, d'organisations internationales, de la communauté scientifique, du secteur privé, de la société civile et d'organisations d'agriculteurs. La conférence a énuméré les actions suivantes qui doivent être prises pour stopper et inverser la déforestation:

- ▶ En tant que régulateurs des forêts et souvent grands propriétaires de forêts, les pouvoirs publics à tous les niveaux doivent prendre l'initiative de mettre en place les conditions nécessaires pour garantir que toutes les forêts soient gérées de manière durable et pour attirer des financements et des investissements à long terme à cette fin. Il s'agit notamment de mettre en place des processus participatifs, inclusifs et transparents, qui associent les parties prenantes (communautés locales et entreprises) à la planification territoriale et aux décisions.
- ▶ L'industrie agroalimentaire doit respecter l'engagement qu'elle a pris d'atteindre, à l'horizon 2020, l'objectif « déforestation zéro » dans les filières de production et de transformation des produits agricoles. Les entreprises qui n'ont pas pris d'engagements de déforestation zéro devraient le faire. Les investisseurs dans le secteur agricole devraient adopter des modèles d'entreprise responsables en matière environnementale et sociale et qui impliquent, de manière bénéfique pour eux, les producteurs locaux ou villageois, les distributeurs et les autres acteurs de la chaîne de valeur, en recourant par exemple à des programmes de vulgarisation et de conception conjointe de plans d'utilisation durable des terres exploitées par le secteur privé.
- ▶ L'industrie des produits forestiers devrait garantir la légalité et la durabilité des chaînes de valeur des produits issus des forêts, notamment par la certification de la gestion forestière et la traçabilité des filières de produits, et collaborer avec les communautés locales dans ce processus.
- ▶ En demandant des comptes aux pouvoirs publics et aux entreprises, les organisations de la société civile font office de sentinelle et d'agents du changement. Les groupes non gouvernementaux devraient s'attacher à gagner en audience et en influence par le biais d'initiatives et de plateformes multipartites qui favorisent la bonne connaissance et la reconnaissance des rôles, des contributions et des intérêts des acteurs, hommes et femmes, le long des chaînes de valeur et dans les entreprises.
- ▶ Les acteurs publics et privés se doivent de pleinement tirer parti du potentiel de la société civile, en particulier les femmes et les jeunes. Les jeunes peuvent faciliter l'action collective, l'engagement, l'innovation, le renforcement des capacités, la mise en réseau et les partenariats, tout en offrant une perspective à long terme.

SOURCE: FAO et PCF, 2018.

de développement (BAfD) évalué à environ 120 milliards d'USD le préjudice économique que cause annuellement à l'Afrique le commerce illégal des ressources naturelles, soit une somme équivalente à 5 pour cent du produit intérieur brut (PIB) du continent. Sur ce montant total, environ 10 pour cent est imputable au secteur forestier (BAfD, 2016). Le commerce illégal entraîne une perte importante de recettes fiscales, ce qui produit des effets tant au niveau national que local. Ce préjudice fiscal sape

les efforts déployés pour faire que le secteur forestier contribue durablement à la production nationale et à la société, car les recettes fiscales perdues ne peuvent pas être réinvesties dans ce secteur. Les activités illégales ont aussi pour effet de fausser les marchés mondiaux et de nuire aux incitations en faveur de la gestion durable des forêts, car les produits illégaux sont souvent écoulés à des prix inférieurs à ceux des produits légaux. S'agissant des impacts sociaux, l'exploitation et le commerce illégaux

s'accompagnent souvent de corruption et d'une absence de reconnaissance des droits fonciers et d'usage des communautés forestières et des peuples autochtones, ce qui peut avoir des effets négatifs sur les moyens d'existence locaux et entraîner des conflits.

Exploitation forestière illégale. La récolte, le transport, l'achat ou la vente de bois effectués en infraction aux lois nationales (l'ensemble de ces activités constituant ce que l'on appelle communément l'«exploitation forestière illégale») est un problème persistant de dimension mondiale, qui touche de multiples pays forestiers dans les zones tempérées et tropicales, malgré les nombreux efforts déployés pour y remédier. Il est compliqué de mesurer l'exploitation forestière illégale et tout le monde n'est pas toujours d'accord sur la manière de procéder, mais l'Organisation internationale de police criminelle (INTERPOL) estime que la valeur des infractions forestières, notamment les infractions commises par des entreprises et l'exploitation forestière illégale, se situe chaque année entre 51 et 152 milliards d'USD (Nellemann *et al.*, 2016). Hoare (2015) estime qu'en 2013, environ 50 pour cent du bois d'œuvre d'origine illégale échangé à l'échelle internationale provenait d'Indonésie – à noter cependant que l'Indonésie a fourni des efforts importants pour s'attaquer au problème depuis lors; voir la section **Lutte contre les pratiques illégales** ci-dessous – et 25 pour cent du Brésil, soit deux des dix pays qui possèdent la plus grande superficie forestière; tous deux étant aussi producteurs de volumes importants de produits agricoles. L'exploitation forestière illégale dans d'autres pays producteurs de bois tropicaux peut générer des volumes totaux moindres, mais représenter une plus grande proportion de la production totale de bois du pays. La demande de bois d'œuvre est si importante que l'exploitation forestière illégale continuera d'hypothéquer l'avenir des ressources forestières si des efforts cohérents pour la combattre ne sont pas déployés au niveau mondial (Hoare, 2015).

L'exploitation forestière illégale peut être une conséquence directe de la demande de bois, notamment lorsque celle-ci vise de manière spécifique les essences les plus précieuses, ou découler indirectement du défrichement de terres destinées à accueillir des plantations où seront

cultivés des produits comme l'huile de palme et le soja. Comme indiqué ci-dessus, le principal facteur de déforestation (légale et illégale) est la demande de terres pour la production agricole; cette pression est aussi la plus susceptible de contribuer à l'exploitation illégale à grande échelle.

Dans la plupart des pays en développement, le secteur forestier est dominé par des acteurs informels, qui sont majoritairement de petites ou moyennes entreprises dont la production est principalement destinée aux marchés intérieurs. Outre ce caractère informel, le secteur se caractérise par une faible capacité, des ressources limitées et une évolution constante de la disponibilité des ressources, qui le rendent vulnérable aux activités illégales.

L'exploitation forestière illégale se produisant manifestement en dehors de tout cadre de gestion forestière, elle entraîne leur destruction ou leur dégradation, et les pertes d'habitat et de biodiversité qui en résultent compromettent la survie de certaines espèces, en particulier les primates et certains grands mammifères. Les activités d'exploitation illégales prennent souvent pour cibles et mettent en péril des essences de bois précieuses, dont la demande ne tarit pas et qui promettent donc des gains immédiats. Le bois de rose (*Dalbergia* spp.) en est l'illustration parfaite. On estime que les exportations de bois de rose vers la Chine ont été multipliées par 14 entre 2009 et 2014, alors même que le bois de rose est inscrit à l'annexe II de la CITES (Bolognesi *et al.*, 2015; Ong et Carver, 2019). À Madagascar, les coupes illégales et le trafic de bois de rose ont entraîné une grave dégradation des forêts et une perte de biodiversité (Ong et Carver, 2019).

La production illégale de charbon de bois est encore plus difficile à attester que la récolte et le commerce de bois précieux, car ce secteur est très fragmenté et informel; cependant, elle concourt elle aussi à la destruction et à la dégradation des forêts. Par exemple, Bolognesi *et al.* (2015) estiment que le commerce illégal de charbon de bois en Somalie entre 2011 et 2013 a représenté une production de 24 000 tonnes et a entraîné une perte de 2,7 pour cent du couvert arboré.

Exploitation illégale de la faune et de la flore.

INTERPOL estime que la valeur annuelle du commerce illégal d'espèces sauvages se situe entre 7 et 23 milliards d'USD (Nellemann *et al.*, 2016). Toutes les régions du monde jouent un certain rôle en tant que source, point de transit ou destination de la contrebande d'espèces sauvages, bien que certains types de commerce illégal d'espèces sauvages se rattachent à certaines régions en particulier; par exemple, les oiseaux à l'Amérique centrale et l'Amérique du Sud, les mammifères à l'Afrique et l'Asie, et les reptiles à l'Europe et l'Amérique du Nord (ONU DC, 2016).

L'éléphant d'Afrique est sans doute le cas le plus connu de surexploitation d'une espèce clé (soit une espèce dont l'influence sur un écosystème donné est disproportionnée par rapport à son abondance), sachant que cette espèce a perdu environ 90 pour cent de sa population totale au cours du siècle dernier (TRAFFIC, 2019). Les éléphants de forêt revêtent une importance particulière pour les forêts et les autres écosystèmes naturels car ils dispersent de grosses graines, maintiennent ouverte la canopée et répandent des nutriments rares dans la forêt, ce qui profite à de nombreuses espèces en Afrique tropicale (Maisels *et al.*, 2013).

Lutter contre les pratiques illégales. Au cours des dix dernières années, les efforts de lutte contre l'exploitation forestière illégale ont eu pour fer de lance des réglementations commerciales dans les pays consommateurs qui exigent que les importateurs prouvent que le bois a été récolté de manière légale. Parmi les législations importantes du côté de la demande, on peut citer l'amendement de la loi Lacey aux États-Unis d'Amérique (2008), le Règlement de l'UE sur le bois (2013), la loi japonaise «Clean Wood Act» (2016) et l'amendement à la loi sur l'utilisation durable des bois d'œuvre en République de Corée (2017). De nombreux pays producteurs de bois tropicaux déploient des efforts comparables pour renforcer le respect et la vérification de la légalité du bois. L'Indonésie, notamment, a mis en place un système national d'assurance de la légalité du bois (Sistem Verifikasi Legalitas Kayu, SVLK) et a délivré en 2016 ses premières autorisations d'exportation de bois dans le cadre du programme FLEGT (Application des

réglementations forestières, gouvernance et échanges commerciaux), conformément aux exigences d'importation du règlement de l'Union européenne sur le bois (Mécanisme FLEGT de l'UE, sans date). Grâce à une plus grande rigueur dans l'application des lois, les chiffres officiels de l'Indonésie montrent une augmentation du nombre d'opérations sanctionnées, de 25 en 2015 à 88 en 2017 (MEF, 2018). Quatorze autres pays producteurs de bois tropicaux élaborent des dispositifs nationaux destinés à assurer la légalité dans le cadre du mécanisme FLEGT (Mécanisme FLEGT de l'UE, sans date). En vertu de ce mécanisme, les pays sont tenus de mettre en œuvre des mesures visant à prévenir la chasse illégale (voir encadré 39).

En juillet 2015, l'Assemblée générale des Nations Unies a adopté sa toute première résolution sur la lutte contre le trafic des espèces sauvages (69/314) (Assemblée générale des Nations Unies, 2015b), qui traite également du trafic du bois. Sa quatrième édition a été adoptée en septembre 2019 (ONU, 2019b) et appelle à un renforcement des législations nationales, à un appui au développement de moyens d'existence durables, à l'amélioration de l'application des politiques et des mesures de lutte contre la corruption, à l'apport d'une aide au déploiement de technologies de l'information et à la promotion d'efforts correctement ciblés de réduction de la demande.

Le Partenariat de collaboration sur la gestion durable de la faune sauvage (CPW) (FAO, 2019f) offre une plateforme pour aborder les questions de gestion des espèces sauvages qui appellent des réponses nationales et supranationales, y compris les questions relatives au commerce illégal des espèces sauvages. Établi en 2013, ce partenariat volontaire rassemble 14 organisations internationales réalisant des programmes de fond visant à promouvoir l'utilisation durable et la conservation des ressources de la faune et de la flore sauvages. ■

ENCADRÉ 39 SUIVI DE LA GESTION DE LA FAUNE ET DE LA FLORE DANS LES FORÊTS DE PRODUCTION AU CAMEROUN

Les forêts tropicales humides couvrent plus de 40 pour cent de la superficie du Cameroun et constituent une part importante de l'écosystème forestier du bassin du Congo (FAO, 2020). Cet écosystème d'une grande diversité biologique est menacé par la déforestation et la dégradation des forêts causées par l'agriculture et l'extraction de bois (MINEPDED, 2013). Il a été estimé que 815 espèces de plantes à fleurs dans le pays sont menacées d'extinction (Onana, Cheek et Pollard, 2011), tandis que 26 espèces de mammifères sont actuellement classées comme menacées ou en danger critique d'extinction (UICN, 2019a).

Dans le cadre de ses efforts pour lutter contre les taux élevés d'extraction clandestine de bois, de braconnage et de commerce illégal d'espèces sauvages, le Cameroun a signé avec l'UE en 2010 un accord de partenariat volontaire sur l'application des réglementations forestières, la gouvernance et les échanges commerciaux des bois et produits dérivés vers l'UE (UE, 2011). Un élément essentiel de cet accord est un système de vérification de la légalité qui s'articule sur un ensemble de critères et d'indicateurs servant à vérifier l'origine légale du bois. Le critère 5 de ce dispositif prévoit que tous les espaces où l'extraction de bois est autorisée (par exemple, les concessions

forestières, les forêts communautaires, les forêts communales) doivent se conformer aux réglementations nationales relatives à la protection de la biodiversité (MINEF, 1998; MINEF, 2001) et mettre en œuvre des mesures pour empêcher la chasse illégale visant la faune sauvage.

En vue de faciliter la mise en œuvre du critère 5, la Société pour la conservation de la faune sauvage (WCS) Cameroun, avec le soutien financier du programme FLEGT FAO-UE, a élaboré un ensemble complet d'outils destiné à aider l'administration forestière et les exploitants forestiers à se conformer aux exigences réglementaires en matière de suivi et d'évaluation de la gestion de la faune sauvage. Parmi ces outils figure la grille de suivi et d'évaluation SEGeF («Suivi de la gestion de la faune dans les forêts de production»), qui a été intégrée dans une application web et mobile (SEGeF, 2018). En 2019, le gouvernement a signé un décret de loi qui rend l'utilisation de cette grille obligatoire dans les forêts de production du Cameroun (MINFOF, 2019). Le WCS a œuvré en étroite collaboration avec les exploitants forestiers et les communautés forestières à l'élaboration et la mise en œuvre de cet outil et a dispensé des formations à son utilisation.

5.3 RESTAURATION DES FORÊTS

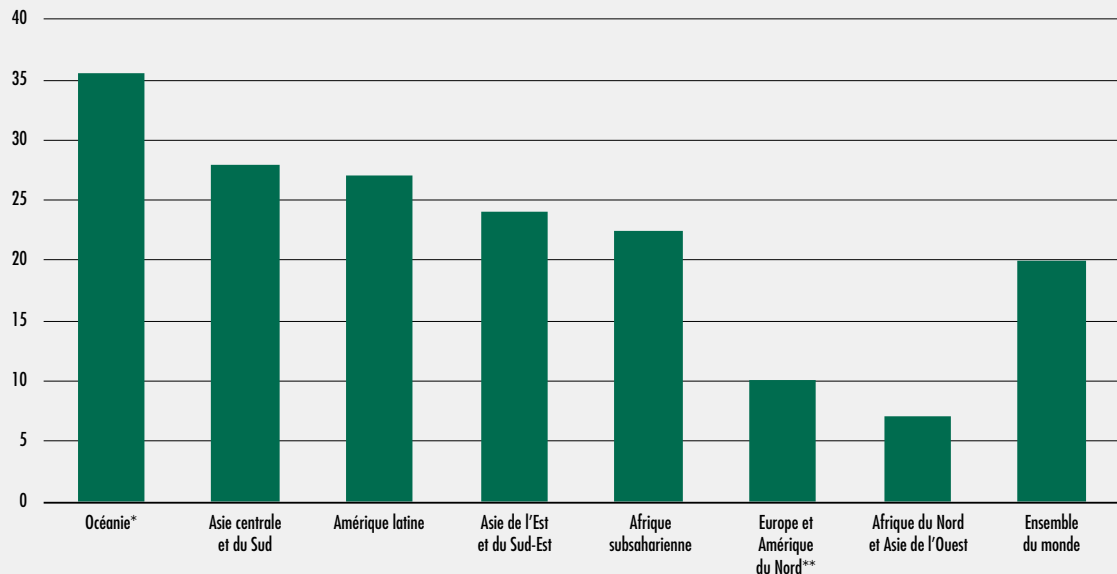
Le Rapport 2019 sur les objectifs de développement durable (ONU, 2019a) signale que 20 pour cent de la superficie terrestre a subi des dégradations entre 2000 et 2015 (figure 33). Le 1^{er} mars 2019, l'Assemblée générale des Nations Unies a proclamé la décennie 2021-2030 Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes, avec pour objectifs d'éviter, d'enrayer et d'inverser la dégradation des écosystèmes dans le monde, de sensibiliser à l'importance de leur restauration et d'accélérer les progrès vers la réalisation des objectifs mondiaux (encadré 40) et régionaux déjà adoptés en matière de restauration des écosystèmes.

La restauration est un élément essentiel du plan stratégique de la CDB pour la biodiversité et des Objectifs d'Aichi (CDB, 2010a), et la restauration

des paysages forestiers a été reconnue comme moyen d'atteindre les Objectifs d'Aichi 5, 7, 11, 13 et 15 (Dave *et al.*, 2019).

Le Programme de fixation d'objectifs de neutralité en matière de dégradation des terres de la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification a reçu à ce jour des engagements de la part de 122 pays en faveur d'un bilan neutre en matière de dégradation des terres (CNULCD, 2019a). Les objectifs de restauration des terres à l'échelle régionale ont été établis dans le cadre de plusieurs initiatives, notamment: l'Initiative latino-américaine 20x20 (Initiative 20x20, sans date), qui vise à restaurer 20 millions d'hectares de terres dégradées d'ici à 2020; l'AFR100 (Initiative pour la restauration des paysages forestiers en Afrique), qui vise à restaurer 100 millions d'hectares de terres dégradées d'ici à 2030 (AFR100, non daté); l'Engagement d'Agadir pour la Méditerranée, qui vise à restaurer au moins 8 millions d'hectares »

FIGURE 33
PROPORTION DES TERRES EN ÉTAT DE DÉGRADATION ENTRE 2000 ET 2015, PAR RÉGION (%)



* Dont Australie, Nouvelle-Zélande et Papouasie-Nouvelle-Guinée, mais non compris les îles d'Océanie.

** Non compris la Suisse et les États-Unis d'Amérique.

SOURCE: ONU, 2019a.

ENCADRÉ 40 PRINCIPAUX OBJECTIFS, CIBLES ET INDICATEURS RELATIFS AUX PROGRÈS DE LA RESTAURATION DES FORÊTS

- ▶ **Objectif de développement durable 15.3:** D'ici à 2030, lutter contre la désertification, restaurer les terres et sols dégradés, notamment les terres touchées par la désertification, la sécheresse et les inondations, et s'efforcer de parvenir à un monde sans dégradation des terres.
 - **ODD 15.3.1:** Proportion de la surface émergée totale occupée par des terres dégradées.
- ▶ **Objectif 15 d'Aichi pour la biodiversité:** D'ici à 2020, la résilience des écosystèmes et la contribution de la biodiversité aux stocks de carbone ont été renforcées, grâce à la conservation et la restauration, y compris la restauration d'au moins 15 pour cent des écosystèmes dégradés, contribuant ainsi à l'atténuation du changement climatique et à l'adaptation à celui-ci, ainsi qu'à la lutte contre la désertification.
- ▶ **Objectif 5 du Défi de Bonn au titre de la Déclaration de New York sur les forêts:** Restaurer 150 millions

d'hectares de paysages dégradés et de terres forestières d'ici à 2020 et intensifier de manière sensible le rythme des restaurations à l'échelle mondiale, qui devraient couvrir au moins 200 millions d'hectares supplémentaires d'ici à 2030.

- ▶ **Premier objectif du Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts:** Mettre fin à la réduction du couvert forestier dans le monde en pratiquant une gestion forestière durable, notamment grâce à la protection des forêts, à leur régénération, au boisement et au reboisement, et à des efforts accrus en vue de prévenir la dégradation des forêts, et de contribuer aux efforts mondiaux de lutte contre les changements climatiques.
 - **Cible 1.3:** D'ici à 2020, promouvoir la gestion durable de tous les types de forêt, mettre un terme à la déforestation, restaurer les forêts dégradées et accroître considérablement le boisement et le reboisement au niveau mondial.

ENCADRÉ 41 RESTAURER LES PAYSAGES FORESTIERS AU MOYEN DE LA RÉGÉNÉRATION NATURELLE ASSISTÉE

La régénération naturelle des forêts est un processus biologique qui peut être assisté ou géré et qui vise à augmenter le couvert forestier et à retrouver l'écosystème autochtone ou certaines de ses fonctions. La régénération naturelle assistée désigne un ensemble d'interventions qui visent à favoriser et accélérer la régénération naturelle des forêts autochtones, notamment en les protégeant des perturbations (des incendies, des animaux domestiques errants et des humains) et en réduisant la concurrence des herbes, des buissons et des plantes grimpantes, qui entravent la croissance des arbres régénérés naturellement.

C'est une technique simple, peu coûteuse et efficace qui permet de restaurer les forêts en éliminant ou en réduisant les obstacles à la succession naturelle. Outre le fait qu'elle améliore la résilience et la fourniture de multiples produits forestiers et services écosystémiques, elle peut être très efficace pour rétablir la biodiversité et les interactions et déplacements des espèces au sein des territoires. Lors d'une régénération naturelle assistée, la biodiversité locale est enrichie par :

- ▶ l'établissement naturel d'arbres et d'arbustes à partir de graines, de drageons racinaires, de souches ou de taillis;
- ▶ la régénération des ressources génétiques locales qui sont adaptées aux sols et aux conditions climatiques du lieu;
- ▶ les pollinisateurs, les herbivores et les agents de la dissémination des graines produisant les arbres colonisateurs, qui sont associés à ce processus.

La plupart de ces bienfaits peuvent aussi être obtenus par le semis direct ou par la plantation d'arbres, mais les coûts sont bien plus élevés. Dans les régions tropicales, la régénération naturelle spontanée ou assistée est plus efficace que la plantation d'arbres pour rétablir la biodiversité et la structure des forêts et permet en général d'obtenir un couvert végétal sur plusieurs couches qui est plus diversifié que dans le cas d'un reboisement classique consistant à planter un nombre limité d'espèces.

SOURCE: FAO, 2019g.

» d'écosystèmes forestiers dégradés d'ici à 2030 (FAO, 2017d); l'ECCA30, une initiative de pays d'Europe, du Caucase et d'Asie centrale qui vise à restaurer 30 millions d'hectares de terres dégradées d'ici à 2030; et enfin l'initiative Grande muraille verte pour le Sahara et le Sahel, qui vise à restaurer 100 millions d'hectares d'ici à 2030 (Grande muraille verte, 2019a).

La restauration des forêts peut comporter divers objectifs visant à inverser la tendance en ce qui concerne la dégradation des terres ou les pertes de productivité des biens et services écosystémiques (aliments, biodiversité et ressources en eau, par exemple). Ces objectifs sont les suivants :

- ▶ *réhabilitation*: restauration des espèces, structures ou processus souhaités dans un écosystème existant;
- ▶ *reconstitution*: rétablissement de végétaux autochtones sur des terres affectées à d'autres usages;
- ▶ *régénération*: restauration de terres gravement dégradées et dépourvues de végétation; et

▶ *remplacement*: la forme de restauration la plus radicale, dans laquelle des espèces ou des provenances inadaptées à un lieu donné et incapables de migrer sont remplacées par une nouvelle végétation en raison de l'évolution rapide du climat (Stanturf, Palik et Dumroese, 2014).

La restauration des forêts, lorsqu'elle est mise en œuvre comme il convient, contribue à restaurer les habitats et les écosystèmes, à créer des emplois et des revenus et constitue une solution efficace, fondée sur la nature, face aux problèmes du changement climatique (voir l'étude de cas 1).

Le Partenariat mondial sur la restauration des forêts et des paysages (GPFLR, non daté) a élaboré six principes adoptés au niveau mondial :

- ▶ Concentrer les interventions à l'échelle du paysage.
- ▶ Mobiliser les parties prenantes et favoriser un mode de gouvernance participatif.

ÉTUDE
DE CAS 1Restauration à grande échelle des terres arides pour la résilience
des petits agriculteurs et des éleveurs en Afrique

Le projet Action contre la désertification (AAD), mis en œuvre par la FAO et ses partenaires - et financé par la Commission européenne et le Secrétariat du groupe des États d'Afrique, des Caraïbes et du Pacifique - apporte un soutien sur le terrain à l'initiative de la Grande muraille verte pour le Sahara et le Sahel. Son objectif est de renforcer la résilience des populations des zones arides et des écosystèmes agrosylvopastoraux gravement touchés par la variabilité et le changement climatiques, grâce à la restauration à grande échelle des terres dégradées, celle-ci devant permettre de faire reculer la pauvreté et d'établir la sécurité alimentaire humaine et animale, la sécurité nutritionnelle et une meilleure résilience. En livrant de multiples avantages environnementaux et socioéconomiques, ce programme contribue à la réalisation du Programme de développement durable à l'horizon 2030.

Le modèle AAD de restauration à grande échelle des terres arides, qui s'articule sur des solutions que procurent les plantes, se compose des éléments suivants:

- ▶ un investissement dans la préparation des sols à grande échelle par des labours mécanisés et des plantations d'enrichissement;
- ▶ faire obstacle à l'ensablement des milieux arides par des interventions biophysiques et biologiques de stabilisation des sols;
- ▶ favoriser la régénération naturelle là où le permettent la banque de semences que recèle le sol et les végétaux résiduels;
- ▶ mobilisation de semences et de matériel de plantation de qualité supérieure prélevés dans la riche biodiversité des plantes des zones arides;
- ▶ développement de chaînes de valeur de produits forestiers non ligneux pour la création de revenus en zones rurales, au profit des femmes, des hommes et des jeunes;
- ▶ des systèmes participatifs peu coûteux de diffusion d'informations; et
- ▶ des dispositifs innovants de suivi biophysique et socioéconomique pour l'évaluation des progrès.

En cinq ans, AAD a permis de restaurer 53 000 hectares de terres agrosylvopastorales dégradées, en plantant 25 millions d'arbres d'espèces autochtones couramment utilisées par les communautés rurales. Au total, 100 tonnes de semences de 110 espèces fourragères ligneuses et herbacées ont été collectées et semées dans neuf pays, ce qui a eu d'énormes retombées économiques et environnementales positives. Par exemple, les parcelles de fourrage herbacé plantées au Burkina Faso et au Niger ont produit en moyenne 1 200 kg de biomasse par hectare un an seulement après la plantation, engendrant des revenus de 40 USD par hectare, soit l'équivalent de la moitié du salaire minimum mensuel du pays; ainsi, les 10 000 hectares ou plus en cours de restauration au Burkina Faso pourraient potentiellement rapporter jusqu'à 400 000 USD par an aux agriculteurs locaux. Au Sénégal, les villageois qui ont récolté du fourrage pendant la saison sèche (novembre à mai) sur environ 4 000 hectares de terres dégradées accueillant des plantations de restauration ont gagné 2 USD par charrette à âne ou 4 USD par voiture (environ 100 kg de fourrage). Avec une production de biomasse estimée à 1 tonne par hectare, cette opération a dégagé pour ces populations une moyenne de 80 000 USD par récolte annuelle de 2017 à 2019. On estime en outre que la restauration des terres avec des arbres autochtones permettra de séquestrer 7,15 tonnes d'équivalent CO₂ par hectare et par an au Sahel, sur la base d'une extrapolation à 20 ans des résultats obtenus trois ans après la plantation.

L'approche AAD en matière de restauration des terres pour la résilience place les communautés et la connaissance des plantes au cœur des interventions. Les facteurs contribuant aux bons résultats des opérations AAD sont notamment les suivants:

- ▶ la mobilisation sociale et l'appui des communautés locales aux interventions sur leurs terres communales;
- ▶ la mise à profit des connaissances et de l'expertise botaniques permettant de privilégier les espèces végétales bien adaptées et utiles aux communautés, et de ce fait garantir leur adhésion au programme; et

ÉTUDE DE CAS 1

- ▶ la conjugaison de méthodes éprouvées à des connaissances traditionnelles pour surmonter les défis techniques et les difficultés de la recherche, que sont notamment la désignation et la plantation de la bonne espèce au bon endroit et au bon moment afin de tirer le meilleur parti de la pluviosité et de maximiser les chances de survie et de croissance des végétaux dans des conditions extrêmes.

SOURCE: FAO, 2019h.

Cette approche est particulièrement adaptable à des conditions écologiques et socioéconomiques variables et se prête donc très bien à sa reproduction et à sa généralisation en Afrique et au-delà, dès lors que des investissements soutenus rendent cela possible. AAD a récemment commencé à étendre ses interventions à l'Afrique australe, où les pays de la Communauté de développement de l'Afrique australe (SADC) ont lancé une Grande muraille verte sous la coordination de la SADC et avec le soutien de la Commission de l'Union africaine.

- » ▶ Rétablir la multiplicité des fonctions des forêts pour permettre d'en tirer des avantages multiples.
- ▶ Maintenir et améliorer les écosystèmes naturels au sein des territoires.
- ▶ Adapter les démarches de restauration aux réalités locales.
- ▶ Pratiquer une gestion adaptative pour renforcer la résilience sur le long terme.

Il existe de nombreuses directives pour la restauration des forêts, notamment un guide pratique pour la restauration des paysages forestiers (Stanturf, Mansourian et Kleine, 2017), des directives spécifiques sur les forêts dégradées des zones arides (FAO, 2015b), les mangroves (Field, 1996) et d'autres sur le rôle de la régénération naturelle dans la restauration des forêts et des paysages (Chazdon *et al.*, 2017) et sur l'intégration des questions liées à la biodiversité dans la restauration des écosystèmes (CDB, 2016a). Les Directives de l'Organisation internationale des bois tropicaux (OIBT) pour la restauration, l'aménagement et la réhabilitation des forêts tropicales dégradées et secondaires (OIBT, 2002) sont en cours d'actualisation. Voir aussi l'[encadré 41](#).

La restauration des écosystèmes forestiers ne consiste pas seulement à planter des arbres ou à

favoriser leur régénération naturelle assistée (voir notamment l'[étude de cas 1](#) et l'exemple de remise à l'état sauvage présenté dans l'[encadré 42](#)).

En matière de restauration des forêts, le principal défi consiste à amener les professionnels et les décideurs à travailler ensemble pour faire en sorte que les mesures de restauration soient bien planifiées, que leur mises en œuvre soit efficace d'un point de vue économique et qu'un rang de priorité suffisant leur soit accordé dans l'éventail des objectifs de développement (Sabogal, Besacier et McGuire, 2015; FAO et Mécanisme mondial de la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification, 2015; Strassburg *et al.*, 2019). Pour relever ce défi, on a institué un certain nombre de programmes multilatéraux et bilatéraux associant des acteurs des secteurs public et privé. Un deuxième défi consiste à faire participer les organisations de producteurs, les agriculteurs et les petites et moyennes entreprises à la restauration des forêts, et à définir et mettre en place des modèles d'activité de nature à favoriser des conditions de vie décentes grâce à une gestion durable des terres. Afin d'appuyer le développement de ces modèles, une nouvelle initiative a été lancée pour faciliter l'accès à l'information sur les coûts et les bénéfices de la restauration des écosystèmes (voir [encadré 43](#), ci-dessous).

ENCADRÉ 42 REMISE À L'ÉTAT SAUVAGE ET RÉINTRODUCTION D'ESPÈCES CLÉS

La remise à l'état sauvage a pour but de rétablir la succession écologique naturelle, qui est à l'origine des écosystèmes et des processus écosystémiques autosuffisants, et de mettre l'accent sur les approches de la conservation axées sur des processus (CDB, 2014).

Dans certains cas, il s'agit de ne rien faire et de laisser la nature évoluer. Dans d'autres cas, il faut réintroduire des prédateurs alphas et des espèces clés. La réintroduction de loups dans le parc Yellowstone, aux États-Unis d'Amérique, est un exemple bien connu de cette démarche.

Les loups (*Canis lupus*) peuplaient autrefois l'Amérique du Nord de l'arctique au Mexique, mais en 1926, la dernière meute de loups a été tuée à Yellowstone, le parc national le plus ancien des États-Unis d'Amérique, car à l'époque on souhaitait éliminer tous les prédateurs.

En quelques années, la population de cerfs (*Cervus elaphus*), l'une des espèces les plus grandes de la famille des cervidés, a considérablement augmenté, ce qui a entraîné une surconsommation des saules (*Salix* spp.) et des peupliers faux-trembles (*Populus tremuloides*), dont ils se nourrissent. Avec la disparition de ces arbres, la population d'oiseaux chanteurs a commencé à décliner, les castors (*Castor canadensis*) n'ont plus pu construire

de barrages et les berges ont donc commencé à s'éroder. La disparition des castors et de la végétation ligneuse au bord des cours d'eau a provoqué une forte dégradation du régime des cours d'eau et des fonctions écosystémiques ripariennes. Les cours d'eau sont devenus plus larges, moins profonds et plus chauds. Ces différentes altérations des cours d'eau ont considérablement dégradé l'habitat des poissons.

En 1995, en collaboration avec des organismes canadiens, 14 loups ont été capturés dans le parc national de Jasper et transférés à Yellowstone, puis 17 autres loups sont venus compléter le dispositif, en 1996. Cette introduction a eu un effet immédiat sur les populations de cervidés. Au bout d'une dizaine d'années, les saules ont recommencé à croître dans de nombreuses zones. Les cerfs et les bisons continuent de brouter les peupliers, mais il est apparu récemment que ceux-ci reprenaient de la vigueur dans quelques endroits. Les oiseaux sont de retour, tout comme les castors, les aigles, les renards et les blaireaux.

La réintroduction des loups au Yellowstone a coûté près de 30 millions d'USD, mais l'écotourisme du loup rapporte chaque année 35 millions d'USD, au profit des communautés voisines.

SOURCES: Monbiot, 2013; Boyce, 2018; Kay, 2018; The Guardian, 2020.

ENCADRÉ 43 L'INITIATIVE SUR L'ÉCONOMIE DE LA RESTAURATION DES ÉCOSYSTÈMES

L'initiative sur l'économie de la restauration des écosystèmes, qui a été lancée en 2019, a pour but d'offrir un point de référence pour l'estimation des coûts et des bénéfices des projets actuels ou futurs de restauration des écosystèmes dans tous les principaux biomes et dans un large éventail de contextes dans le monde entier, sur la base des informations tirées de projets comparables pour lesquels des données ont été collectées dans un cadre normalisé.

L'initiative, dirigée par la FAO et mise en œuvre en collaboration avec un consortium d'organisations, notamment les secrétariats de la CDB et de la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification, Bioversity International, le Centre de recherche forestière internationale (CIFOR), l'UICN, Tropenbos International, WeForest et l'Institut des ressources mondiales (WRI),

consiste à créer une plateforme d'informations et à élaborer des outils que les donateurs, les investisseurs, les responsables de la mise en œuvre de projets, les gouvernements et d'autres parties prenantes pourront consulter pour trouver des données fiables sur les coûts et les bénéfices, afin de prendre leurs décisions en matière de restauration des écosystèmes.

Le premier produit de cette initiative, qui devrait être publié en 2020, est un cadre qui permettra de collecter des données fiables et cohérentes sur les coûts et les bénéfices de la restauration des écosystèmes, afin de faciliter les analyses et la prise de décisions. Une étude pilote est menée actuellement dans la région du Sahel et la collecte de données sera bientôt étendue à différents contextes dans tous les principaux biomes.

Potentiel de restauration des forêts

Selon les estimations d'une étude récente, il existe entre 1,7 et 1,8 milliard d'hectares de terres forestières potentielles (définies comme terres sur lesquelles peut être entretenu un couvert arboré supérieur à 10 pour cent) dans des zones précédemment dégradées, dominées par une végétation clairsemée, des zones herbeuses et des sols dénudés et dégradés (Bastin *et al.*, 2019); ne sont pas compris dans cet ensemble les forêts existantes et les terres agricoles et urbaines qui seraient équivalentes à 0,9 milliard d'hectares de couverture forestière continue. Cela représente plus de 25 pour cent des superficies boisées que compte aujourd'hui la planète. Il est toutefois important de noter que cette étude ne s'est penchée que sur le potentiel biophysique d'établissement de forêts, indépendamment de l'importance des écosystèmes actuels et des droits fonciers. Il faut donc mener des évaluations plus détaillées qui prennent en compte les connaissances locales, afin d'identifier les zones les plus propices aux niveaux national et local.

La FAO a élaboré un module dans le Système d'accès, de traitement et d'analyse des données d'observation de la Terre (SEPAL) qui intègre l'algorithme du potentiel de restauration du couvert arboré, afin d'aider les pays à définir les zones qui pourraient se prêter à une restauration. L'utilisation de ce module sera expérimentée au Cambodge, au Kenya, au Myanmar et en Ouganda par la FAO et les institutions gouvernementales respectives en 2020-2021.

En complément de la Méthodologie de détermination des possibilités de restauration mise au point par l'UICN, il existe des lignes directrices spécifiques portant sur l'intégration des aspects relevant de la biodiversité dans les évaluations des possibilités de restauration des paysages forestiers (Beatty, Cox et Kuzee, 2018). ■

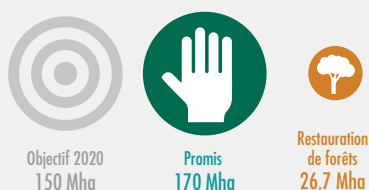
5.4 PROGRÈS ACCOMPLIS EN DIRECTION DES OBJECTIFS DE RESTAURATION DES FORÊTS

Une étude portant sur 62 pays d'Asie, d'Afrique et d'Amérique latine a révélé que plus de la moitié des pays de chaque région avaient un objectif de restauration établi ou préliminaire dans leurs stratégies et plans d'action nationaux pour la biodiversité ou dans leur cinquième rapport national à la CDB (CDB, 2016b). Si l'établissement d'objectifs quantifiés constitue un premier pas dans la bonne direction, la mise en œuvre des engagements reste difficile (figure 34). En outre, les efforts de restauration sont malaisés à mesurer et il n'existe actuellement aucun ensemble de données à l'échelle mondiale permettant d'évaluer les progrès accomplis en matière de remise en état des territoires forestiers (NYDF, 2019). La FAO s'emploie avec plusieurs partenaires à mettre en place un dispositif de suivi mondial pour la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes, et la FAO et le WRI (2019) ont élaboré un guide destiné à aider les pays et les spécialistes de la restauration à définir les priorités et les indicateurs en matière de suivi de la restauration des forêts et de leurs paysages.

De nombreux éléments quantitatifs font défaut à la définition des objectifs, et le développement d'activités de restauration est un processus complexe. Toutefois, il existe quelques exemples de réussite intéressants en matière de restauration (figure 35). Par exemple, le couvert forestier s'est considérablement étendu en Chine, au Costa Rica, en République de Corée et au Viet Nam, grâce à l'action publique ou à des initiatives forestières engagées par les gouvernements. Dans le sud du Niger, la régénération naturelle, conduite sur trois décennies par des agriculteurs recourant à des pratiques agroforestières locales, a permis d'accroître la productivité sur 5 millions d'hectares de terres (Reij, Tappan et Smale, 2009). Autre exemple, l'initiative de la Grande muraille verte pour le Sahara et le Sahel, lancée

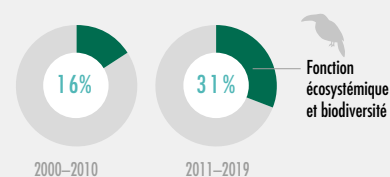
FIGURE 34 PROGRÈS VERS LA RÉALISATION DE L'OBJECTIF 5 DE LA DÉCLARATION DE NEW YORK SUR LES FORÊTS

La hauteur des engagements annoncés signale une volonté politique forte, pourtant, depuis 2000, seuls 18 pour cent des objectifs à l'horizon 2020 ont été réalisés en matière d'augmentation du couvert forestier ou arboré.



La restauration des territoires forestiers vise à rétablir l'intégrité écologique des territoires, tout en maintenant la plurifonctionnalité des territoires, pour le bien-être des populations humaines.

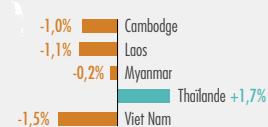
Depuis 2011, les objectifs de restauration majeurs ont été réorientés vers le rétablissement de la fonction écosystémique et de la biodiversité.



Régénération naturelle et restauration écologique sont très bénéfiques aux fonctions et services écosystémiques. L'agroforesterie (hors forêts) améliore les moyens d'existence et l'adaptation au climat.

Une étude pilote sur la région du Mékong a conclu à une perte nette de forêts naturelles malgré la restauration forestière en cours.

Variation nette du couvert forestier des pays entre 2010 et 2017



La restauration des forêts est trois fois plus présente hors des forêts qu'à l'intérieur des forêts. La restauration des forêts s'étend sur des décennies, voire des siècles et ne peut pas remplacer le coup d'arrêt à la déforestation.

SOURCE: NYDF, 2019.

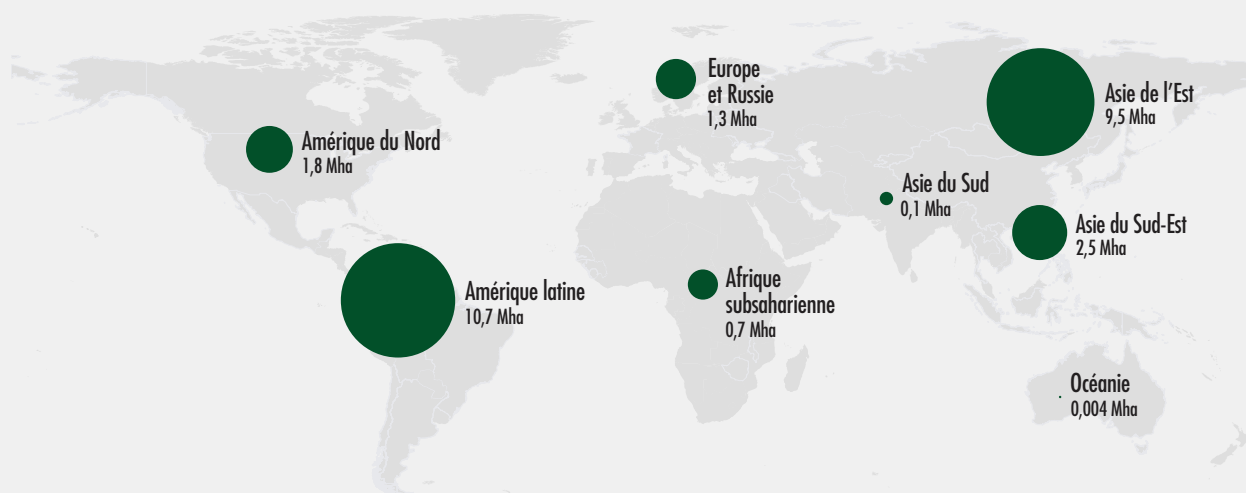
par l'Union africaine en 2007, vise à restaurer 100 millions d'hectares de terres actuellement dégradées, à séquestrer 250 millions de tonnes de carbone et à créer 10 millions d'emplois «verts» d'ici à 2030, tout en établissant une muraille verte de 8 000 km à travers les zones arides d'Afrique (voir l'étude de cas 1). Les progrès réalisés depuis 2007 (Grande muraille verte, 2019b; Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification, 2019b) ont été les suivants:

- ▶ réhabilitation de 3 millions d'hectares de terres au Burkina Faso grâce à des pratiques locales;
- ▶ restauration de 15 millions d'hectares de terres dégradées en Éthiopie et amélioration de la sécurité foncière;
- ▶ restauration de 5 millions d'hectares de terres au Nigéria, établissement de 639 km de brise-vent dans 11 États, de 309 hectares de vergers communautaires et de 293 hectares de boisés villageois;
- ▶ restauration de 5 millions d'hectares de terres au Niger; et
- ▶ plantation de 12 millions d'arbres résistants à la sécheresse au Sénégal en moins d'une décennie.

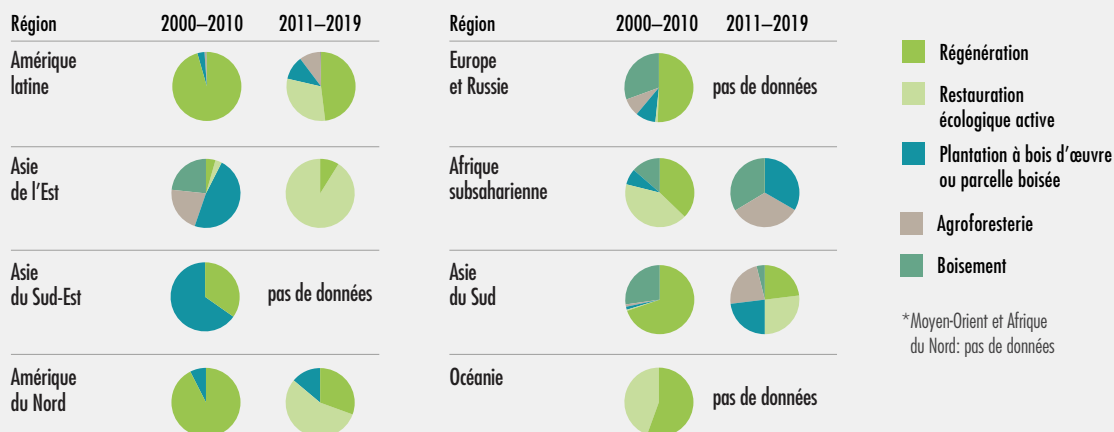
En octobre 2019, 61 pays avaient énoncé leurs promesses dans le cadre du défi de Bonn, avec des engagements de restauration portant au total sur 170,6 millions d'hectares pour les deux échéances fixées, à savoir 2020 et 2030 (figure 36) (Dave *et al.*, 2019). Toutefois, depuis 2000, seuls 18 pour cent de l'objectif de 2020 (restaurer 150 millions d'hectares de paysages et de terres forestières dégradés d'ici à 2020) ont été réalisés en termes d'augmentation du couvert forestier ou arboré (NYDF, 2019). Le Baromètre du défi de Bonn (UICN, 2018; Dave *et al.*, 2019) permet de recueillir des informations précises sur l'état d'avancement concret en termes d'hectares restaurés, de bienfaits écosystémiques obtenus (séquestration du carbone et conservation de la biodiversité) ainsi que d'emplois créés (Dave *et al.*, 2019).

De nombreux pays ont annoncé de nouveaux engagements en matière de restauration des forêts et de plantation d'arbres lors du Sommet Action Climat qui s'est tenu à New York, aux États-Unis d'Amérique, en septembre 2019 (encadré 44). Début 2020, le Forum économique mondial a lancé une initiative mondiale visant à planter, restaurer ou conserver 1 000 milliards d'arbres (Forum économique mondial, 2020). ■

FIGURE 35
ACCROISSEMENT DES SUPERFICIES FORESTIÈRES PAR LA RESTAURATION DES FORÊTS,
LA REFORESTATION ET LE BOISEMENT EN MILLIONS D’HECTARES DE 2000 À 2019, PAR RÉGION,
PÉRIODE ET TYPE DE RESTAURATION



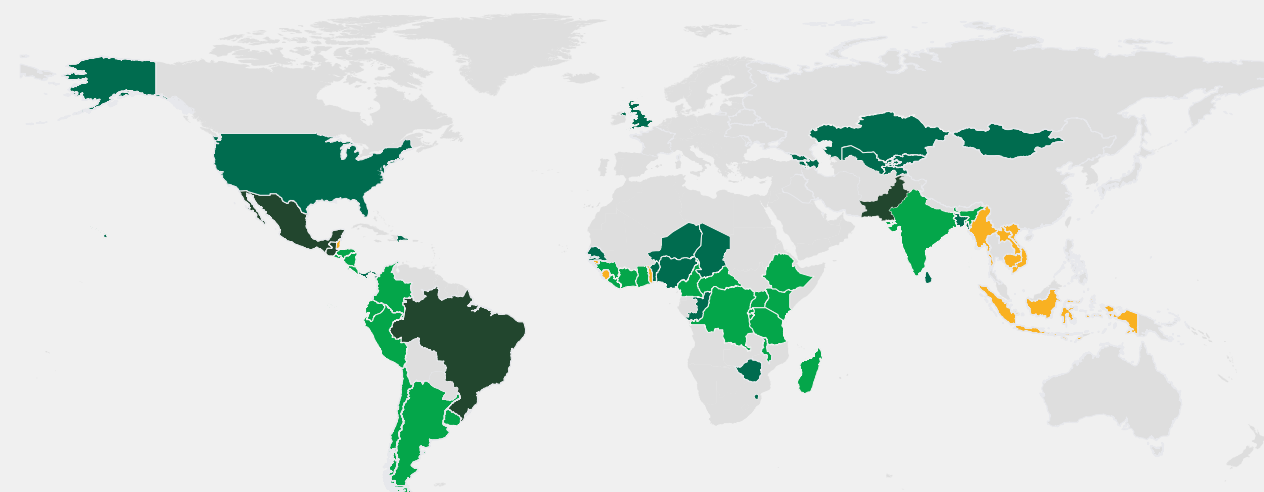
Type de restauration*



NOTE: Les chiffres régionaux excluent les doublons, en revanche les superficies par type de restauration ne les excluent pas car certains projets font état de types de restauration multiples. La somme totale des restaurations signalées de 2000 à 2010 a été de 23,6 millions d’hectares (Mha), et de 3,1 Mha de 2011 à 2019.

SOURCE: L'examen systématique de la documentation faisant état de restaurations de paysages forestiers (reforestation et boisement), effectué par des chercheurs de l'Université de Virginie depuis 2000, qui ont évalué plus de 3 500 études validées par des pairs, des dossiers techniques et des bases de données publiées depuis 2010. Publication en revue universitaire à venir. Cité dans NYDF, 2019.

FIGURE 36
ENGAGEMENTS AU TITRE DU «DÉFI DE BONN» EN FÉVRIER 2020



■ Pays engagés au niveau national et infranational et ayant achevé une Évaluation des opportunités de restauration des paysages forestiers ou ayant une Évaluation en cours de réalisation

■ Pays engagés au niveau national et ayant une Évaluation des opportunités de restauration des paysages forestiers en cours de réalisation

■ Pays engagés au niveau national et/ou infranational

■ Pays ayant achevé ou mettant en œuvre une Évaluation des opportunités de restauration des paysages forestiers, sans engagement au Défi de Bonn

NOTE: Cette carte ne transcrit pas les promesses émises à l'échelon infranational au titre du Défi de Bonn.

SOURCE: UICN, 2018 (mise à jour en février 2020).

ENCADRÉ 44 EXEMPLES DE NOUVELLES PROMESSES DE RESTAURATION DE FORÊTS ET DE PLANTATION D'ARBRES ÉNONCÉES EN 2019

- ▶ Barbade: 1 million d'arbres à planter d'ici à 2020
- ▶ Colombie: 300 000 hectares à restaurer d'ici à 2022 (180 millions d'arbres) et 900 000 hectares en agroforesterie et en gestion durable des forêts
- ▶ République démocratique du Congo: le couvert forestier stabilisé à 60 pour cent
- ▶ Europe, Caucase et Asie centrale: 30 millions d'hectares de terres dégradées et déboisées à mettre en restauration d'ici à 2030
- ▶ Éthiopie: 4 milliards de nouveaux arbres à planter en un an
- ▶ Fidji: 1 million de nouveaux arbres à planter et exploration de la possibilité d'en planter 31 millions de plus
- ▶ Guatemala: 1,5 million d'hectares à restaurer d'ici à 2022
- ▶ Hongrie: le couvert forestier doit être augmenté de 30 pour cent d'ici à 2030
- ▶ Kenya: 2 milliards d'arbres à planter d'ici à 2022
- ▶ Mali: 10 millions d'hectares à restaurer d'ici à 2030*
- ▶ Nouvelle-Zélande: 1 milliard d'arbres à planter d'ici à 2028
- ▶ Nigéria: 25 millions d'arbres à planter par les jeunes
- ▶ Pakistan: 10 milliards d'arbres à planter dans les cinq prochaines années
- ▶ Sénégal: 2 millions d'hectares à restaurer d'ici à 2030*
- ▶ Sierra Leone: 2 millions d'arbres à planter d'ici à 2023

SOURCE: Nature4Climate, 2019, à l'exception des éléments marqués d'un astérisque (*), qui ont été transmis à AFR100.



INDE

Troupeau de cerfs axis ou chitals (*Axis axis*), dit cerf tacheté, broutant dans le parc national de Nagarhole, dans l'État du Karnataka.

©FAO/Andrew Taber



CHAPITRE 6 CONSERVATION ET UTILISATION DURABLE DES FORÊTS ET DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

Messages clés:

1 L'Objectif 11 d'Aichi pour la biodiversité (d'ici à 2020, mettre sous protection 17 pour cent au moins des terres émergées) est dépassé pour les écosystèmes forestiers dans leur ensemble. Toutefois, il ne suffit pas de créer des aires protégées pour conserver la biodiversité.

2 L'Objectif 7 d'Aichi pour la biodiversité (d'ici à 2020, les zones consacrées à l'agriculture, l'aquaculture et la sylviculture sont gérées d'une manière durable, afin d'assurer la conservation de la diversité biologique) n'a pas été atteint pour les forêts, mais la gestion des forêts du monde s'améliore.

3 Il est indispensable, et il est aussi possible, de parvenir à des solutions qui permettent de trouver un équilibre entre la conservation de la biodiversité forestière et l'utilisation durable des forêts.

CONSERVATION ET UTILISATION DURABLE DES FORÊTS ET DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

Dans le présent chapitre, nous nous intéresserons à la manière de gérer les écosystèmes forestiers mondiaux pour garantir la conservation et l'utilisation durable de leur biodiversité.

La création d'aires protégées a toujours été l'instrument de gouvernance forestière le plus souvent adopté dans la poursuite des objectifs de biodiversité (Watson *et al.*, 2014). De nombreuses zones forestières protégées sont gérées de manière à concilier les moyens d'existence locaux et la conservation de la biodiversité. La formule des aires protégées a produit des résultats positifs en faisant barrière à l'avancée de la déforestation et en conservant les espèces, même si l'on ne dispose pas d'éléments concluants pour ce qui est de la plupart des espèces rares.

Toutefois, d'un point de vue biophysique, des éléments attestent que les réserves naturelles à elles seules ne suffisent pas à conserver la biodiversité. Elles sont généralement de taille trop modeste, créent des obstacles à la migration des espèces et sont vulnérables aux facteurs exogènes, notamment au changement climatique (Bennett, 2004; Fung *et al.*, 2017). En outre, les aires protégées ne représentent qu'une fraction de la biodiversité forestière existante. Il est donc nécessaire de regarder au-delà des aires protégées et d'intégrer la conservation de la biodiversité dans les pratiques de gestion des forêts.

Des approches qui intègrent les objectifs de conservation et de développement socioéconomique, favorisent l'utilisation durable des ressources et confient la gestion des forêts aux populations locales sont apparues comme pouvant se substituer à la conservation stricte ou venir la compléter (Agrawal, Chhatre et Hardin, 2008; Lele *et al.*, 2010; Mace, 2014). Diverses formules de gouvernance intégrant les parties prenantes ont vu le jour afin de concilier

des utilisations multiples et parfois antagoniques des ressources naturelles, de façon à ce que l'on parvienne à préserver à la fois les ressources qu'utilisent et valorisent les populations locales et celles qui répondent aux besoins plus larges de la société (Kaimowitz et Sheil, 2007; McShane *et al.*, 2011). Ces formules, qui donnent une importance croissante aux approches fondées sur les droits et aux approches de gestion intégrée du paysage, peuvent par exemple prendre la forme de zones gérées et protégées par les collectivités autochtones, par les organisations de la société civile et par les acteurs du secteur privé (Stolton *et al.*, 2014; Drescher et Brenner, 2018). Dans de nombreux cas, concilier utilisation et conservation des forêts revient à concilier besoins locaux et besoins mondiaux.

L'importance accordée à la conservation au-delà des aires protégées, y compris dans les forêts de production, s'exprime par l'adoption d'autres mesures de conservation efficaces par zone (en dehors des aires protégées), ainsi que par la mention de l'utilisation durable des forêts dans les objectifs mondiaux de conservation (encadré 45). ■

6.1 FORÊTS À L'INTÉRIEUR DES AIRES PROTÉGÉES

Au cours des dernières décennies, le réseau mondial des aires protégées a connu une expansion rapide, puisqu'il comprend aujourd'hui près de 240 000 aires protégées désignées, dont la plupart se trouvent sur la terre ferme. Ensemble, ces zones protègent un peu plus de 2 milliards d'hectares, soit une superficie équivalente à 15 pour cent des terres émergées (PNUE-WCMC, UICN et NGS, 2020). Des milliers d'aires protégées sont spécialement conçues pour protéger les forêts, certaines d'entre elles comptant parmi les plus anciennes du monde. »

ENCADRÉ 45

PRINCIPAUX OBJECTIFS, CIBLES ET INDICATEURS RELATIFS AUX AIRES PROTÉGÉES ET AUX AUTRES MESURES DE CONSERVATION EFFICACES PAR ZONE

- ▶ **Objectif de développement durable 15.1:** D'ici à 2020, garantir la préservation, la restauration et l'exploitation durable des écosystèmes terrestres et des écosystèmes d'eau douce et des services connexes, en particulier des forêts, des zones humides, des montagnes et des zones arides, conformément aux obligations découlant des accords internationaux.
 - **ODD 15.1.2:** Proportion des sites importants pour la biodiversité terrestre et la biodiversité des eaux douces qui sont couverts par des aires protégées (par type d'écosystème).
- ▶ **Objectif d'Aichi 11 pour la biodiversité:** d'ici à 2020, mettre sous protection 17 pour cent au moins des terres émergées et des eaux continentales et 10 pour cent des zones marines et côtières, y compris les zones qui sont particulièrement importantes pour la

diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, sont conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation efficaces par zone, et intégrées dans l'ensemble du territoire continental et marin.

- ▶ **Objectif 3 du Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts:** accroître sensiblement la superficie des forêts protégées et celle des forêts gérées de façon durable, de même que la part des produits forestiers issus de ces dernières.
 - **Cible 3.1** Accroître sensiblement la superficie, à l'échelle mondiale, des forêts désignées comme aires protégées ou conservées au titre d'autres mesures de conservation efficaces par zone.

ENCADRÉ 46

CATÉGORIES D'AIRES PROTÉGÉES

La **catégorie Ia** comprend des aires de protection strictes, mises en défens afin de protéger la biodiversité et éventuellement aussi des caractéristiques géologiques/géomorphologiques, où la fréquentation, l'utilisation et les impacts anthropiques sont strictement maîtrisés et limités dans le but de garantir la protection des richesses à conserver. Ces aires protégées peuvent servir de zones de référence indispensables pour la recherche et l'observation scientifiques.

Les aires protégées de la **catégorie Ib** sont généralement de grands périmètres non modifiés ou légèrement modifiés, conservant leur caractère et leur influence naturels, dépourvues d'occupation humaine permanente ou importante, qui sont protégées et gérées de manière à préserver leur état naturel.

Les aires protégées de la **catégorie II** sont de vastes zones naturelles ou quasi-naturelles, mises en défens afin de protéger des processus écologiques de grande échelle, ainsi que les espèces et les écosystèmes connexes caractéristiques de la zone. Ces aires présentent des valeurs spirituelles, scientifiques, éducatives et récréatives pour les visiteurs, dans le respect de l'environnement et de la culture des communautés locales.

Les aires protégées de **catégorie III** sont mises en défens afin de protéger un monument naturel spécifique, qui peut être un relief, un mont sous-marin, une caverne sous-marine, un élément géologique comme une grotte, voire un élément du vivant, tel un bosquet ancien.

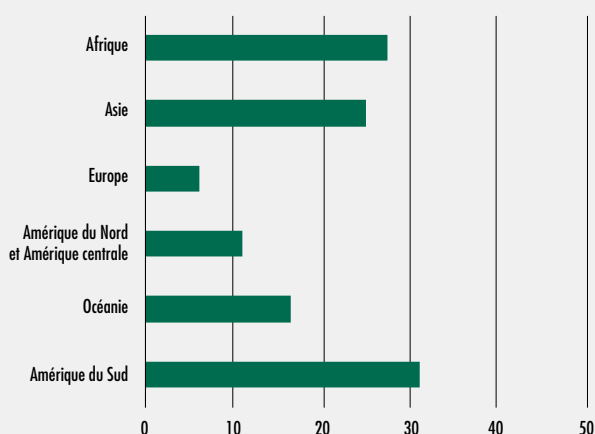
Elles sont généralement de taille assez modeste et présentent souvent une grande valeur touristique.

Les aires protégées de **catégorie IV** visent à protéger des espèces ou des habitats particuliers et leur gestion reflète cette priorité. De nombreuses aires protégées de catégorie IV nécessitent souvent des interventions actives et régulières qui répondent aux besoins d'espèces particulières ou qui ont pour but d'entretenir les habitats, sans que cela constitue une exigence inscrite au cahier des charges de la catégorie.

Les aires protégées de **catégorie V** sont celles où l'interaction entre l'homme et la nature au fil du temps a produit une zone de caractère distinct ayant une valeur écologique, biologique, culturelle et paysagère importante, et où la sauvegarde de l'intégrité de cette interaction est essentielle à la protection et à l'entretien du périmètre et de ses richesses, parmi lesquelles les richesses naturelles devant être préservées.

Les aires protégées de **catégorie VI** préservent des écosystèmes et des habitats, ainsi que les valeurs culturelles et les systèmes de gestion des ressources naturelles traditionnelles qui y sont associés. Elles sont généralement vastes, et la plus grande partie de leur superficie présente des conditions naturelles; une certaine proportion y est soumise à une gestion durable des ressources naturelles; et une utilisation modérée des ressources naturelles, non industrielle et compatible avec la conservation de la nature, y est considérée comme l'un des objectifs principaux de l'aire.

FIGURE 37
POURCENTAGE DE FORÊTS SITUÉES DANS DES
AIRES PROTÉGÉES JURIDIQUEMENT ÉTABLIES
(2020)



NOTE: Les données de l'Europe comprennent celles de la Fédération de Russie. Si l'on exclut la Fédération de Russie, 18 pour cent des forêts d'Europe sont situées dans des zones protégées.

SOURCE: FAO, 2020.

» Par exemple, la réserve forestière de Marakele au Sri Lanka protège la forêt depuis 1875.

Les aires protégées sont classées en fonction de leur objectif de gestion (encadré 46).

Situation et évolution des forêts situées dans des aires protégées

À l'échelle mondiale, on établit à 18 pour cent la part de la superficie forestière mondiale (soit plus de 700 millions d'hectares) qui se trouve à l'intérieur d'aires protégées juridiquement constituées, comme les parcs nationaux, les zones de conservation de la nature et les réserves de chasse (catégories d'aires protégées I à IV). La plus grande proportion de forêts situées dans des aires protégées se trouve en Amérique du Sud (31 pour cent) et la plus faible en Europe (5 pour cent) (figure 37) (FAO, 2020).

D'après l'Évaluation des ressources forestières mondiales 2020 (FRA 2020), la superficie

forestière se trouvant à l'intérieur des aires protégées des catégories I à IV a augmenté d'au moins 191 millions d'hectares depuis 1990, mais le taux d'accroissement annuel a ralenti au cours de la dernière décennie (figure 38). Seuls 129 pays ont fourni des séries chronologiques complètes pour FRA 2020; sachant qu'ils représentent 84 pour cent de la superficie forestière totale (FAO, 2020), l'augmentation réelle de la superficie forestière située dans des aires protégées est sans doute légèrement plus importante.

Nouvelles études sur l'évolution des aires protégées par type de forêt et grande zone écologique

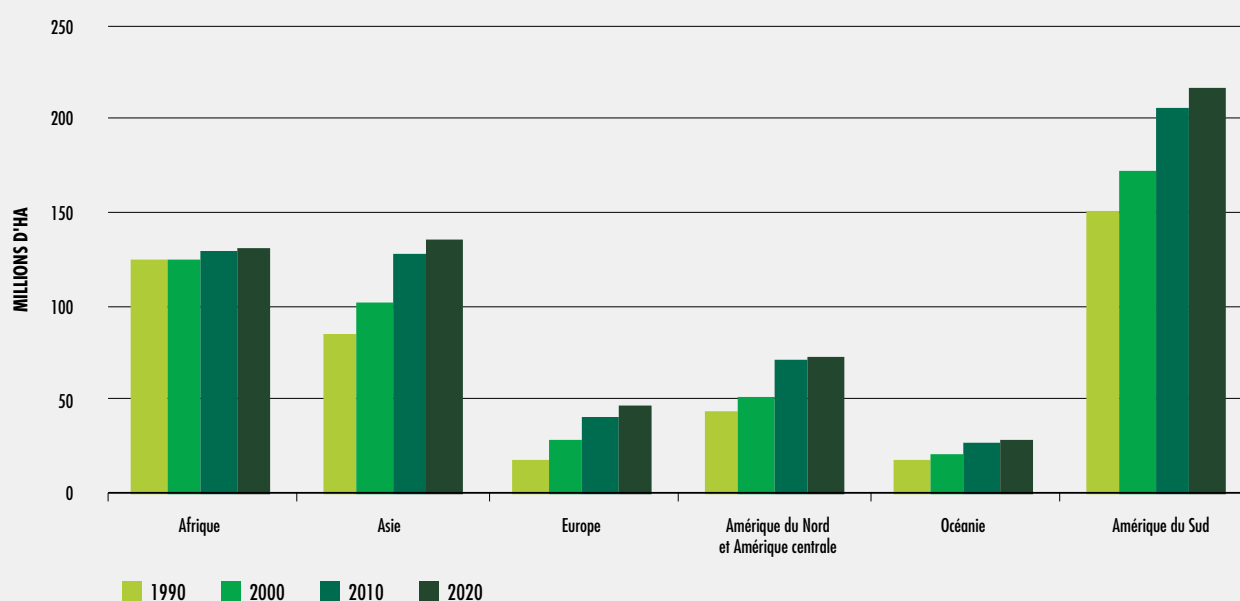
Pour le présent rapport, le PNUE-WCMC a effectué de nouvelles études sur les tendances d'évolution des aires protégées par type de forêt et grande zone écologique et sur celles des superficies forestières au sein des zones clés pour la biodiversité (ZCB), soit des sites apportant une contribution importante à la biodiversité mondiale. Ces études reposaient sur quatre jeux de données spatiales:

- ▶ Aires protégées: la publication en juin 2019 de la Base de données mondiale sur les aires protégées (WDPA) (PNUE-WCMC et UICN, 2019)
- ▶ ZCB: la publication en mars 2019 de la Base de données mondiale des zones clés pour la biodiversité (BirdLife International, 2019)
- ▶ Couvert végétal: couvert végétal annuel à une résolution d'environ 300 m de 1992 à 2015, d'après l'image du couvert végétal produite par l'Initiative sur le changement climatique de l'Agence spatiale européenne (ESA CCI) (Bontemps *et al.*, 2013), version 2.0.7
- ▶ Zones écologiques: ensemble de données des grandes zones écologiques, deuxième édition (FAO, 2012a).

Il n'a pas été possible d'exclure les espaces arboricoles des données du couvert végétal, mais sachant qu'ils ne sont que très peu à être situés dans des aires protégées, leur inclusion ne risque pas de fausser de manière sensible les principaux résultats présentés ci-dessous.

Bien que la FAO ait demandé aux pays de communiquer la superficie de leurs forêts

FIGURE 38
SÉRIES CHRONOLOGIQUES DES SUPERFICIES FORESTIÈRES INCLUSES DANS DES AIRES PROTÉGÉES,
PAR RÉGION, 1990-2020 (MILLIONS D'HECTARES)



NOTE: Les données de l'Europe comprennent celles de la Fédération de Russie.

SOURCE: Étude réalisée par le PNUE-WCMC pour la présente publication.

comprise dans les catégories d'aires protégées I à IV pour FRA 2020, on notera que cette étude a également inclus les catégories V et VI. La superficie forestière totale située dans des aires protégées rapportée ci-dessous est donc considérablement plus importante que celle indiquée dans FRA 2020.

Situation et évolution des aires protégées par type de forêt. La superficie du couvert arboré dans les aires protégées a connu un accroissement impressionnant de 396 millions d'hectares au niveau mondial entre 1992 et 2015, soit une progression moyenne de 17 millions d'hectares par an (figure 39), pour atteindre un total de 833 millions d'hectares en 2015 (tableau 5). On ne peut dire avec certitude si cette progression est due à l'expansion généralisée des réseaux d'aires protégées se superposant aléatoirement aux forêts, ou si elle

est la traduction d'une protection ciblée des écosystèmes forestiers.

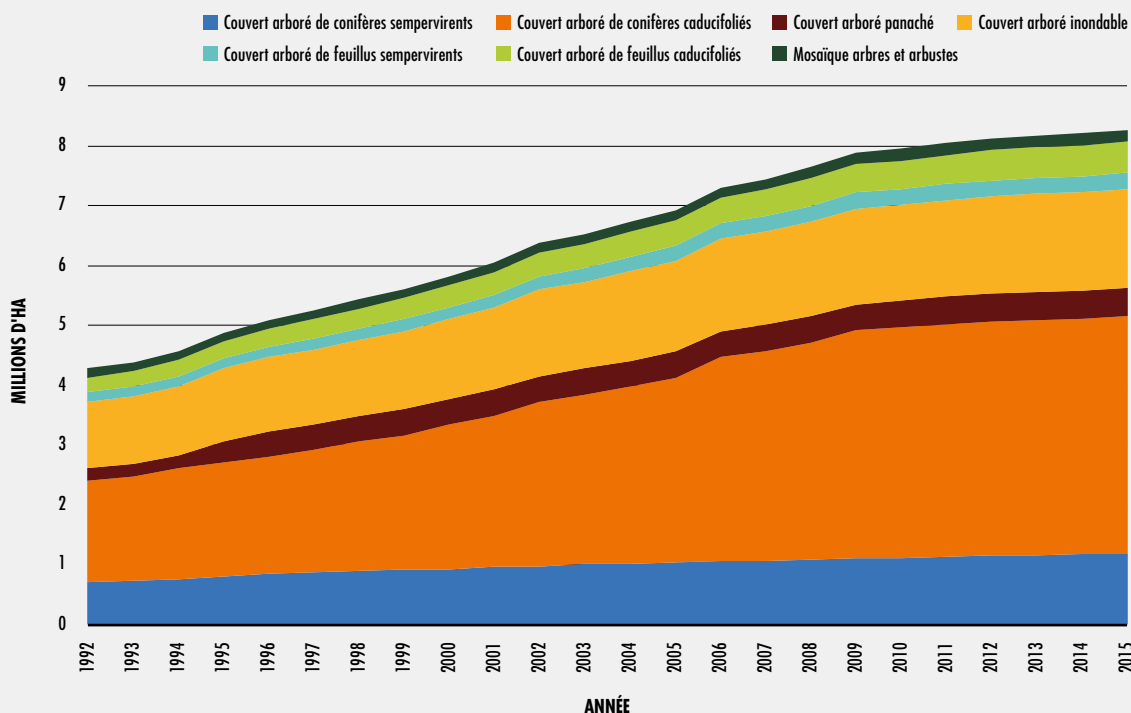
Le plus fort accroissement de superficie protégée concerne les forêts (tropicales) de feuillus sempervirents (figure 39), qui ont gagné 226 millions d'hectares depuis 1992 pour représenter 397 millions d'hectares en 2015, soit la plus grande superficie parmi tous les types de forêts, ce qui donne aussi à ce type de forêt le pourcentage de superficie incluse dans des aires protégées le deuxième plus élevé (tableau 5). L'augmentation de la superficie des forêts protégées de feuillus sempervirents représente plus de la moitié de l'augmentation mondiale moyenne annuelle des superficies forestières protégées depuis 1992. Tous les autres types de forêts ont connu un accroissement de superficie nettement plus faible au cours de cette période de 23 ans (figure 39). »

TABEAU 5
LES TYPES DE FORÊTS DU MONDE ET LEUR DEGRÉ DE PROTECTION EN 2015

Type de forêt	Superficie du couvert arboré (millions d'ha)	% du couvert arboré mondial	Superficie de couvert arboré à l'intérieur des aires protégées (millions d'ha)	% de la superficie située à l'intérieur des aires protégées
Forêt de conifères sempervirents	886	20,3	119	13,4
Forêt de feuillus sempervirents	1 270	29,0	397	31,3
Forêt de conifères caducifoliés	510	11,7	47	9,2
Forêt de feuillus caducifoliés	1 037	23,7	165	15,9
Forêt mixte	217	5,0	27	12,6
Mosaïque de couverts arborés et arbustifs	346	7,9	52	15,0
Forêt inondée d'eau douce ou saumâtre	089	2,0	20	22,7
Forêt inondée d'eau saline	019	0,4	6	31,8
Total	4 373		833	

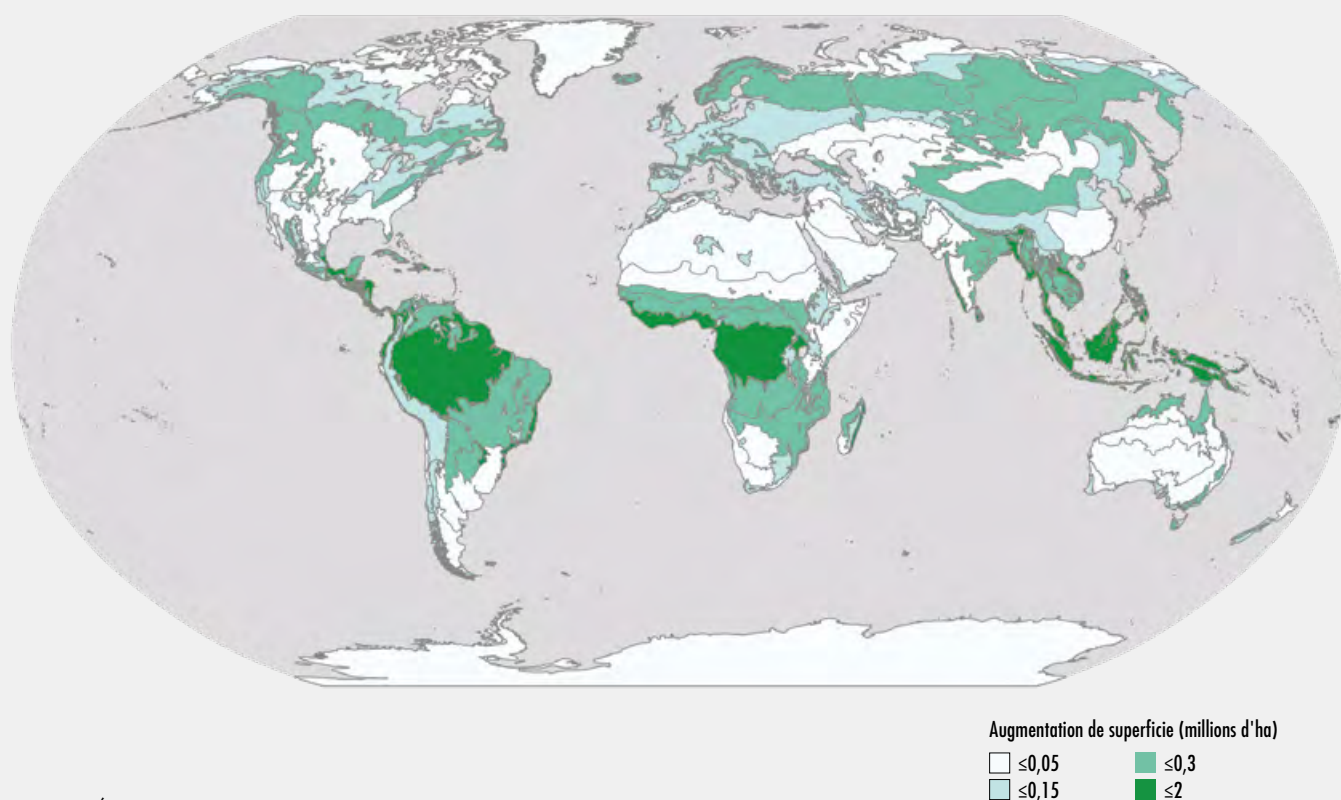
SOURCE: Étude réalisée par le PNUE-WCMC pour la présente publication.

FIGURE 39
AUGMENTATION DES SUPERFICIES FORESTIÈRES PROTÉGÉES, PAR TYPE DE FORÊT, 1992-2015
(EN MILLIONS D'HECTARES)



SOURCE: Étude réalisée par le PNUE-WCMC pour la présente publication.

FIGURE 40
AUGMENTATION DES SUPERFICIES FORESTIÈRES PROTÉGÉES, PAR GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES
ENTRE 1992 ET 2015 (EN MILLIONS D'HECTARES)



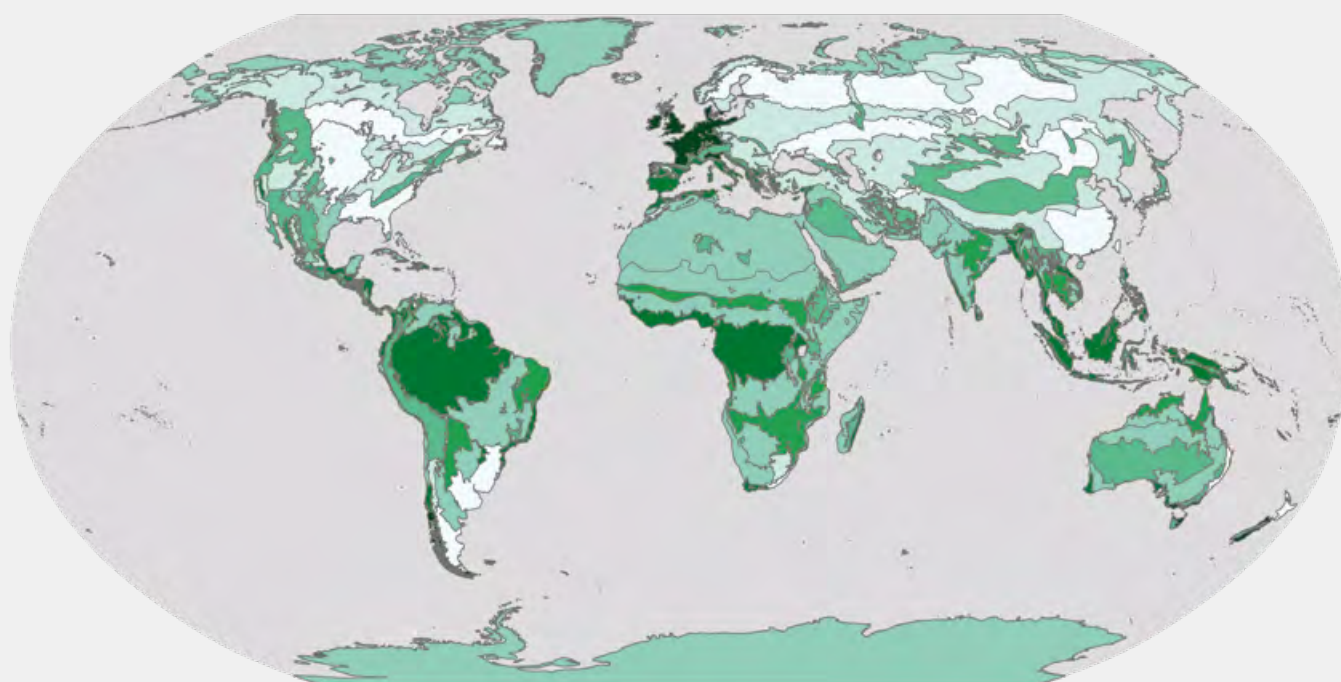
SOURCE: Étude réalisée par le PNUE-WCMC pour la présente publication.

» **Situation et évolution des forêts protégées par grandes zones écologiques.** Dans le monde, le système des 20 grandes zones écologiques englobe un certain couvert arboré. La proportion de couvert arboré protégé de ces zones était, pour chacune d'elles, plus importante en 2015 qu'en 1992 (figure 40). Dans trois de ces grandes zones (forêt tropicale humide, forêt sèche subtropicale et forêt océanique tempérée), plus de 30 pour cent du couvert arboré se trouve aujourd'hui dans des aires protégées juridiquement constituées. Dans trois autres grandes zones écologiques du monde (forêt humide subtropicale, steppe tempérée et forêt boréale de conifères), moins de 10 pour cent du couvert arboré se trouve dans des aires protégées (juridiquement constituées) (tableau 6). Les secteurs ayant une aussi faible

proportion de forêt dans leurs aires protégées se situent pour la plupart à de hautes latitudes (figure 41). Ces zones doivent être considérées comme candidates prioritaires à une protection supplémentaire, sachant que la représentativité des écosystèmes terrestres dans la protection est une composante clé de l'Objectif d'Aichi 11.

Il y a lieu de noter qu'en dépit des taux les plus élevés de perte de couvert forestier, la grande zone écologique des forêts tropicales humides a connu le taux le plus élevé de croissance du couvert arboré situé dans des aires protégées. Cela peut s'expliquer en grande partie par le réseau des aires protégées du Brésil, pays qui possède aujourd'hui le plus vaste réseau de ce type au monde (PNUE-WCMC et UICN, 2019).

FIGURE 41
POURCENTAGE DES FORÊTS EN AIRES PROTÉGÉES, PAR GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES (2015)



Pourcentage de forêts dans les aires protégées (2019)



SOURCE: Étude réalisée par le PNUE-WCMC pour la présente publication.

En 2015, la forêt océanique tempérée, que l'on trouve en Europe, au Chili et dans certaines parties de l'Océanie, comptait le plus haut pourcentage de superficie à l'intérieur d'aires protégées. Cela s'explique en partie par le vaste réseau d'aires protégées d'Europe, qui représente près de la moitié des aires protégées du monde (PNUE-WCMC, UICN et NGS, 2020).

Évolution des forêts dans les zones clés pour la biodiversité.

Les zones clés pour la biodiversité (ZCB) sont celles qui répondent explicitement à l'un au moins des 11 critères de biodiversité, par exemple représenter plus de 5 pour cent de l'étendue mondiale d'un type d'écosystème mondialement menacé ou en danger critique

(IUCN, 2016). On compte aujourd'hui plus de 15 000 ZCB dans le monde, couvrant une superficie totale de plus de 1,9 milliard d'hectares (Birdlife International, 2019). Environ 95 pour cent d'entre elles sont terrestres, et plus de 75 pour cent contiennent une certaine étendue de couvert forestier.

L'étude du PNUE-WCMC suggère que le couvert forestier a légèrement diminué dans ces ZCB entre 1992 et 2015, ce constat venant recouper les conclusions qui émanent d'autres sources pour un sous-ensemble de ces ZCB (Tracewski *et al.*, 2016). En soi, le classement en ZCB ne procure à la forêt aucune protection officielle, cependant, les ZCB qui sont entièrement ou partiellement

TABLEAU 6
COUVERT ARBORÉ SITUÉ DANS DES AIRES PROTÉGÉES EN 2015, PAR GRANDES ZONES ÉCOLOGIQUES

Grandes zones écologiques	Couvert arboré total	Couvert arboré à l'intérieur d'aires protégées	
	Superficie (millions d'hectares)	Superficie (millions d'hectares)	%
Forêt pluviale tropicale	1 068	330	30,89
Forêt tropicale humide	472	91	19,16
Forêt tropicale sèche	218	58	26,75
Formation arbustive tropicale	52	8	16,16
Désert de la zone tropicale	5	1	15,24
Zone montagneuse tropicale	179	41	22,81
Forêt humide subtropicale	176	15	8,27
Forêt sèche subtropicale	37	11	30,56
Steppe subtropicale	35	6	17,04
Désert de la zone subtropicale	14	3	20,12
Zone montagneuse subtropicale	126	17	13,84
Forêt océanique tempérée	55	21	38,82
Forêt continentale tempérée	271	35	13,09
Steppe tempérée	22	2	8,74
Désert de la zone tempérée	15	2	13,85
Zone montagneuse tempérée	257	54	20,82
Forêt boréale de conifères	659	56	8,50
Formation boisée de toundra boréale	229	26	11,55
Zone montagneuse boréale	444	47	10,63
Zone polaire	35	7	19,11
Autre (eau)	3	1	n.a.

NOTE: L'eau est incluse sachant que les quadrillages cartographiques du couvert arboré englobent les berges des lacs.

SOURCE: Étude réalisée par le PNUE-WCMC pour la présente publication.

incluses dans des aires protégées, ou qui se situent dans des secteurs reculés, ont moins de chances que les autres ZCB de voir leur couvert se modifier. Malgré le recul marginal du couvert forestier dans les ZCB, la couverture des aires protégées dans ces zones a augmenté régulièrement au fil du temps, même si les degrés de protection varient considérablement entre pays (Ritchie *et al.*, 2018).

Couloirs de continuité spatiale

De plus en plus, les zones protégées pour la conservation de la biodiversité sont mises en œuvre selon l'approche dite des couloirs biologiques ou réseaux écologiques (voir, par exemple, Bennett et Mulongoy, 2006), qui concilie le point de vue biophysique et le point de vue humain et contribue à l'intégrité du paysage agroécologique au sens large. L'étude de cas 2 en offre un exemple en Colombie, pays



ÉTUDE DE CAS 2

Relier les écosystèmes pour préserver la nature et la culture dans les Caraïbes colombiennes

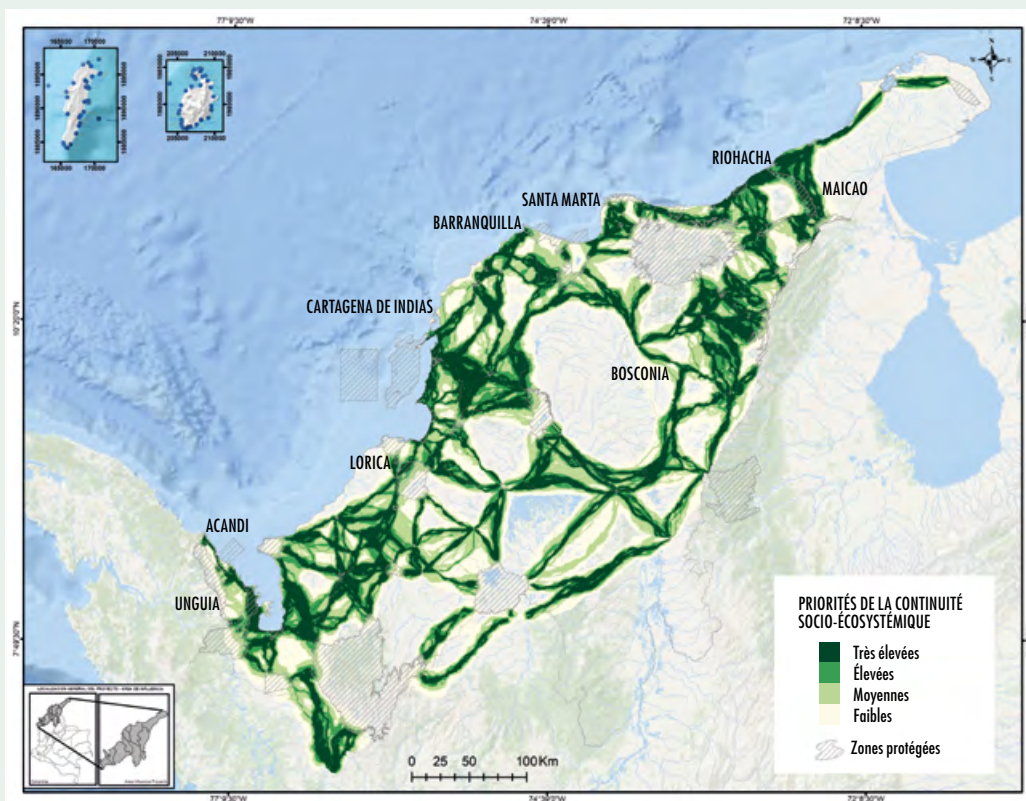
Depuis 2016, l’initiative quinquennale de connectivité BioCaribe (Conexión BioCaribe) œuvre à freiner la dégradation et contenir la fragmentation des écosystèmes précieux des Caraïbes colombiennes dans le nord du pays. Si l’exploitation des ressources de cette région depuis l’époque précoloniale a été un élément moteur de la croissance économique, les pratiques non durables ont mis en péril de manière croissante sa riche biodiversité, la résilience de ses communautés rurales et leur sécurité alimentaire (FAO, 2019i).

Au cœur de cette initiative se trouve la mise en place de 1,5 million d’hectares de couloirs de continuité spatiale devant réunir des aires protégées isolées les unes des autres (figures A et B). Ces couloirs sont constitués de systèmes de production respectueux de l’environnement qui comportent des systèmes sylvo-pastoraux, agroforestiers, des vergers

en polyculture, la restauration des sources d’eau et des berges, celle de la mangrove et la requalification des zones humides grâce à l’agriculture aquatique, en associant des espèces qui concourent à la fois à la conservation de la biodiversité et à la production d’aliments. Ce processus englobe une planification territoriale, une participation sociale guidée par une vision interculturelle, une gestion efficace des aires protégées existantes, la création d’aires protégées nouvelles et celle de zones tampons reliant les aires protégées, ainsi que l’analyse de faisabilité de possibles programmes d’incitation à la conservation et de certification.

Leurs acquis (FAO, 2019i) s’illustrent déjà dans les contributions suivantes à la continuité spatiale des écosystèmes et au recouvrement connexe des populations d’oiseaux et de mammifères :

**FIGURE A
CARTOGRAPHIE DES
PRIORITÉS DE LA
CONTINUITÉ SOCIO-
ÉCOSYSTÉMIQUE
DANS LES CARAÏBES
COLOMBIENNES**



SOURCE: FAO Colombie 2019, à partir d’une cartographie de base et thématique de l’Instituto Geográfico Agustín Codazzi et de l’Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2017.

ÉTUDE DE CAS 2

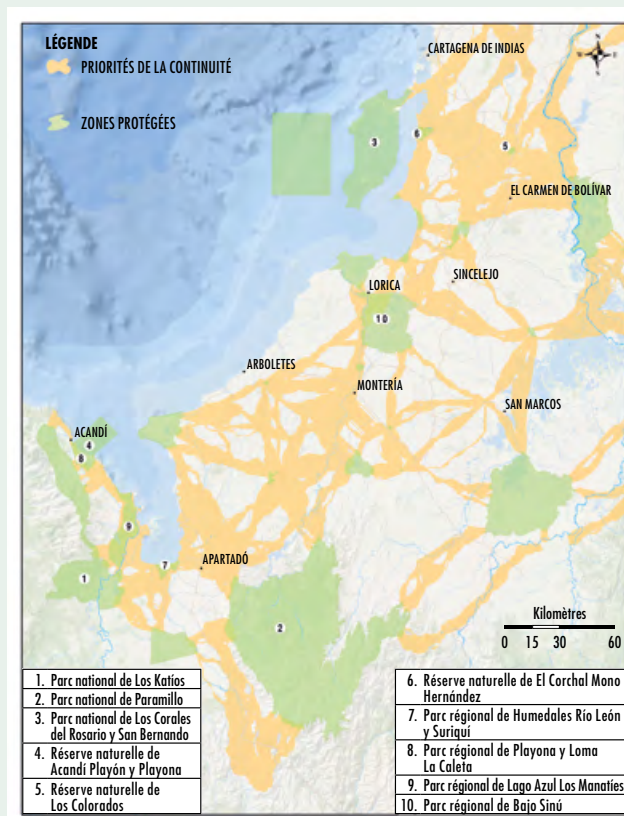
- ▶ environ 13 500 hectares de nouvelles aires protégées, et 116 000 hectares supplémentaires en cours de création;
- ▶ environ 5 000 hectares jardinés selon des modèles de production durable nouveaux, avec plus de 1 500 familles ayant participé à des écoles pratiques d'agriculture;
- ▶ 1 300 hectares de zones tampons aux aires protégées, dotées de plans de production durable à leur création; et
- ▶ création de 68 000 hectares de mosaïques de conservation et d'utilisation durable des ressources naturelles.

Les couloirs ont été conçus au terme d'un processus participatif associant les communautés et les institutions à l'échelon local. Ces modalités ont permis de concevoir des activités adaptées aux valeurs et aux traditions socioculturelles des communautés ethniques. En conséquence, deux communautés autochtones et trois communautés d'ascendance africaine ont intégré la formule de continuité spatiale dans leur planification territoriale collective.

L'initiative a aussi favorisé la création d'un réseau de communication collectif de diffusion d'informations et de sensibilisation aux activités des communautés, ce qui a amené les enfants et les jeunes à se mobiliser pour relever les défis auxquels est confrontée chacune des communautés. En 2020, le système national colombien de parcs naturels devrait prendre en charge la gestion du réseau et le maintien de la souveraineté culturelle dans la communication parmi ces groupes.

- » dont la biodiversité est l'une des plus riches au monde. Les enseignements tirés de plus de 30 ans de mise en œuvre de couloirs écologiques témoignent des atouts qu'ils recèlent pour la conservation du couvert forestier, bien que cela ne soit pas nécessairement le cas pour la conservation de toute la palette des espèces (Bennett et Mulongoy, 2006).

FIGURE B PLANIFICATION DE COULOIRS DE CONTINUITÉ SOCIO-ÉCOSYSTÉMIQUE DANS LES CARAÏBES COLOMBIENNES



SOURCE: FAO Colombie 2019, à partir d'une cartographie de base et thématique de l'Instituto Geográfico Agustín Codazzi et de l'Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2017..

Intégrer les besoins culturels et les moyens d'existence des populations à la gestion des aires protégées

Près de 40 pour cent des écosystèmes protégés et écologiquement intacts, comme les forêts boréales et tropicales primaires, les savanes et les marécages, sont placés sous la garde de peuples autochtones (Garnett *et al.*, 2018) et il est de plus en plus reconnu que les besoins, les connaissances et les valeurs des communautés locales liées aux sites de conservation de la biodiversité concourent au maintien de la



ÉTUDE
DE CAS 3

Concessions forestières dans la réserve de biosphère maya à Petén (Guatemala)

La réserve de biosphère Maya a été créée en 1990 pour protéger le plus grand massif de forêt tropicale d'Amérique centrale. Cette réserve s'étend sur 2,1 millions d'hectares environ, dont 767 000 hectares en protection stricte, 848 400 hectares à usage polyvalent (parmi lesquels des concessions) et 497 500 hectares de domaines privés aménagés dans la zone tampon. Environ 533 000 hectares de concessions ont été attribués dans le secteur à usage polyvalent en y adjoignant des objectifs de conservation explicites (voir [figure A](#)).

Entre 1994 et 2002, 14 concessions ont été attribuées dans la réserve, parmi lesquelles des concessions de bois d'industrie d'une taille allant de 2 hectares à quelque 130 000 hectares. Douze concessions ont été attribuées aux communautés suite aux Accords de paix de 1996, qui spécifiaient qu'en 1999, le gouvernement devait attribuer 100 000 hectares de concessions à des exploitations agricoles petites et moyennes. Les deux autres ont été attribuées à des entreprises d'exploitation forestière privées. Depuis lors, deux contrats de concession forestière attribués à des communautés ont été résiliés et une a été suspendue en raison de la forte pression agricole, de son faible potentiel économique et de la présence de trafics de drogue. Les concessions occupent actuellement 485 122 hectares (Gretzinger, 2016).

La certification du Forest Stewardship Council (FSC) est requise pour le maintien de toute concession. Cette certification, qui fait office de mécanisme de reddition des comptes, vient compléter les capacités de contrôle des institutions publiques, qui sont limitées.

Les concessions communautaires sont gérées de manière intégrée pour des usages divers, parmi lesquels la cueillette de produits forestiers non ligneux et le tourisme. Cependant, la majeure partie des revenus provient du bois, en particulier celui d'essences particulièrement précieuses comme l'acajou (*Swietenia macrophylla*) (Rodas et Stoian, 2015). Un tiers environ des bénéfices sont réinvestis dans la forêt sous forme de patrouilles anti-incendies et de protection des forêts.

Dans l'ensemble, l'exploitation forestière dans les concessions appartenant aux communautés est de faible

ampleur. En 2012-2016, ses volumes de production étaient de 0,7 m³ par hectare pour l'acajou (0,29 arbre par hectare) et de 1,6 m³ par hectare dans l'ensemble (Rodas et Stoian, 2015). Le nombre d'essences à bois d'œuvre récoltées s'échelonne de 4 à 19, les concessions industrielles exploitant généralement un plus grand nombre d'essences que les concessions communautaires.

Les résultats en termes de conservation de la biodiversité dans les concessions comprennent des niveaux durables de récolte de bois (Grogan *et al.*, 2016), une lutte efficace contre les incendies de forêt et une réduction de l'incidence des incendies de forêt pendant les années El Niño et La Niña (CONAP et WCS 2018), le maintien des populations de jaguars (Polisar *et al.*, 2016) et une déforestation faible ou nulle qui a permis une augmentation de 0,1 pour cent du couvert forestier entre 2016 et 2017 (CONAP et WCS, 2018). En revanche, la déforestation dans les secteurs composant le cœur des aires protégées (non compris dans les concessions) a été plus variable, avec une moyenne d'environ 1 pour cent (Hodgdon *et al.*, 2015).

Les résultats intéressant le développement sont une augmentation des recettes du secteur du bois, une atténuation de l'exode rural, une amélioration de la situation de l'emploi, des investissements dans les services sociaux, un renforcement des capacités et un meilleur accès aux crédits bancaires grâce à la solvabilité croissante des concessionnaires:

- ▶ Entre 2012 et 2016, les recettes tirées du bois des concessions communautaires ont rapporté environ 25 millions d'USD. Dans les concessions où la production est plus diversifiée (bois et PFNL) et dont les capacités de valorisation des produits sont plus importantes, le revenu forestier des ménages participants était de 1,6 à 2,8 fois supérieur au seuil de pauvreté (Stoian et Rodas, 2018).
- ▶ Le revenu forestier (qui représente environ 38 pour cent du revenu familial) et les services sociaux que dispensent les concessions (bourses d'études, soins de santé, etc.), ont permis d'atténuer l'exode rural. En moyenne, les remises de fonds en direction les

ÉTUDE DE CAS 3

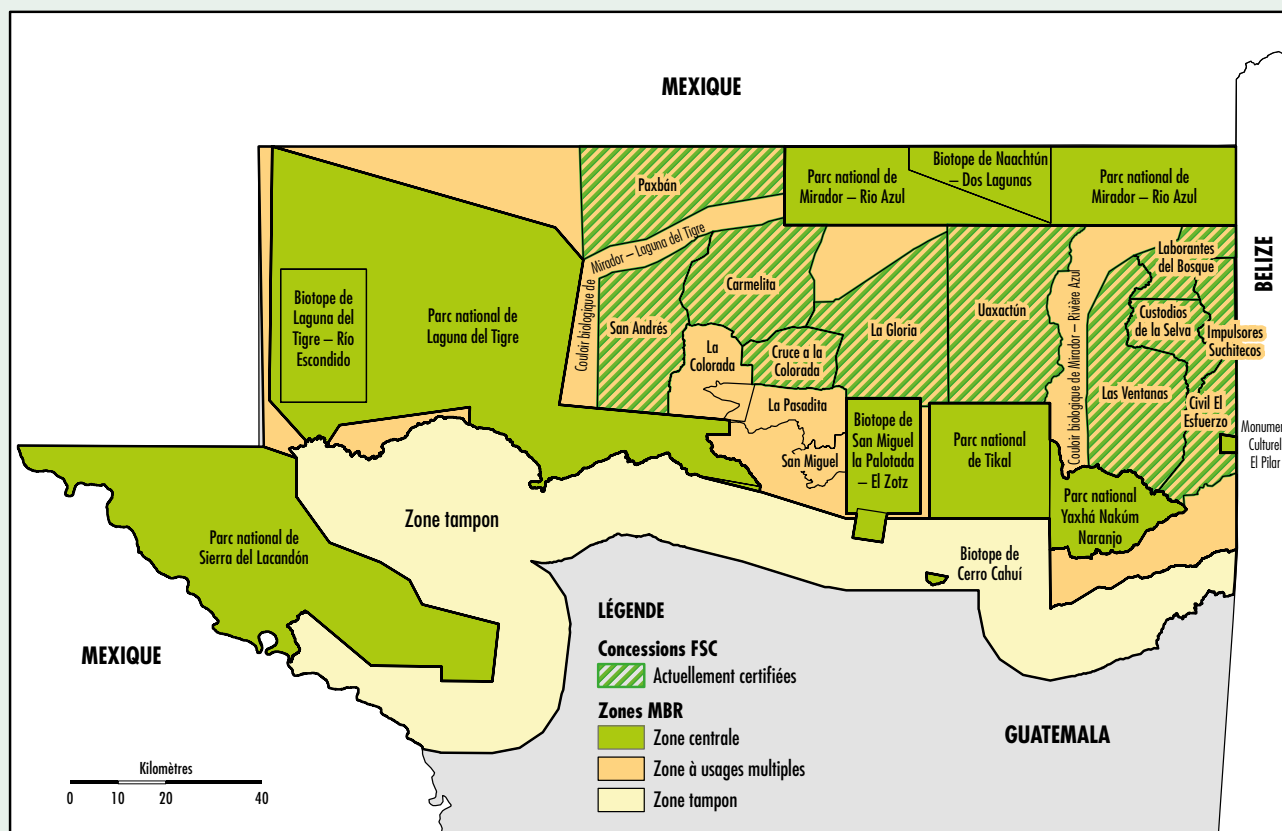
zones des concessions ne représentent que 2 pour cent du revenu familial (Stoian *et al.*, 2018).

- Les possibilités d'emploi dans la production et la commercialisation des PFNL, soit notamment les feuilles de palmier xate (*Chamaedorea spp.*), les graines ramón de l'arbre à pain (*Brosimum alicastrum*), le miel et les piments, sont particulièrement importantes pour les femmes.
- Les concessions ont réinvesti leurs bénéfices dans certains projets bénéfiques à la collectivité: infrastructures (ouverture et entretien de routes), services de santé et enseignement (bourses d'étude, rémunération des enseignants). Des études ont montré que les membres des communautés préféraient les

distributions de biens en nature et le réinvestissement des revenus forestiers à des versements en numéraire (Bocci *et al.*, 2018; Stoian *et al.*, 2018).

- La gestion des concessions et les exigences de la certification ont ouvert des perspectives et créé une motivation à développer les capacités techniques et administratives des entreprises communautaires.
- Les communautés peuvent accéder à des financements par l'intermédiaire de banques qui acceptent le plan d'exploitation annuel comme garantie. De nombreuses communautés financent leurs travaux d'exploitation des forêts par des paiements initiaux (avec intérêts intégrés au paiement).

FIGURE A
CONCESSIONS FORESTIÈRES DANS LA RÉSERVE DE BIOSPHERE MAYA À PETÉN (GUATEMALA)



SOURCE: Centro de Monitoreo y Evaluación de CONAP, 2015.

ENCADRÉ 47

UNE INITIATIVE DE LABELLISATION SOUTIENT LE MIEL D'ABEILLES SANS DARD PRODUIT PAR DES FEMMES BOLIVIENNES

L'initiative Produits du partenariat de la montagne (MPP) est un système de certification et de labellisation qui fournit un soutien technique et financier aux petits producteurs de montagne pour créer des entreprises, améliorer leurs compétences en matière de marketing et renforcer leurs moyens d'existence en améliorant les chaînes de valeur des produits de la montagne (aliments biologiques et textiles) et la vente de prestations touristiques. Cette initiative favorise les filières nationales courtes tout en assurant la transparence et en instaurant la confiance entre producteurs et consommateurs; elle garantit de justes rémunérations pour les producteurs primaires et œuvre à la conservation de l'agrobiodiversité et à la préservation des techniques ancestrales. Chaque produit bénéficie d'un étiquetage qui précise l'origine et les modalités de culture, les méthodes de transformation et/ou de conservation, la valeur nutritionnelle (dans le cas des aliments) et la place du produit dans la culture locale, ce qui éclaire le consommateur dans ses choix. À ce jour, cette

initiative a soutenu environ 10 000 agriculteurs, dont 6 000 agricultrices.

L'un des produits bénéficiant de l'initiative MPP est le miel des abeilles sans dard *Tetragonisca angustula*, un produit forestier autochtone minutieusement récolté par une coopérative de 160 femmes de la communauté guarani du parc national de Serranía del Iñao, dans la province bolivienne du Chaco. Les familles guaranis élèvent des abeilles depuis des temps reculés. Ce miel est devenu un bien rare, car la déforestation et l'introduction d'abeilles européennes plus productives ont réduit la répartition des 350 espèces connues d'abeilles sans dard (membres de la tribu Meliponini). Parfaitement adaptées à l'environnement local, les abeilles sans dard sont des pollinisateurs indispensables; leur déplacement pourrait entraîner une perte importante de biodiversité dans les forêts de Bolivie (État plurinational de). Cette initiative permet donc non seulement de fournir aux apiculteurs un moyen d'existence et de conserver les abeilles, mais aussi de maintenir la biodiversité végétale existante grâce à leur pollinisation.

» biodiversité (Pretty et Smith, 2004; Sayer *et al.*, 2017). Cette reconnaissance a ouvert la voie à des stratégies bénéfiques à toutes les parties, qui visent à renforcer les moyens d'existence tout en protégeant le patrimoine naturel. La question de savoir si les interactions humaines avec l'écosystème au sein d'une aire protégée sont durables et si les niveaux de protection sont adéquats est essentielle, car il est souvent difficile de contrôler le degré d'efficacité de la protection pratiquée (Andam *et al.*, 2008; Leverington *et al.*, 2010). Dans de nombreux cas, l'autorisation de mener, dans les aires protégées, des activités qui concourent aux moyens d'existence locaux, comme la récolte durable de bois et de PFNL (étude de cas 3 et encadré 47) et le tourisme durable (étude de cas 4), a incité les populations locales à veiller à la conservation des ressources.

Efficacité de la conservation des aires protégées

Les aires protégées ont permis d'améliorer l'état des forêts, en particulier lorsque l'on a pris en compte les besoins de leurs populations et des populations tributaires des forêts. Les données recueillies au Brésil semblent indiquer que l'efficacité des aires protégées sous différents régimes de gouvernance (exploitation durable, terres autochtones, protection stricte et autres variantes) est étroitement liée à leur emplacement, à la pression exercée par la déforestation et aux mesures prises en matière d'application de la loi (Soares-Filho *et al.*, 2010). Certaines études indiquent que les réserves extractives au Brésil ont entraîné une réduction spectaculaire de la déforestation, qui est passée de 2,78 millions d'hectares en 2004 à 460 000 hectares en 2012, soit une diminution de 74 pour cent (Instituto Socioambiental, 2015, cité dans RRI, 2015).



ÉTUDE DE CAS 4

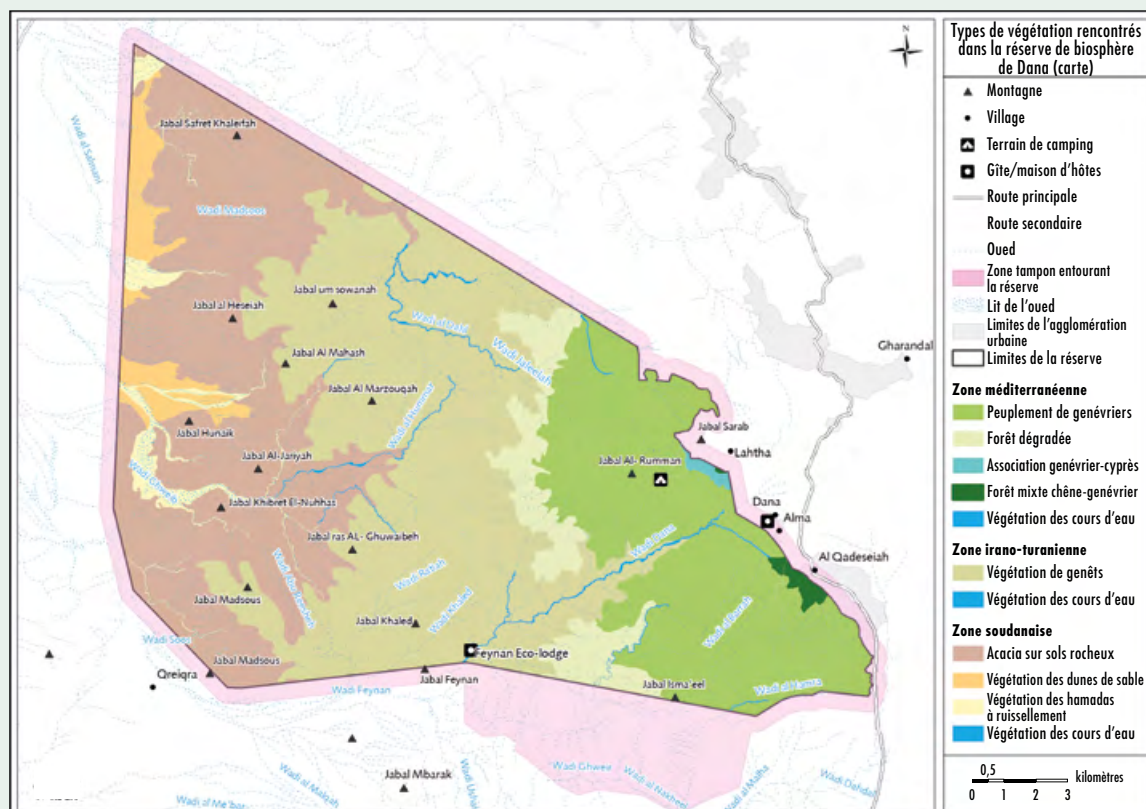
Intégration des communautés locales et prise en compte de leurs besoins vivriers dans la gestion de la réserve de biosphère de Dana (Jordanie)

La Jordanie est un pays semi-aride et sujet à la sécheresse. Son couvert forestier est limité à 88 000 hectares, concentré dans les régions montagneuses caractérisées par un climat méditerranéen. Les forêts jouent un rôle déterminant dans la conservation de la faune et de la flore en Jordanie, mais la dégradation des forêts et des pâturages a entraîné l'érosion des sols, des dommages aux bassins versants, une perte de biodiversité et celle de précieux services écosystémiques (MoP et MoE, 2008). S'efforçant de conserver ses ressources forestières limitées et la biodiversité de ses forêts, le pays a classé certaines d'entre elles en réserves nationales et confié leur gestion à la Royal Society for the Conservation of Nature (RSCN), une ONG nationale.

La réserve de la biosphère de Dana (DBR), d'une superficie de 32 000 hectares, créée en 1989 (figure A), est la plus grande réserve naturelle de Jordanie.

Elle englobe quatre zones biogéographiques différentes et six types de végétation, dont une importante parcelle de forêt de genévriers relativement intacte (*Juniperus phoenicea*). Elle abrite également le peuplement forestier de cyprès (*Cupressus sempervirens*) le plus méridional qui subsiste. Un total de 891 espèces de végétaux ont été répertoriées (dont trois qui étaient demeurées inconnues des scientifiques)(RSCN, 2018). La réserve abrite 449 animaux, dont beaucoup sont rares et certains menacés d'extinction, notamment le chat des sables (*Felis margarita*), le loup syrien (*Canis lupus arabs*), le bouquetin de Nubie (*Capra nubiana*), le faucon crécerellette (*Falco naumanni*) et le lézard fouette-queue (*Uromastix aegyptia*) (RSCN, 2018). À ce jour, 25 animaux classés comme menacés ou vulnérables ont été observés dans la réserve, ce qui en fait un site d'importance mondiale (RSCN, 2018). La DBR fait partie

FIGURE A RÉSERVE DE BIOSPHÈRE DE DANA (JORDANIE)



SOURCE: Royal Society for Conservation of Nature, Amman, Jordanie.

ÉTUDE DE CAS 4

d'une zone plus vaste définie par BirdLife International comme la Dana Important Bird Area. L'essence d'arbre la plus importante dans cette zone plus vaste est le cyprès méditerranéen (*Cupressus sempervirens*).

La RSCN promeut une approche flexible de conservation de la nature. Elle intègre en effet des objectifs environnementaux, sociaux et économiques, les moyens d'existence des populations locales et l'économie locale. La DBR abrite quatre communautés ethniques, réparties dans environ 16 villages ou hameaux sis dans la réserve ou sur son pourtour, pour une population totale de 31 000 personnes qui toutes sont associées à la gestion de la réserve à des titres divers. Le plan de gestion de la réserve est bien intégré dans les plans locaux de développement économique et rural. La réserve procure aux populations riveraines 85 emplois permanents et des centaines d'emplois à temps partiel. Les populations locales tirent aussi des revenus de la commercialisation de produits de l'artisanat, de produits à base de plantes médicinales et aromatiques et de produits de la chasse, ainsi que de l'accueil des visiteurs dans leurs maisons et de leur offre de produits alimentaires traditionnels.

La réglementation du pâturage du bétail dans le cadre du plan de gestion a donné des résultats positifs. Le plan comporte une disposition permettant aux membres de la communauté de conduire leur bétail en pâture dans certaines parties de la réserve pendant la saison sèche, lorsque le fourrage en dehors de la réserve se fait rare. Les communautés sont également formées à la pratique de la rotation des pâturages. La plupart des communautés locales sont nomades et pastorales, et le pâturage réglementé adopté dans le plan de gestion représente un soutien important à leurs moyens de subsistance; cette disposition a ainsi suscité, au sein de ces communautés, un fort sentiment d'appropriation et une volonté de protéger la réserve. La valeur monétaire totale des aliments que la réserve fournit aux 17 500 têtes de bétail appartenant aux communautés locales est estimée à 2 219 000 USD par an environ (RSCN, 2018).

La réserve de biosphère attire un grand nombre de touristes nationaux et internationaux de par sa valeur biologique et archéologique. Le développement des infrastructures d'écotourisme, ainsi que les revenus provenant des droits, de la vente de bois et de PFNL et des activités touristiques, ont permis à la RSCN de dégager des revenus importants pour le soutien qu'elle apporte à la conservation et la gestion durable de la réserve. La RSCN a créé une maison d'hôtes, un écolodge, un terrain de camping de 30 tentes pouvant accueillir jusqu'à 120 personnes et un réseau de sentiers de randonnée (RSCN et Wild Jordan, 2017). Le succès

L'emblématique bouquetin de Nubie, une espèce vulnérable figurant sur la Liste rouge de l'UICN.



©Royal Society for Conservation of Nature, Amman (Jordanie)

Travail du cuir par des Jordaniennes pour se constituer un revenu d'appoint, une activité mise en place par la RSCN.



©Royal Society for Conservation of Nature, Amman (Jordanie)

du tourisme dans la réserve a aidé la RSCN à gagner la confiance des pouvoirs publics et de la population locale et à obtenir des financements supplémentaires auprès de financiers nationaux et externes pour les activités de conservation et le soutien aux moyens d'existence dans la région. La RSCN a également offert aux communautés locales des possibilités de renforcement de leurs compétences entrepreneuriales, qu'il s'agisse de diriger de petits projets d'activités ou de mettre sur pied des coopératives dotées d'un statut juridique, le but de cet accompagnement étant de leur faciliter l'obtention de prêts auprès d'établissements de financement nationaux pour des projets ancrés dans les collectivités.

» Au Bhoutan, où plus de 50 pour cent des terres se trouvent dans des aires protégées, les évaluations menées 20 ans après le lancement du premier plan d'action pour la biodiversité, élaboré en 1997 (Gouvernement du Bhoutan, 1997), montrent des résultats positifs pour la conservation des espèces et la sensibilisation à la biodiversité. Toutefois, elles recensent aussi un certain nombre de problèmes, notamment: un manque de coordination entre les diverses parties prenantes, des incertitudes en ce qui concerne la viabilité financière de la gestion des aires protégées et les moyens techniques nécessaires à leur mise en place, des choix politiques antagoniques, des difficultés en matière de suivi de la situation et des progrès accomplis et, enfin, des lacunes dans l'appui octroyé aux acteurs locaux. Le conflit entre l'homme et la faune sauvage est également devenu une question importante; l'affaiblissement du pouvoir décisionnel des populations locales s'agissant de la gestion de l'impact de la faune sauvage sur les cultures et le bétail a parfois déclenché des réactions hostiles aux politiques de conservation (Mongbo *et al.*, 2011; Lham *et al.*, 2019) (voir aussi l'encadré 51 dans *Chasse et gestion durable de la faune sauvage*).

Les atouts des approches fondées sur les droits dans le domaine de la conservation du couvert forestier des aires protégées sont attestés par des éléments tangibles, mais pas nécessairement pour la conservation de la totalité des espèces (Campese *et al.*, 2009). Par exemple, le tourisme et la chasse sportive peuvent avoir un impact positif sur certaines espèces, mais non sur d'autres (Sayer *et al.*, 2017). La réussite de toute approche fondée sur les droits en matière de conservation des aires protégées est subordonnée à l'existence de capacités de suivi, au soutien apporté aux communautés aux fins de la préservation de leurs pratiques traditionnelles et au respect des règles et réglementations. ■

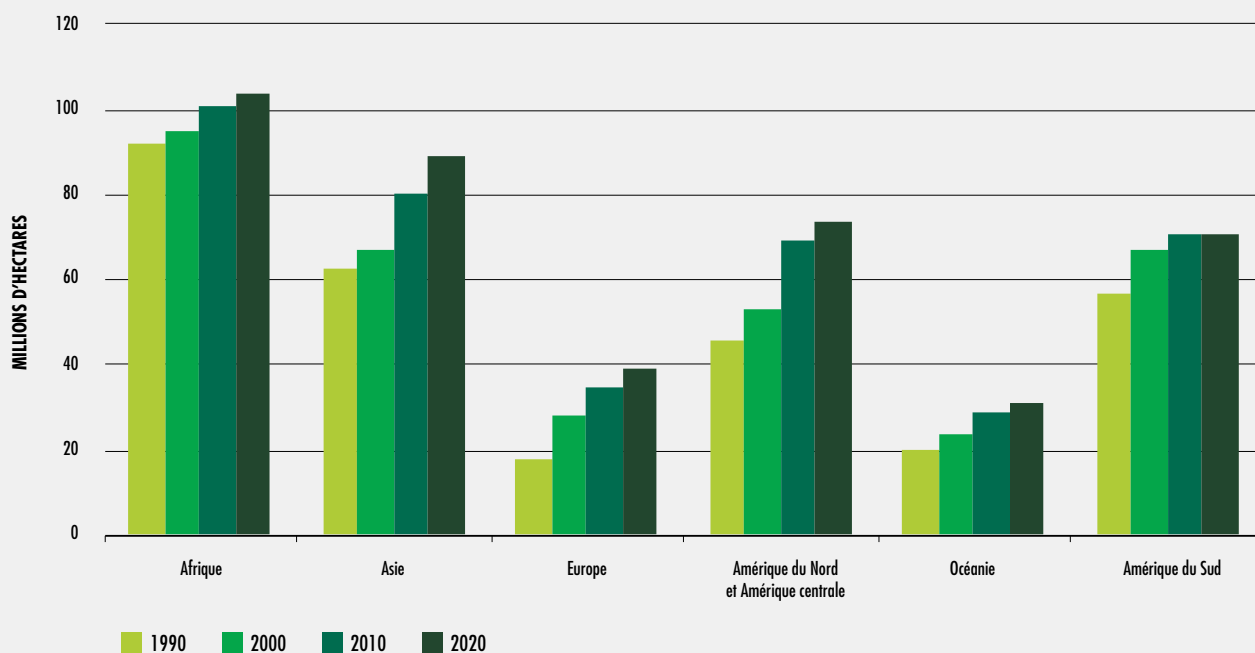
6.2 CONSERVATION EN DEHORS DES AIRES PROTÉGÉES

Selon les données fournies par les pays pour FRA 2020, 422 millions d'hectares de forêts sont principalement affectés à la conservation de la biodiversité, soit une augmentation de 111 millions d'hectares depuis 1990. Cette superficie équivaut désormais à 10 pour cent de la superficie forestière mondiale. Au niveau mondial, la plus grande partie de cette superficie affectée à des fins de conservation l'a été entre 2000 et 2010. Son taux d'accroissement annuel a connu un tassement au cours de la dernière décennie (FAO, 2020) (figure 42). Certains de ces massifs se situent dans des aires protégées juridiquement constituées, mais ce n'est pas le cas de tous. La raison pour laquelle ce chiffre est très inférieur à la superficie des forêts à l'intérieur d'aires protégées mentionnée ci-dessus est que de nombreuses aires protégées sont vouées à des usages multiples (par exemple, la conservation de la biodiversité combinée à des activités de loisir ou à l'écotourisme) ou à d'autres usages principaux. Le Brésil, par exemple, a déclaré presque toutes ses aires protégées comme étant affectées principalement à des fonctions socioculturelles (protection de la culture et du mode de vie des populations dépendantes des forêts) et seulement les aires à usage restreint comme étant affectées principalement à la conservation de la biodiversité.

Autres mesures de conservation efficaces par zone

L'expression «autre mesure de conservation efficace par zone» a été introduite en 2010 dans l'Objectif d'Aichi 11 pour la biodiversité du Plan stratégique de la CDB pour la biodiversité 2011-2020 (CDB, 2010a), ce qui a permis d'établir une modalité de reconnaissance de la conservation de la biodiversité en dehors des aires protégées, dans des espaces où la conservation de la biodiversité n'est pas nécessairement l'objectif de gestion principal.

FIGURE 42
ÉVOLUTION DE LA SUPERFICIE FORESTIÈRE AFFECTÉE PRINCIPALEMENT À LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ, PAR RÉGION (1990-2020)



NOTE: Cette figure synthétise les chiffres des rapports de 161 pays, représentant 91 pour cent de la superficie forestière mondiale.
SOURCE: FAO, 2020.

La décision 14/8 de la CDB, adoptée en 2018, définit cette modalité de conservation comme «constituée d’une zone géographiquement délimitée, autre qu’une aire protégée, qui est réglementée et gérée de façon à obtenir des résultats positifs et durables à long terme pour la conservation *in situ* de la diversité biologique, y compris des fonctions et services écosystémiques connexes et, le cas échéant, des valeurs culturelles, spirituelles, socioéconomiques et d’autres valeurs pertinentes localement» (CDB, 2018a). La même décision établit quatre critères servant à définir les «autres mesures de conservation efficaces par zone»: le périmètre concerné n’est pas déjà reconnu comme aire protégée; il fait l’objet d’un plan de gouvernance et de gestion; il apporte une contribution durable et efficace à la conservation *in situ* de la diversité biologique; et ses fonctions et services écosystémiques, de

même que ses valeurs culturelles, spirituelles, socioéconomiques et autres valeurs pertinentes au niveau local, sont maintenus.

L’UICN CMAP (2018) et Jonas *et al.* (2018) proposent des exemples de mesures de cet ordre:

- ▶ les territoires et les zones qui se trouvent sous la garde des peuples autochtones et des communautés locales mais qui ne sont pas officiellement des aires protégées (voir encadré 48);
- ▶ les conservatoires de faune sauvage contigus à des parcs nationaux ou des aires protégées;
- ▶ les périmètres gérés par des organismes privés à des fins premières de conservation et ayant donné des résultats probants, ces périmètres n’étant pas signalés comme aires protégées dans les rapports nationaux;

ENCADRÉ 48 AIRES ET TERRITOIRES DU PATRIMOINE AUTOCHTONE ET COMMUNAUTAIRE

Les aires et territoires du patrimoine autochtone et communautaire sont reconnus comme un élément important contribuant à la réalisation de l'Objectif d'Aichi 11, qu'ils prennent la forme d'aires protégées officielles ou officieuses ou qu'ils relèvent d'autres mesures de conservation efficaces par zone. Ces aires et territoires sont variables, mais présentent généralement les trois caractéristiques suivantes (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2013):

- ▶ un peuple autochtone ou une communauté locale qui entretient un rapport étroit et une intimité profonde avec le site (territoire, aire ou habitat);
- ▶ la population ou la communauté est l'acteur principal des décisions qui intéressent le site et détient la capacité de fait ou de droit d'élaborer et de faire respecter les règlements; et
- ▶ les décisions et les efforts de la population ou de la collectivité conduisent à la conservation de la biodiversité, des fonctions écologiques et des richesses culturelles qui s'y rattachent, quelles que soient les motivations premières ou originales.

Les aires et territoires du patrimoine autochtone et communautaire comprennent des territoires régis par des

collectivités, des sites culturels, des lieux sacrés, des zones servant de sanctuaire à des espèces particulières et les biens communs utilisés de manière durable que sont les forêts et les pâturages sur terrains communaux, les voies de transhumance et les aires marines gérées localement. Le PNUE-WCMC tient un registre de ces zones et territoires dont la conservation est assurée par des peuples autochtones et des communautés locales (PNUE-WCMC, 2020). Bien que le nombre et l'étendue de ces zones et territoires n'aient pas été évalués, certaines estimations laissent entendre qu'ils pourraient couvrir une superficie égale ou supérieure à celle des aires protégées classées par les instances nationales.

Les règles et réglementations relatives à la gouvernance et la gestion de ces aires et territoires du patrimoine autochtone et communautaire varient considérablement, allant des lois coutumières non écrites transmises oralement de génération en génération à des lois et dispositions réglementaires codifiées. Ces aires et territoires ne doivent pas nécessairement faire partie d'un système officiel d'aires protégées et, en effet, certains peuples autochtones ou certaines communautés locales peuvent ne pas souhaiter que leur territoire soit officiellement reconnu comme tel.

- ▶ les zones de restauration active d'habitats, établies à des fins de restauration d'écosystèmes dégradés de grande valeur pour la biodiversité et les services écosystémiques, par exemple les zones humides côtières et les mangroves ayant bénéficié d'une restauration;
- ▶ les réserves de chasse qui entretiennent les habitats naturels, la flore et la faune ainsi que des populations viables d'espèces indigènes chassées et non chassées;
- ▶ certaines zones forestières qui sont mises en défens de manière permanente (forêts anciennes, primaires ou autres forêts d'une grande importance pour la biodiversité) et que l'on protège des périls (voir l'étude de cas 5); et
- ▶ les autres zones pouvant répondre aux critères de cette définition: terrains militaires, bois sacrés ou Systèmes ingénieux du patrimoine agricole mondial (voir encadré 32 au chapitre 4).

En résumé, ces autres mesures de conservation efficaces par zone offrent la possibilité de reconnaître la continuité spatiale des zones gérées à des fins de conservation de la biodiversité, depuis les aires protégées en forêts domaniales jusqu'à d'autres formes de gestion sur d'autres domaines publics, privés ou appartenant à des propriétaires traditionnels et qui peuvent apporter des contributions importantes à la conservation de la biodiversité, même si cette conservation n'est pas la finalité première de leur gestion. Plus précisément, toute zone dans laquelle d'autres mesures de conservation efficaces sont mises en place peut venir compléter des aires protégées en comblant des vides, en reliant les habitats et en préservant les espèces qui se trouvent en dehors des aires protégées officielles. Toutefois, comme le soulignent Dudley *et al.* (2018), ces zones ne peuvent jouer un tel rôle que si des moyens sont mis en place pour agir contre les principaux



ÉTUDE
DE CAS 5

Conservation de la biodiversité des forêts et des eaux douces dans le nord-ouest de l'Amérique du Nord

De nombreux poissons d'eau douce sont tributaires d'habitats d'eau douce adossés aux forêts et maintenus par elles. Les forêts d'altitude assurent la stabilité des sols, diminuent le ruissellement destructeur pendant les orages et réduisent le risque de glissements de terrain dans les cours d'eau situés en aval. Les forêts de plaine inondable en bonne santé supportent les méandres naturels des rivières, les étangs à castors et les chenaux latéraux d'écoulement lent. Les ripisylves le long des berges de rivière procurent un ombrage, une protection contre l'érosion, un tampon chimique et des apports nutritifs terrestres aux réseaux trophiques aquatiques. Dans tout le nord-ouest du Pacifique des États-Unis d'Amérique et du Canada, les forêts sont gérées et restaurées pour préserver la biodiversité des eaux douces.

En effet, de nombreux poissons d'eau douce que l'on trouve normalement dans les habitats forestiers de cette région sont inscrits sur la liste des espèces menacées ou en voie de disparition en vertu de la loi sur les espèces en voie de disparition de 1973 (Gouvernement des États-Unis d'Amérique, 1973). Parmi les exemples de plans de grande échelle expressément coordonnés, qui, en ayant recours du moins en partie à la gestion des forêts, sont venus appuyer avec succès la conservation de la biodiversité aquatique et concourir aux avantages socioéconomiques et culturels que peuvent offrir les poissons d'eau douce, on peut citer le Northwest Forest Plan, le *Wy-Kan-Ush-Mi Wa-Kish-Wit* et le Plan de rétablissement du chevaie de l'Oregon (Oregon Chub Recovery Plan).

Le Northwest Forest Plan (USDA, non daté a), l'un des plus grands plans de gestion territoriale mis en œuvre de manière coordonnée, a entraîné un changement sans précédent qui a fait se détourner d'une production de bois à rendement soutenu pour embrasser des objectifs de conservation. Lancé en 1994, ce plan confère une orientation à la gestion de 10 millions d'hectares de terres fédérales pour 100 ans en désignant un vaste système de forêts arrivées à maturité et de réserves forestières ripicoles et en prévoyant des extractions de bois maîtrisées sur d'autres territoires. Les preuves se multiplient pour attester qu'au cours de ses 20 premières années, ce plan a protégé de vieilles futaies denses et a réussi à entretenir les habitats d'oiseaux menacés et en danger et un complexe d'organismes aquatiques (Spies *et al.*,

2018). Le changement climatique, qui s'accompagne d'une incidence accrue des feux de forêt, a concouru à la disparition, non prévue, de forêts anciennes sur les territoires couverts par ce plan; cependant, trois éléments des habitats aquatiques essentiels au maintien de la biodiversité des poissons d'eau douce, à savoir la température de l'eau, la présence de macro-invertébrés aquatiques et les conditions physiques dans les secteurs ripicoles, ont tous montré des améliorations. Ces améliorations sont probablement attribuables à la réduction du réseau routier et à l'augmentation du nombre des grands arbres dans les forêts-galeries des secteurs ripicoles (Spies *et al.*, 2018). Sur l'ensemble des cours d'eau à faible pente de l'espace domaniale, l'amélioration de l'état des cours d'eau est attribuée aux modifications apportées aux normes de gestion des forêts et aux directives en ce sens publiées dans les années 1990 (Roper, Saunders et Ojala, 2019).

L'expression *Wy-Kan-Ush-Mi Wa-Kish-Wit*, qui signifie «l'esprit du saumon», est un plan institué par les tribus Nez Percé, Umatilla, Warm Springs et Yakama. Coordonné par la Columbia River InterTribal Fish Commission afin de restaurer le saumon du Pacifique potamotoque (*Oncorhynchus* spp.), il joue un rôle important tant sur le plan culturel que nutritionnel. (CRITFC, 2020). Les retours de saumons adultes dans le bassin du fleuve Columbia avaient diminué, passant de plus de 15 millions par an avant les contacts avec les Européens à moins de 500 000 à la fin des années 1970. Ce plan a permis d'améliorer l'état de plus de 1 000 km de cours d'eau par des plantations ripicoles, la gestion coordonnée des forêts dans les bassins versants, ainsi que la réintroduction du saumon dans des territoires où les forêts sont saines, grâce à la collaboration des gouvernements des États et des pays et celle de quelque 25 tribus. Le décompte des poissons au barrage de Bonneville, dans le cours inférieur du fleuve Columbia, a permis de constater que les saumons quinnats adultes (*Oncorhynchus tshawytscha*) avaient gagné en abondance depuis 2001, pour atteindre un pic de 1,3 million d'individus en 2015. Malheureusement, l'abondance du saumon quinnat s'est fortement réduite ces dernières années, probablement en raison des mauvaises conditions océaniques et de la température élevée des eaux fluviales en 2015, ce qui rappelle de manière éloquent le travail qui reste à

ÉTUDE DE CAS 5

accomplir. Dans les lieux et aux moments où les retours de saumon ont augmenté, les membres des tribus ont pêché davantage de saumons dans un éventail d'espèces plus diversifié et sur un plus grand nombre de jours, et un plus grand nombre des membres des tribus, y compris parmi les jeunes, ont trouvé un emploi et dégagé des revenus grâce à la pêche. Le saumon du Pacifique contribue également à la biodiversité terrestre en transportant des nutriments, par exemple de l'azote, de l'océan vers les cours d'eau forestiers où il fraie. Le saumon cède aussi des nutriments aux sols des berges, à la fois directement, par l'intermédiaire de ses carcasses en décomposition, et indirectement, par l'intermédiaire de l'ours brun (*Ursus arctos*) (Hilderbrand *et al.*, 1999) et d'autres animaux qui s'en nourrissent. Ces nutriments du sol soutiennent la croissance et améliorent la vigueur de l'épicéa de Sitka (*Picea sitchensis*) en augmentant la surface des aiguilles et donc les taux de photosynthèse (Reimchen et Arbella, 2019).

Le Plan de rétablissement du chevaîne de l'Oregon, édicté en 1998, a pour but d'enrayer le déclin du chevaîne de l'Oregon (*Oregonichthys crameri*), un petit poisson d'eau douce endémique de la vallée de la rivière Willamette, dans l'ouest de l'Oregon (US Fish and Wildlife Service, 1998). Ce plan prévoyait des activités destinées à protéger les populations sauvages existantes, à réintroduire le chevaîne dans les habitats de plaine

inondable s'y prêtant dans toute son aire de répartition historique et à sensibiliser le public à la conservation de cette espèce. Les efforts cumulés des organismes publics, de la profession, des scientifiques et des citoyens ont permis de retirer le chevaîne de l'Oregon de la liste des espèces menacées et en danger en février 2015, ce qui en fait le premier poisson des États-Unis d'Amérique à avoir été retiré de la liste à la suite d'une reconstitution de stock dirigée. Les habitats forestiers de la forêt domaniale de Willamette, gérés dans le cadre du Northwest Forest Plan, étaient indispensables au rétablissement et au maintien des habitats dont ces poissons sont tributaires.

L'aboutissement de ces trois cas repose sur une planification et une gestion pluridisciplinaires conduites à l'échelle du territoire, mobilisant des écologistes forestiers, des hydrologues, des biologistes des eaux douces, des biologistes ichtyologues et d'autres, qui composent des équipes locales d'interventions sur le terrain. Des efforts coordonnés pour gérer et restaurer les forêts à l'appui de la biodiversité aquatique ont été déployés sur de vastes étendues, en disposant d'une connaissance des liens entre cours supérieurs et cours inférieurs des bassins, entre forêts et rivières et entre espaces dominés par l'homme et espaces sauvages. La collaboration entre des personnes appartenant à des organismes différents et parfois même concurrents, et aux points de vue culturels différents, a également été un facteur déterminant de cette réussite.

- » facteurs à l'origine de la perte de biodiversité et si certaines conditions indispensables sont réunies, notamment le respect des droits de l'homme, la sécurité foncière et certaines garanties sociales.

Intégrer la biodiversité dans la gestion des forêts

La biodiversité est un élément d'ores et déjà amplement reconnu du concept de gestion durable des forêts. Le rôle des forêts dans le maintien de la biodiversité est également reconnu

explicitement par le Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts 2017-2030 (ONU, 2017a).

La Conférence des Nations Unies de 2016 sur la biodiversité, qui s'est tenue à Cancun (Mexique), a appelé à l'intégration de la biodiversité dans tous les secteurs agricoles et le secteur du tourisme. Le groupe scientifique consultatif du Fonds pour l'environnement mondial (FEM) définit l'intégration de la biodiversité comme étant «le processus consistant à intégrer les considérations relatives à la biodiversité dans les

ENCADRÉ 49 INTÉGRATION DE LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ À LA GESTION DURABLE DES TERRITOIRES FORESTIERS EN MONGOLIE

La Mongolie est un pays pauvre fortement dépendant de ses ressources naturelles. La majorité de la population est répartie dans de petits centres urbains et les vastes steppes, où l'activité prédominante est l'élevage de bovins, d'ovins, de caprins, de chevaux, de yaks et de chameaux. Cette activité, associée à la foresterie communautaire, fournit des emplois, atténue la pauvreté et permet aux communautés marginalisées de prendre part à l'économie nationale. La gestion durable des forêts en Mongolie représente une source de revenus d'appoint pour de nombreux pauvres du pays, et la gestion participative des forêts a récemment été testée et introduite dans le pays.

Le projet FAO-FEM-Gouvernement de Mongolie intitulé «Intégrer la conservation de la biodiversité, la gestion durable des forêts et l'amélioration des puits de carbone dans le territoire forestier productif de Mongolie» vise à améliorer la gestion de plus de 460 000 hectares de forêts, qui comprennent des habitats importants d'espèces menacées telles que le cerf porte-musc (*Moschus*

moschiferus) et le faucon sacré (*Falco cherrug*). Le projet, mis en œuvre par le Ministère mongol de l'environnement et du tourisme en collaboration avec les gouvernements des provinces et des districts et avec l'aide de la FAO et le soutien financier du FEM, travaille directement avec 101 groupes d'utilisateurs des forêts. Tous les plans de gestion forestière élaborés avec le soutien du projet comprennent des objectifs de conservation de la biodiversité et une observation suivie de la faune sauvage.

En plus des activités destinées à améliorer la santé, la productivité et les stocks de carbone des forêts (par exemple, la lutte contre les nuisibles, la prévention des incendies, l'amélioration des peuplements forestiers), le projet encourage les activités rémunératrices axées sur le bois de chauffe, le petit artisanat et les PFNL; celles-ci ont ouvert aux groupes d'utilisateurs des forêts des possibilités de gestion forestière polyvalente. Les données de suivi du projet disponibles à ce jour indiquent que le nombre de certaines espèces sauvages, notamment le cerf porte-musc et le sanglier, a augmenté dans le périmètre du projet.

politiques, stratégies et pratiques des principaux acteurs publics et privés qui ont une incidence sur la biodiversité ou qui en dépendent, de sorte qu'elle soit préservée et utilisée de manière durable et équitable tant au niveau local que mondial» (Huntley et Redford, 2014).

L'intégration de la biodiversité dans la foresterie implique de donner la priorité aux politiques, plans, programmes, projets et investissements forestiers ayant une incidence positive sur la biodiversité au niveau des écosystèmes, des espèces et de la génétique, ainsi que sur les services écosystémiques (voir l'exemple dans l'encadré 49). Cela suppose de renforcer l'utilisation durable de la biodiversité dans les forêts et les écosystèmes et de réduire autant que possible l'impact du secteur forestier sur tous les autres écosystèmes.

Les systèmes de certification (voir l'exemple dans l'encadré 50) et la REDD+ sont tous deux

assortis de garanties environnementales et socioéconomiques obligatoires qui visent à préserver la biodiversité. Il existe plusieurs lignes directrices pour l'intégration de la biodiversité dans la gestion des forêts, notamment pour les forêts de production (OIBT et UICN, 2009), les forêts plantées (Carnus *et al.*, 2006) et les efforts de restauration (Beatty, Cox et Kuzee, 2018).

Intégrer la biodiversité dans les forêts gérées par les communautés

Des travaux de recherche de plus en plus nombreux apportent la preuve que la gestion des forêts par les peuples autochtones et les communautés locales maintient le couvert forestier au moins aussi efficacement que des régimes de protection plus stricts (Porter-Bolland *et al.*, 2012, Stevens *et al.*, 2014; Blackman *et al.*, 2017; Blackman et Veit, 2018, Tauli-Corpuz, Alcorn et Molnar, 2018). Les forêts gérées par

ENCADRÉ 50 CONSERVATION ET RESTAURATION DE LA FORÊT PAR LES ENTREPRISES PAPIÈRES DANS LA FORÊT TROPICALE ATLANTIQUE (BRÉSIL)

La forêt tropicale atlantique occupait autrefois plus de 100 millions d'hectares au Brésil, mais en l'an 2000, il n'en restait plus que 7 pour cent. Cependant, ces fragments de forêt dispersés abritent encore une biodiversité parmi la plus riche au monde. On y trouve en effet jusqu'à 450 essences d'arbres sur un seul hectare, et plus de la moitié d'entre elles n'existent nulle part ailleurs sur Terre. Sur les 20 000 espèces de végétaux recensées jusqu'à présent dans cette forêt, soit environ 8 pour cent du total mondial, 8 000 n'existent que dans cette région (Ribeiro *et al.*, 2009).

L'arrivée d'entreprises de pâte à papier et leurs plantations d'eucalyptus sur ce territoire auraient pu être la goutte d'eau qui fait déborder le vase. Selon le code forestier brésilien (loi n° 12.651 de 1992), les propriétaires fonciers de la région doivent préserver la végétation naturelle sur 20 pour cent de leurs terres («réserves légales») ainsi que dans des «zones de protection permanente» destinées à maintenir l'intégrité de l'écosystème, par exemple comme zones tampons autour des cours d'eau ou pour empêcher l'érosion sur les pentes à fort gradient. Certaines entreprises tentent de contourner cette norme pourtant minimale (Azevedo *et al.*, 2017). Cependant, les entreprises forestières qui ont recours à des systèmes de certification forestière dont celui du Forest Stewardship Council (FSC) fournissent des assurances

sur leur respect de la législation, et certaines sont allées plus loin, en définissant et en gérant des secteurs de haute valeur de conservation et en prenant l'initiative de restaurer la forêt (New Generation Plantations, 2018).

Quatre entreprises papetières participant à la plateforme New Generation Plantations du Fonds mondial pour la nature (WWF) gèrent plus de 2 millions d'hectares de terres dans le biome de la forêt atlantique, en suivant les principes de durabilité instaurés par des systèmes de certification de tierces parties (Silva, Freer-Smith et Madsen, 2019). Près de la moitié de cette superficie est plantée d'eucalyptus, principalement sur d'anciens pâturages fortement dégradés. Le reste est mis en défens à des fins de conservation. Les entreprises ont déjà restauré des dizaines de milliers d'hectares, contribuant ainsi à des initiatives menées à l'échelle du territoire qui visent à reconnecter des fragments de forêt et préserver l'avenir de la forêt tropicale atlantique.

Parallèlement, la productivité moyenne (volume de bois produit par hectare) de l'eucalyptus brésilien a plus que doublé depuis 1970 grâce à la recherche-développement dans les domaines de l'amélioration génétique et de la gestion forestière. Cela situe ces plantations parmi les plus productives au monde par bois qui en est extrait, tout en permettant à leurs propriétaires de gérer et d'améliorer la biodiversité du territoire.

les communautés en dehors des aires protégées peuvent non seulement contribuer à améliorer la couverture forestière, mais aussi à procurer d'autres avantages en matière de conservation, comme le maintien ou l'augmentation des populations d'animaux sauvages, ainsi que cela a été démontré en Australie, au Brésil et au Canada (Schuster *et al.*, 2019), au Népal (Anup, 2017) et en République-Unie de Tanzanie (étude de cas 6).

De nombreuses évaluations ont également été menées pour déterminer l'impact des projets de conservation et de développement sur les communautés locales (Plumptre *et al.*, 2004; West, Igoe et Brockington, 2006; Sayer *et al.*, 2007). Toutefois, peu d'études examinent les résultats tant pour la conservation que pour

les populations locales et, dans la pratique, les démonstrations de solutions avantageuses à tous les égards sont rares (Southworth, Nagendra et Munroe, 2006; Chan *et al.*, 2007; McShane *et al.*, 2011). Parmi les lacunes recensées figurent l'adoption d'objectifs de conservation prédéterminés et l'impossibilité de négocier les limites des réserves (Sharpe, 1998); le caractère limité des transferts de compétences aux instances locales (Ribot, 2002); l'accaparement des ressources par les élites lorsque la gestion des forêts est décentralisée (Persha, Agrawal et Chhatre, 2011); la limitation des droits d'exclusion; et la vulnérabilité de ces programmes face à l'instabilité des politiques gouvernementales et des mesures de soutien (RRI, 2015).

ÉTUDE
DE CAS 6

Gestion forestière participative en République-Unie de Tanzanie

La République-Unie de Tanzanie compte environ 48,1 millions d'hectares de forêts couvrant approximativement 55 pour cent de la superficie totale du pays. Les espaces boisés fournissent 95 pour cent de l'énergie du pays, tant rurale qu'urbaine, et 75 pour cent des matériaux de construction du pays. Les forêts fournissent aussi divers produits non ligneux et sont importantes pour les bassins hydrographiques. Cependant, elles sont soumises à une pression intense due aux établissements humains, à l'exploitation forestière illégale, à la production de charbon de bois, aux incendies, à l'exploitation minière et au développement des infrastructures, ce qui entraîne la déforestation d'environ 372 816 hectares de forêts chaque année (MNRT, 2015).

Dans sa contribution déterminée au niveau national en matière de lutte contre le changement climatique, la République-Unie de Tanzanie a reconnu l'importance des forêts tant pour son adaptation au changement climatique que pour l'avancée de son objectif de réduction des émissions. La contribution du pays sur ce plan est l'une des rares à mettre l'accent sur la généralisation de la gestion participative des forêts, à privilégier la mise en œuvre coordonnée des actions REDD+ et le renforcement de la protection et de la conservation des forêts naturelles.

La République-Unie de Tanzanie possède l'un des cadres juridiques les plus avancés en matière de reconnaissance des droits fonciers coutumiers et de gestion participative des forêts en Afrique. Les droits fonciers coutumiers sont reconnus dans les limites des villages, et la gestion forestière participative est devenue programme du gouvernement. Au total, les communautés possèdent près de 22 millions d'hectares de terres forestières. La gestion forestière participative est surtout répandue dans les espaces boisés de Miombo, qui, selon les estimations, représentent plus de 90 pour cent des terres forestières du pays (Lupala *et al.*, 2015).

Les secteurs en gestion forestière participative ont connu une réduction de l'exploitation forestière incontrôlée et d'autres perturbations forestières; une amélioration notable de l'état de leurs forêts; une diminution de l'érosion du sol et du surpâturage qui s'accompagne d'une plus grande pureté des eaux et d'une augmentation de leurs quantités; la réoccupation des ruches; et une augmentation générale de l'abondance de la faune (Patenaude et Lewis, 2014). Les zones

forestières de libre accès, en revanche, sont soumises à des pratiques non durables telles que l'expansion agricole, les incendies, le pâturage excessif du bétail et la récolte illégale de bois et de PFNL (Blomley *et al.*, 2008; Burgess *et al.*, 2010).

La reconnaissance des domaines fonciers régis par la coutume et le cadre permettant la délégation à l'échelon local des droits fonciers et droits d'usufruit sur les ressources, conformément aux Directives volontaires pour une gouvernance responsable des régimes fonciers applicables aux terres (FAO, 2012b), ont conféré aux populations locales l'autonomie nécessaire pour gérer leurs propres ressources. Permettre aux communautés de constituer leurs propres organes de gouvernance et d'instaurer leurs propres règles représente la première étape d'autonomisation des populations locales dans la gestion des forêts et des autres ressources naturelles sur un mode durable. C'est ainsi que la gestion collective des réserves forestières des villages côtiers du district de Bagamoyo a permis d'éviter de parer à toute une gamme de périls encourus par ces forêts: chasse non durable, exploitation minière et extraction de bois d'œuvre, de bois servant à la fabrication de poteaux, d'autres utilisés dans la production de charbon de bois et d'autres encore servant dans la confection de produits d'artisanat, ce qui a permis de freiner la déforestation dans les réserves (voir [figure A](#)).

Membres du peuple autochtone Chagga, dans le village de shimbwe Juu, République-Unie de Tanzanie.



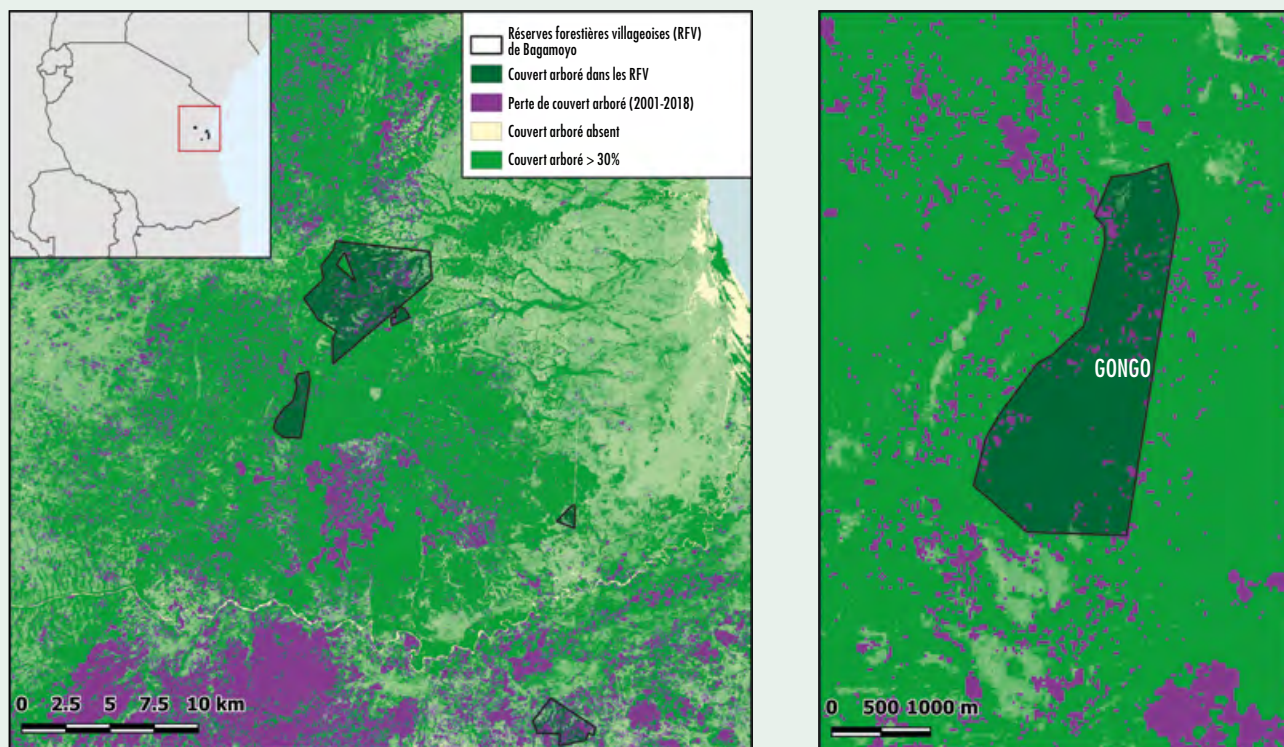
© Felipe Rodriguez

ÉTUDE DE CAS 6

Cependant, le programme de gestion forestière participative en République-Unie de Tanzanie n'a pas encore réalisé son potentiel en termes de contribution aux moyens d'existence. Parmi les difficultés à surmonter, on doit mentionner les retards de mise en œuvre, le manque de reconnaissance des peuples autochtones, la délégation limitée des droits (en particulier dans la gestion conjointe des

forêts) et la difficulté de faire participer les éleveurs pastoraux. Si des avancées sont notables en matière de reconnaissance des droits fonciers collectifs, certaines problématiques de gouvernance forestière plus vastes appellent un regain d'attention, notamment les systèmes d'incitation, le renforcement des institutions communautaires et l'augmentation des investissements et des ressources humaines.

FIGURE A
DÉFORESTATION LIMITÉE OBSERVÉE DANS LES RÉSERVES FORESTIÈRES VILLAGEOISES DE GESTION COLLECTIVE DU DISTRICT DE BAGAMOYO (RÉPUBLIQUE-UNIE DE TANZANIE)



SOURCE: préparé par PNUE-WCMC en exploitant les données de Hansen *et al.*, 2013.

ÉTUDE
DE CAS 7

Motiver la conservation de la faune et de la flore en Amérique du Nord

La faune des États-Unis d'Amérique et du Canada était relativement abondante lorsque les premiers colons européens sont arrivés, mais à la fin du XIX^e siècle, de nombreuses espèces étaient menacées de disparition ou avaient disparu du fait de leur exploitation commerciale. Le nombre de bisons d'Amérique (*Bos bison*), par exemple, a été réduit de plus de 20 millions à un millier environ en 1889. En 1902, le pigeon voyageur (*Ectopistes migratorius*), qui avait autrefois compté au moins 3 milliards d'individus, s'était éteint à l'état sauvage. Parmi les autres espèces menacées se trouvaient l'élan (*Cervus canadensis*), le cerf mulet (*Odocoileus hemionus*), le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), le dindon sauvage (*Meleagris gallopavo*), le canard carolin (*Aix sponsa*) et l'antilopcapre (*Antilocapra americana*). Le sens de la responsabilité sociale face à cette crise des ressources a conduit à l'émergence d'une philosophie d'utilisation des ressources reposant sur le sens des responsabilités des citoyens et les limites naturelles, qui s'est finalement développée en un dispositif systématique de conventions, de politiques et de lois portant le titre de Modèle nord-américain de conservation de la faune (US Fish and Wildlife Service, 2018; Mahoney et Geist, 2019). Ce modèle repose sur sept éléments principaux :

- ▶ La faune est une ressource constituée en «fiducie d'intérêt public».
- ▶ L'élimination des marchés de commercialisation du gibier: la chasse commerciale et la vente d'animaux sauvages sont interdites dans l'intérêt de la pérennité des populations d'animaux sauvages.
- ▶ La faune sauvage est allouée au public de plein droit (et non, par exemple, en vertu des principes du marché ou par la propriété foncière).
- ▶ Les animaux sauvages ne doivent être tués que dans un but légitime (nourriture, fourrure, autodéfense et protection des biens, y compris le bétail); il est généralement considéré comme illégal et contraire à l'éthique de tuer des poissons ou des animaux sauvages (même avec un permis) sans faire tout effort raisonnable pour puiser à la ressource et en faire un usage raisonnable.
- ▶ La faune sauvage est considérée comme une ressource internationale.
- ▶ La science est l'outil qui convient à l'accomplissement de toute action publique relative à la faune et la flore sauvages.
- ▶ Le caractère démocratique de la chasse, soit sa libre pratique, grâce à laquelle les chasseurs contribuent largement au financement de la conservation.

Ce modèle a permis un rétablissement sensible des espèces sauvages, faisant ou non l'objet de prélèvements, ainsi que la pérennité de leur consommation depuis le début du XX^e siècle. Parmi les exemples frappants de ce rétablissement, on peut citer le dindon sauvage et le cerf de Virginie, qui étaient tous deux des ressources importantes pour les peuples autochtones avant la colonisation et dont les populations étaient autrefois estimées à 10 millions d'individus ou plus.

Au début du XX^e siècle, les populations de dindons sauvages avaient été réduites à 200 000 individus par la chasse non réglementée et la perte d'habitat. Les organisations de chasseurs ont fait pression pour l'adoption d'une première législation qui a facilité la conservation du dindon sauvage et la recherche sur cette espèce. Les premières tentatives de repeuplement par la remise en liberté de volatiles élevés en enclos se sont avérées largement infructueuses. Des techniques de capture améliorées ont ensuite été mises au point pour piéger les oiseaux sauvages qui pouvaient ensuite être transférés dans des habitats inoccupés répondant à leurs besoins. À partir de 1986, a été mis en place un système complexe de transfert de ces volatiles d'un État à l'autre. Aujourd'hui, les populations de dindons sauvages ont retrouvé une abondance proche de celle de l'époque précoloniale, avec une population estimée à 7 millions d'individus en 2013. Les dindons sauvages se trouvent désormais en populations autonomes dans 49 des 50 États des États-Unis d'Amérique, dans six provinces canadiennes et dans le centre et l'est du Mexique (Hughes et Lee, 2015).

Le cerf de Virginie était tout aussi vulnérable à la chasse commerciale et à la perte d'habitat, et sa population réduite à 500 000 individus à la fin du XIX^e siècle. Les chasseurs ont réagi en promouvant et en aidant à faire respecter les règlements de chasse, en transplantant des cerfs et en finançant des programmes de conservation et de gestion. De nombreux chasseurs de cerfs ont même acheté ou loué des terres sur lesquelles

ÉTUDE DE CAS 7

les populations de cerfs pouvaient être protégées ou se reproduire. Les premières réintroductions de ces cervidés dans des habitats inoccupés de huit États des États-Unis d'Amérique ont été effectuées par des particuliers désireux d'établir des hardes de cerf susceptibles de servir de gibier à plus longue échéance. Aujourd'hui, on estime à

30 millions le nombre des cerfs de Virginie aux États-Unis d'Amérique et à environ 400 000 au Canada. L'espèce est aujourd'hui l'animal de gros gibier le plus apprécié en Amérique du Nord et elle reste une source de nourriture importante, en particulier dans les communautés rurales.

Durabilité de la chasse et de la gestion de la faune sauvage

Les prélèvements sur la faune sauvage et la consommation de viande de brousse demeurent au cœur de la sécurité alimentaire, de la santé, des valeurs culturelles et des moyens d'existence de millions de personnes. La chasse non réglementée est une cause majeure de disparition de certaines espèces (voir chapitre 3). Toutefois, contrairement à ce que beaucoup pourraient croire, l'utilisation durable de la faune et de la flore sauvages est un mécanisme qui a démontré son efficacité pour leur conservation. En effet, dans certains endroits, les utilisateurs de la faune sauvage qui consomment de la viande de brousse restent les principaux contributeurs à la gestion de la faune sauvage et aux efforts de conservation menés par l'État (étude de cas 7).

Pour compléter la décision 14/7 de la CDB sur la gestion durable des espèces sauvages (CDB, 2018b), le Centre pour la recherche forestière internationale (CIFOR) et la CDB, en collaboration avec les membres du Partenariat de collaboration sur la gestion durable de la faune, ont présenté la série de recommandations suivantes relatives à l'utilisation durable de la viande de brousse (Coad *et al.*, 2019):

- **Créer un environnement favorable efficace.** Il peut notamment s'agir:
 - de réviser les lois nationales sur la chasse en concertation avec un large éventail de

- parties prenantes, pour faire en sorte que ces lois prennent en compte les préoccupations liées à la fois à la sécurité alimentaire et à la conservation, et qu'elles puissent être appliquées de manière équitable et pratique;
- de transférer les droits de propriété foncière aux peuples autochtones et aux communautés locales, avec l'appui d'un organisme national chargé de veiller à l'application des lois;
- d'établir des cadres régionaux et nationaux pour le suivi de la situation de la viande de brousse, afin de favoriser la mise en place de politiques fondées sur des données probantes.

- **Maîtriser l'offre rurale de viande de brousse et réduire sa demande urbaine.** Des interventions interconnectées peuvent être menées dans la filière des produits, notamment la gestion ou la cogestion d'aires protégées par les communautés, l'élevage extensif d'animaux sauvages, la création de conservatoires communautaires, ou encore la mise en place de systèmes de paiement pour les services environnementaux et de mécanismes de certification. Les entreprises intervenant dans la récolte du bois, l'exploitation minière ou l'agriculture extensive pratiquée dans les habitats forestiers, doivent prendre des mesures pour assurer la durabilité de la récolte et de l'utilisation de la viande de brousse dans leurs concessions, en offrant à leur personnel des solutions alimentaires



ENCADRÉ 51 CONFLIT ENTRE L'HOMME ET LA FAUNE SAUVAGE

Un conflit entre l'homme et la faune sauvage advient lorsque les animaux constituent une menace directe et récurrente pour les moyens d'existence ou la sécurité des personnes, ce qui conduit souvent à la persécution de l'espèce concernée. Dans de nombreuses régions, ces conflits se sont intensifiés en raison de la croissance démographique et des changements d'affectation des terres. En général, ces conflits ont pour conséquences la destruction des cultures, la baisse de la productivité agricole, une concurrence pour les pâturages et l'eau, une prédation exercée sur le bétail, des blessures et des décès chez les agriculteurs, des dommages aux infrastructures et le risque accru de transmission de maladies de la faune sauvage au bétail. Ces conflits provoquent souvent de l'hostilité à l'égard de la conservation, en particulier lors de la création ou de l'extension d'aires protégées.

Ils sont source de préoccupation majeure pour la conservation de la faune sauvage et le bien-être humain en Afrique. Par exemple, en 2017, des conflits de cet ordre ont causé plus de 8 000 incidents signalés dans la seule Namibie (Banque mondiale, 2019). Les hyènes ont tué plus de 600 animaux d'élevage dans la région namibienne de Zambezi entre 2011 et 2016 et on a recensé plus de 4 000 incidents de dommages aux cultures, la plupart causés par le déplacement des éléphants dans cette région (NACSO, 2017a). Les conflits entre l'homme et la faune sauvage sont aussi devenus un problème majeur dans de nombreux pays d'Asie et du Pacifique. Au Sri Lanka, par exemple, jusqu'à 80 personnes sont tuées par des éléphants chaque année et plus de 230 éléphants sont tués par des agriculteurs. L'éléphant sri-lankais est classé

comme espèce menacée, et il n'en reste désormais plus que 2 500 à 4 000 dans le milieu naturel (IIED, 2019).

En ce qui concerne les forêts en particulier, une forte densité de grands ongulés, par exemple les cerfs, peut causer de graves dommages à la forêt et menacer la régénération en piétinant ou en broutant les petits arbres, en se frottant aux arbres et en écorçant leur tronc. Ce comportement peut avoir des implications économiques importantes et entraîner des dissensions entre les responsables des forêts et ceux de la faune (CPW, 2016).

De nombreuses réponses ont été élaborées pour prévenir et atténuer les conflits entre l'homme et la faune sauvage; en général, celles-ci se partagent entre deux catégories: létale et non létale. Elles peuvent recourir à des méthodes qui nécessitent des infrastructures coûteuses (par exemple, des clôtures électriques) et l'intervention des pouvoirs publics (par exemple, des régimes d'indemnisation et d'assurance) ou d'autres méthodes qui peuvent être mises en œuvre par des particuliers avec des outils peu coûteux (par exemple, la garde du bétail, la combustion de briques de piment) (Nyhus, 2016). Les ruches servant de clôture, dont la construction et l'entretien sont d'un coût relativement abordable, constituent une approche innovante des conflits entre l'homme et l'éléphant, qui a été volontiers adoptée par des agriculteurs au Kenya. Ces clôtures sont un moyen de dissuasion naturel mettant à profit l'instinct de l'éléphant qui lui fait éviter le contact avec les abeilles mellifères africaines tout en fournissant des services de pollinisation et un miel «respectueux des éléphants» (King *et al.*, 2017; Save the Elephants, 2019).

Pour relever ce défi, de nombreux pays commencent à inclure explicitement les conflits entre l'homme et la faune dans leurs politiques et stratégies nationales de gestion de la faune et de la flore sauvages, de développement et de lutte contre la pauvreté. Au niveau national, la collaboration intersectorielle entre le secteur des forêts, ceux de la faune sauvage, de l'agriculture, de l'élevage et d'autres secteurs concernés, est indispensable. La FAO soutient activement les efforts des États Membres visant à mieux maîtriser ces conflits, en facilitant le dialogue intersectoriel, en fournissant une assistance technique à l'élaboration de politiques et de cadres juridiques nationaux et en aidant à partager les informations sur les bonnes pratiques et les bons outils. Par exemple, une boîte à outils relative aux conflits entre l'homme et la faune sauvage à l'usage des agriculteurs et des communautés locales en Afrique australe, après avoir été élaborée en 2010 (Le Bel, Mapuivre et Czudek, 2010), est désormais adaptée et traduite en français pour servir en Afrique centrale (Nguingui *et al.*, 2017).

Les ruches servant de clôture au Kenya.



© Lucy King

SOURCE: Lucy King, de l'ONG Sauver les éléphants, à propos du projet Des abeilles et des éléphants (The Elephants and Bees Project, Save The Elephants).

» de substitution (comme la viande d'animaux d'élevage), en aidant à faire respecter des règlements qui encadrent la chasse équitable en collaboration avec les communautés locales et en empêchant l'utilisation des routes et des véhicules des concessions par des chasseurs extérieurs pratiquant une chasse à but lucratif. Dans les zones nouvellement urbanisées, où les populations d'animaux sauvages à proximité sont fortement réduites, mais où il y a encore peu d'aliments de substitution disponibles, les gouvernements et les organismes de développement doivent faciliter l'accès à d'autres sources d'alimentation viables, comme la viande d'élevage. Dans les grandes zones métropolitaines où la viande d'animaux sauvages est généralement consommée comme produit alimentaire de luxe, les interventions peuvent consister en des campagnes ciblées visant à infléchir le comportement des consommateurs, parallèlement à une application adéquate de la législation encadrant le commerce de cette viande. Une option possible pour assurer la sécurité alimentaire et la nutrition, le maintien des revenus locaux et la santé de l'environnement est de soutenir la gestion durable des espèces sauvages à cycle de production court.

- **Favoriser une gestion participative reposant sur des données probantes.** Les projets mis en place pour contrôler la chasse d'animaux sauvages à des fins alimentaires doivent être réalisés avec la pleine participation et le consentement de la communauté. En outre, ils doivent être conçus de manière à intégrer une théorie du changement ainsi qu'un suivi et une évaluation propices à une gestion adaptative, afin que les réussites et les échecs puissent éclairer les futures interventions.

Depuis octobre 2017, un consortium de partenaires, dont font partie la FAO, le CIFOR, WCS et le Centre français de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD), met en œuvre un programme de gestion durable de la faune sauvage sur sept ans. Ce programme vise à mettre fin à la chasse non durable de la faune sauvage, à conserver la biodiversité et le patrimoine naturel et à renforcer les moyens d'existence et la sécurité alimentaire des

populations dans 12 pays d'Afrique, des Caraïbes et du Pacifique. Dans chaque pays, le programme vise à améliorer le cadre institutionnel et juridique à l'appui d'une utilisation durable de la viande d'espèces sauvages résilientes à la chasse ou à la pêche, ainsi que la gestion de ces espèces sauvages; à augmenter l'offre de protéines de substitution; et à réduire la consommation de viande de brousse à des niveaux durables. Le programme accorde une importance particulière au suivi, à l'évaluation, à l'apprentissage et aux connaissances en vue d'une éventuelle transposition à plus grande échelle. Cette initiative est financée par l'UE.

La gestion de la faune suppose aussi de résoudre les conflits entre l'activité humaine et les animaux sauvages, en particulier lorsqu'il n'y a aucune clôture autour des aires protégées, afin de permettre la migration des espèces (voir encadré 51). ■

6.3 PROGRÈS ACCOMPLIS DANS LA RÉALISATION DES OBJECTIFS RELATIFS AUX AIRES PROTÉGÉES ET AUX AUTRES MESURES DE CONSERVATION PAR ZONE

Au niveau mondial, l'Objectif 11 d'Aichi pour la biodiversité (mettre sous protection 17 pour cent au moins des terres émergées d'ici à 2020) a été dépassé pour les écosystèmes forestiers dans leur ensemble, comme le montrent à la fois les chiffres communiqués pour FRA 2020 et l'étude préparée par le PNUE-WCMC pour la présente publication. Aucune tentative n'a été faite pour évaluer l'efficacité globale des zones forestières protégées, mais compte tenu de la baisse de 53 pour cent de l'indice des espèces spécialistes de la forêt entre 1970 et 2014 (voir chapitre 3 – *Mesure de l'évolution des populations de vertébrés forestiers*, p. 47), une marge d'amélioration existe incontestablement.

ENCADRÉ 52

PRINCIPAUX OBJECTIFS, CIBLES ET INDICATEURS RELATIFS À LA GESTION DURABLE DES FORÊTS

- ▶ **Objectif de développement durable, cible 15.2:** D'ici à 2020, promouvoir la gestion durable de tous les types de forêt, mettre un terme à la déforestation, restaurer les forêts dégradées et accroître considérablement le boisement et le reboisement au niveau mondial.
 - **Indicateur 15.2.1:** Progrès vers la gestion durable des forêts.
- ▶ **Objectif d'Aichi 7 pour la biodiversité:** D'ici à 2020, les zones consacrées à l'agriculture, l'aquaculture et la sylviculture sont gérées d'une manière durable, afin d'assurer la conservation de la diversité biologique.
- ▶ **Objectif 3 du Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts:** Accroître sensiblement la superficie des forêts protégées et celle des forêts gérées de façon durable, de même que la part des produits forestiers issus de ces dernières
 - **Cible 3.2:** La superficie des forêts faisant l'objet de plans de gestion forestière à long terme est sensiblement accrue.

En ce qui concerne les «réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées», l'analyse des aires protégées par grandes zones écologiques (voir *Nouvelles études sur l'évolution des aires protégées*, p. 114) indique que moins de 10 pour cent des forêts subtropicales humides, de la steppe tempérée et de la forêt boréale de conifères sont actuellement protégées.

Les autres régions auxquelles on devrait accorder la priorité sont celles présentant de hauts degrés d'intégrité et d'importance de la biodiversité, notamment le nord des Andes et l'Amérique centrale, le sud-est du Brésil, certaines parties du bassin du Congo, le sud du Japon, l'Himalaya et diverses parties de l'Asie du Sud-Est et de la Nouvelle-Guinée (figure 22).

Des progrès limités ont été réalisés en ce qui concerne le classement de certains massifs forestiers dans la catégorie «autres mesures de conservation efficaces par zone», sachant qu'il s'agit d'un concept récent. Toutefois, des orientations relatives à cette catégorie, qui présente un potentiel important pour les forêts, sont en cours d'élaboration.

Comme on l'a vu dans les études de cas de ce chapitre, les approches originales de conservation de la biodiversité forestière, tant à

l'intérieur qu'à l'extérieur des aires protégées, montrent qu'il est possible de parvenir à un certain équilibre entre des résultats positifs en matière de biodiversité et des résultats positifs sur le plan socioéconomique, ce qui pourrait ouvrir la voie à une reproduction ou à une transposition à plus grande échelle de ces approches. Il existe plusieurs éléments communs qui sous-tendent ces résultats positifs, notamment les approches participatives, l'attention portée aux droits de propriété, les approches intersectorielles (également appelées approches territoriales ou paysagères) et le renforcement des capacités. Les approches économiques qui ont, directement ou indirectement, des effets bénéfiques sur les revenus ou les débouchés à l'échelle locale peuvent également grandement contribuer aux résultats positifs en matière de biodiversité. ■

6.4 PROGRÈS ACCOMPLIS DANS LA RÉALISATION DES OBJECTIFS RELATIFS À LA GESTION DURABLE DES FORÊTS

La gestion durable des forêts, telle qu'elle est inscrite dans l'instrument des Nations Unies sur les forêts (Assemblée générale des Nations Unies, 2008; UNDESAF, 2016), compte la diversité biologique des forêts au nombre des sept éléments thématiques qui la composent¹. Lorsqu'elle est appliquée de manière concluante, elle garantit des résultats positifs tant pour la conservation que pour le développement socioéconomique. L'indicateur 15.2.1 des ODD (Progrès vers la gestion durable des forêts) (voir encadré 52) n'est pas facile à mesurer, car aucune caractéristique quantifiable et mesurable ne peut à elle seule décrire pleinement les nombreuses dimensions sociales, environnementales et économiques de la gestion durable des forêts. Consciente de cette réalité, la FAO a œuvré avec des partenaires à l'élaboration d'une méthode d'établissement de rapports sur cet indicateur, qui repose sur un ensemble de cinq sous-indicateurs destinés à mesurer les progrès réalisés:

- ▶ le taux de variation annuelle nette de la superficie forestière;
- ▶ le stock de biomasse aérienne dans les forêts;
- ▶ la proportion de la superficie forestière située dans des aires protégées juridiquement constituées (indicateur reflétant les mesures prises pour protéger et maintenir la diversité biologique et d'autres ressources naturelles et culturelles);
- ▶ la proportion de la superficie forestière faisant l'objet d'un plan de gestion forestière à long terme (indicateur reflétant la volonté de gérer la forêt dans une perspective à long terme);
- ▶ la superficie forestière certifiée au titre d'un système de certification de gestion forestière

soumise à une vérification indépendante (indicateur fournissant un élément d'information supplémentaire sur la gestion de la forêt).

Les trois premiers sous-indicateurs portent sur les valeurs environnementales des forêts, tandis que les deux derniers couvrent toutes les dimensions de la gestion durable des forêts, notamment ses aspects sociaux et économiques. Les données relatives aux quatre premiers sous-indicateurs sont recueillies dans le cadre de la communication des rapports de pays pour l'Évaluation des ressources forestières mondiales (FRA), tandis que les données sur la superficie forestière certifiée sont obtenues auprès des principaux organismes de certification. Pour chaque indicateur, un descriptif détaillé des définitions et de la méthodologie est fourni dans le référentiel central des métadonnées des ODD (ONU, 2020). Le résultat est présenté sous la forme d'un tableau de bord montrant l'avancement de chacun des sous-indicateurs. Bien que des progrès aient été accomplis en ce qui concerne les trois derniers sous-indicateurs, on observe un recul pour les deux premiers au niveau mondial en raison de la perte nette de superficie forestière.

En ce qui concerne la cible 3.2 du Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts 2017-2030 (ONU, 2017a) (voir encadré 52), les chiffres communiqués dans le cadre de FRA 2020 indiquent que la superficie des forêts faisant l'objet de plans de gestion à long terme a considérablement augmenté au cours des 30 dernières années, puisqu'elle aurait atteint 2,05 milliards d'hectares en 2020 (soit 54 pour cent de la superficie forestière mondiale) (FAO, 2020). ■

¹ Les sept éléments sont l'étendue des ressources forestières; la diversité biologique des forêts; la santé et la vitalité des forêts; les fonctions productives des ressources forestières; les fonctions de protection des ressources forestières; les fonctions socioéconomiques des forêts; et le cadre juridique, politique et institutionnel.



PHILIPPINES

Concilier conservation
de la biodiversité et
production alimentaire
pour préserver les
paysages aux Philippines.
©FAO/Kenichi Shono





CHAPITRE 7 VERS DES SOLUTIONS ÉQUILIBRÉES

Messages clés:

1 Les tendances négatives actuelles en matière de biodiversité et d'écosystèmes fragiliseront les acquis dans la poursuite des objectifs de développement durable.

2 Pour atteindre des résultats positifs aussi bien en faveur de la biodiversité que de la population, il faut trouver un équilibre réaliste entre les objectifs de conservation et les demandes de ressources qui concourent aux moyens d'existence.

3 Nous devons transformer nos systèmes alimentaires pour mettre un terme à la déforestation et à la perte de biodiversité.

4 Le rôle que jouent les forêts en tant que porteuses de solutions fondées sur la nature, face à de nombreux défis du développement durable, est de plus en plus reconnu. Nous devons profiter de cette dynamique pour catalyser des actions audacieuses qui, pour le bien des générations actuelles et futures, empêcheront les pertes de couverts forestiers et de leur biodiversité, mettront fin à celles qui sont engagées et opèreront un renversement de tendance.

VERS DES SOLUTIONS EQUILIBRÉES

Si les chapitres précédents indiquent que la conservation des forêts et de la biodiversité forestière s'améliore, la perte généralisée de biodiversité continue de représenter un risque majeur pour notre bien-être et notre sécurité. Après avoir évalué tout un ensemble d'interactions entre les ODD, la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, 2019a) a constaté que les tendances actuelles à la dégradation de la biodiversité et des écosystèmes freineront les progrès accomplis dans la réalisation de 80 pour cent des cibles des ODD examinées (35 sur 44). Ainsi, le problème auquel nous faisons face ne tient pas seulement aux effets des activités de développement économique sur la biodiversité, mais aussi aux effets de la biodiversité (ou plutôt de la perte de biodiversité) sur le développement économique.

Dans le présent chapitre, nous nous pencherons sur les compromis à trouver et les synergies à exploiter entre la conservation de la biodiversité et d'autres objectifs de développement durable, et nous évoquerons des exemples d'approches fructueuses. Nous donnerons également un aperçu de certaines des composantes essentielles d'un environnement propice à la création de solutions équilibrées, puis présenterons un certain nombre d'outils innovants qui permettront un suivi des progrès accomplis. ■

7.1 COMPROMIS ET SYNERGIES

L'édition 2018 de *La Situation des forêts du monde* avait mis en évidence les contributions potentielles des forêts aux ODD, et une publication récente du projet spécial de l'Union internationale des instituts de recherche forestière sur les forêts du monde, la société et

l'environnement (Katila *et al.*, 2019) analyse les répercussions des ODD sur les forêts. Ces deux documents mettent en relief le rôle déterminant des forêts dans la réalisation des objectifs de développement durable. Bien que les différents ODD soient connectés les uns aux autres par d'indissolubles liens, et que les mesures qui exploitent les fortes synergies entre les ODD se renforcent mutuellement, il se peut que l'on doive procéder à des compromis à court terme.

Les trois messages clés de Katila *et al.* (2019) sont d'une pertinence particulière:

1. Les besoins humains déterminent la valeur que les populations accordent aux forêts. Étant donné le caractère disparate des populations et de leurs intérêts respectifs, la mise en œuvre d'un ou de plusieurs ODD fera, dans de nombreux cas, des gagnants et des perdants, en fonction de son impact sur les forêts.
2. L'hypothèse d'une corrélation *a priori* positive entre conservation des forêts et développement de la société est trompeuse. L'accroissement de la superficie forestière n'est pas toujours la meilleure réponse à des besoins de développement complexes et si la réalisation de certains des ODD peut entraîner un recul de la forêt, elle peut aussi favoriser le développement social et économique, par exemple par l'expansion de l'agriculture ou l'augmentation de l'espace disponible pour la construction de logements et d'infrastructures.
3. Il est d'importance fondamentale que les compromis potentiels évoqués de manière implicite dans les ODD en ce qui concerne les forêts et les autres utilisations des terres soient compris et pleinement pris en compte dans l'action publique qui engage le devenir de la société. Cette dimension suppose une réflexion devant couvrir différentes échelles et plusieurs

génération. Il faut également donner la parole aux populations tributaires des forêts, qui risquent d'être ignorées par les efforts visant à faire avancer le programme des ODD.

La perte de biodiversité impose souvent un lourd tribut aux personnes déjà défavorisées, en particulier les plus pauvres, les femmes, les enfants et les peuples autochtones. Dans les régions où ces pertes menacent la survie des populations, cette dégradation exacerbe souvent les conflits ou l'exode rural et devient un enjeu de sécurité. Le déclin de la biodiversité menace également de plus en plus la sécurité alimentaire et la nutrition (FAO, 2019a). Comme mentionné au chapitre 4, la production alimentaire dépend de l'intégrité des forêts, car ces dernières fournissent des services écosystémiques vitaux qui soutiennent l'agriculture durable et améliorent la résilience des systèmes agricoles face à l'évolution du climat. Cependant, l'agriculture demeure la plus grande menace pour l'intégrité des écosystèmes forestiers, et la déforestation est l'un des principaux contributeurs aux émissions de gaz à effet de serre à l'origine du changement climatique. Par conséquent, les solutions envisagées pour lutter contre la perte de biodiversité doivent répondre non seulement aux besoins des forêts et des populations qui vivent à proximité, mais aussi aux besoins des agriculteurs, ceux-ci étant eux-mêmes tributaires de la forêt au sens large. Que ce soit du point de vue de la biodiversité ou des populations humaines, le changement climatique entraîne de vastes modifications des écosystèmes et des habitats, ce qui accroît les risques de dommages et de pertes.

La poursuite des ODD suppose de multiples compromis dont la négociation est difficile, mais il existe au moins de nouveaux cadres d'évaluation qui les rendent plus visibles aux décideurs et suggèrent à ces derniers des pistes

de solutions pour traiter les différents types d'interactions (voir par exemple, Nilsson, Griggs et Visbeck, 2016).

L'obtention de résultats positifs aussi bien en faveur de la biodiversité que des populations humaines passe par une collaboration avec l'ensemble des parties prenantes pour trouver un équilibre réaliste entre les objectifs de conservation et les demandes de ressources qui concourent aux moyens d'existence (Kaimowitz et Sheil, 2007). Cela peut vouloir dire, du moins dans certains endroits, l'acceptation de normes inférieures à celles qui seraient dictées par la conservation traditionnelle d'habitats intacts, mais qui peuvent être suffisantes pour entretenir les services écosystémiques essentiels et la biodiversité tout en répondant aux besoins locaux (en termes de ressources, de moyens d'existence et d'autonomisation) à un degré suffisant pour favoriser des attitudes plus positives à l'égard des aires protégées et des autres mesures de conservation. Des démarches véritablement participatives qui confèrent un pouvoir de décision aux populations locales, conjuguées à des incitations à mettre en valeur d'autres ressources, peuvent appuyer une gestion plus durable des forêts qui soit dans l'intérêt des populations comme dans celui de la conservation.

Bien qu'il y ait peu de cas où l'on soit parvenu à trouver un équilibre entre l'impératif de conservation de la biodiversité et la nécessité d'un renforcement des moyens d'existence à l'échelle locale (Hoffmann *et al.*, 2012), la présente publication propose quelques exemples intéressants qui montrent que la chose est possible.

Comme en témoigne l'étude de cas 8, les outils de marché que sont les normes de production biologique et celles du commerce équitable



ÉTUDE DE CAS 8

Exploitation des plantes médicinales sauvages en Chine sur un mode durable et respectueux du panda

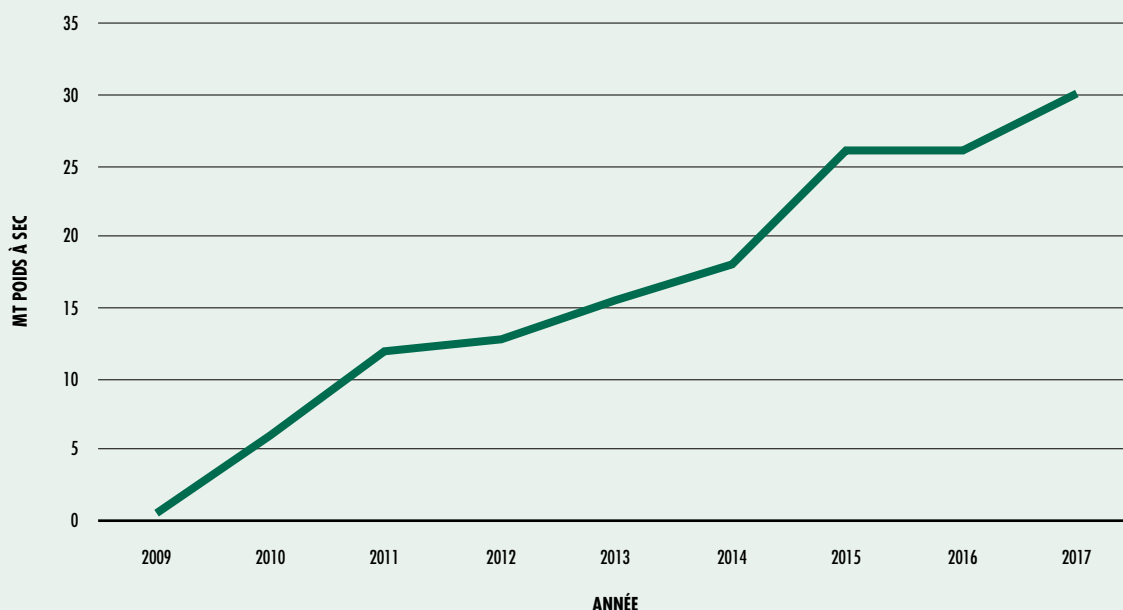
Malgré les acquis de la domestication des végétaux, on estime que 60 à 90 pour cent des espèces de plantes médicinales et aromatiques commercialisées sont encore cueillies dans la nature. Les spécimens de la flore sauvage cueillis dans les forêts et en leur lisière fournissent des matières premières importantes pour les secteurs des soins de santé, des cosmétiques et de l'alimentation, et contribuent ainsi aux moyens d'existence de millions de personnes. Cependant, leur surexploitation, la conversion des terres et la pollution sont autant de périls majeurs pour les espèces sauvages et leurs cueilleurs dans de nombreuses régions du monde: une espèce de plante médicinale ou aromatique sur cinq est menacée d'extinction (Jenkins, Timoshyna et Cornthwaite, 2018).

De nombreuses plantes sauvages partagent des territoires avec d'autres espèces menacées. C'est ainsi qu'un mode durable de récolte et de commercialisation d'ingrédients floristiques sous-tend la gestion d'ensemble des autres espèces et écosystèmes.

La Chine arrive en tête dans le commerce international des plantes aromatiques et médicinales, avec un volume d'exportation de 1,3 million de tonnes évalué à 5 milliards d'USD en 2013 (15,6 pour cent des exportations mondiales de ces produits). Les matériaux prélevés dans le milieu naturel pourraient représenter jusqu'à 1,8 milliard d'USD de cette valeur (ITC, 2016). La majeure partie de ce commerce est liée aux ressources utilisées dans la médecine traditionnelle chinoise, dont plus de 70 pour cent proviennent de plantes médicinales sauvages. La réglisse de Chine (*Glycyrrhiza uralensis*), le champignon chenille (*Cordyceps sinensis*), les baies de Goji (*Lycium barbarum*), le champignon *Poria cocos* et la racine de *Ligusticum jeholense* représentent à eux seuls une valeur d'exportation de 180 millions USD par an.

Dans les villages de l'écorégion du Haut-Yangtsé, le commerce des plantes médicinales contribue à hauteur de 60 pour cent au revenu des ménages (Jenkins, Timoshyna et Cornthwaite, 2018). Dans la région, une décennie

FIGURE A
ÉVOLUTION DE LA RÉCOLTE DE SCHISANDRA EN ÉCORÉGION DU HAUT YANGTZÉ (2009-2017)



SOURCE: Adapté de Brinckmann *et al.*, 2018.

ÉTUDE
DE CAS 8

d'expérimentation d'un modèle de conservation de la liane schisandracée (*Schisandra sphenanthera*) respectueux du panda a produit des preuves tangibles que les normes peuvent être des outils efficaces dans la gestion durable des ressources, tout en permettant d'améliorer les revenus et la santé des populations locales et rurales, s'agissant en particulier de celles qui sont pauvres et marginalisées (Brinckmann *et al.*, 2018).

Cette liane se trouve dans les forêts de montagne à feuillage caduque qui servent également d'habitat au panda géant (*Ailuropoda melanoleuca*). Ses baies servent dans la médecine autochtone des minorités ethniques du Sichuan ainsi que dans la médecine traditionnelle chinoise. Le volet gestion durable des plantes médicinales traditionnelles du programme UE-Chine pour la préservation de la biodiversité a appuyé l'application des normes de durabilité existantes, notamment la norme du Département de l'agriculture du Gouvernement des États-Unis d'Amérique relative aux récoltes pratiquées sur les plantes sauvages (USDA, non daté b) et la norme FairWild (FairWild Foundation, 2019), et l'élaboration de nouvelles normes pour des produits respectueux du panda géant (WWF Chine, 2012). Des cueilleurs ont également été formés à des méthodes de récolte durables des baies de *Schisandra*; ils ont par exemple appris à cueillir les baies des deux tiers inférieurs de la liane, laissant le reste aux oiseaux et à la faune qui répandent les graines dans la forêt. L'application

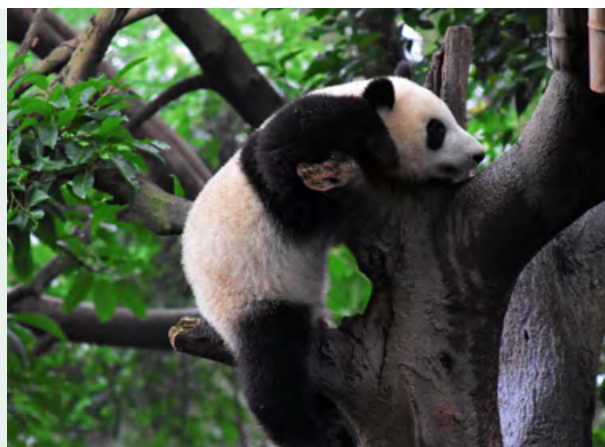


Photo de Zoe Niranou sur Unsplash

Panda grim pant à un arbre.

de ces normes a donné lieu à des accords de commerce équitable de long terme entre la nouvelle coopérative commerciale locale et des entreprises internationales, en engendrant des prix 30 pour cent plus élevés qu'auparavant. Le modèle a été étendu à 22 villages, faisant passer le nombre de ménages concernés de 48 à 300, et les volumes de récolte de *Schisandra* sauvage ont été multipliés par 60 depuis 2009, pour atteindre 30 tonnes de baies séchées en 2017 (voir figure A).

La progression des revenus a incité les populations à récolter les baies sur un mode durable et à entretenir des habitats dans des forêts secondaires en dehors des zones de conservation des panda géants (Brinckmann *et al.*, 2018). La population de panda géant est à présent stabilisée et augmente même dans certaines parties de son aire de répartition (Département des forêts du Sichuan, 2015, cité dans Brinckmann *et al.*, 2018), et son statut sur la liste rouge de l'UICN est passé de «En danger» à «Vulnérable».

» peuvent être autant d'incitations à la gestion durable des écosystèmes; ces dispositifs permettent en effet aux populations locales de tirer un bénéfice économique des produits forestiers (dans ce cas, des plantes médicinales) tout en préservant les habitats d'espèces sauvages vulnérables (dans ce cas, le panda géant). Des voies similaires pourraient être explorées avec d'autres éléments de la flore et de la faune sauvages qui partagent des territoires dans d'autres parties du monde, par exemple: le baobab (*Adansonia digitata*) avec l'éléphant de brousse africain (*Loxodonta africana*), une espèce menacée, en Afrique orientale et australe; le ginseng

américain (*Panax quinquefolius*) avec la grive des bois (*Hylocichla mustelina*) aux États-Unis d'Amérique; et le nard indien (*Nardostachys grandiflora*) avec la panthère des neiges (*Panthera uncia*) au Népal (Jenkins, Timoshyna et Cornthwaite, 2018).

Une approche similaire a été adoptée dans les Ghâts occidentaux de l'Inde, où un projet visant à appliquer la norme FairWild (FairWild Foundation, 2019) (actuellement le système de certification le plus complet pour les champignons, lichens et végétaux d'origine sauvage, mais excluant le bois d'œuvre) a

»

ÉTUDE
DE CAS 9

Conservation de la biodiversité par une gestion résiliente des bassins versants au Maroc

Un projet de gestion participative et résiliente des bassins versants au Maroc illustre comment la réduction des risques de catastrophes et des risques climatiques auxquels sont confrontées les populations peut faire reculer la pauvreté tout en augmentant la biodiversité.

Le bassin de la Haute Moulouya, situé entre le massif montagneux du Haut Atlas et celui du Moyen Atlas au Maroc, est sujet à l'érosion hydrique, aux inondations et à la dégradation des sols en raison de la fragilité de son relief, de son climat aride et des activités sylvopastorales et agricoles de ses populations rurales et des zones urbaines voisines. Entre 1970 et 2010, son couvert arboré a diminué de plus de 30 pour cent et le taux d'érosion a augmenté de plus de 60 pour cent. De 1995 à 2011, les inondations de la rivière Outat ont causé des dommages et des préjudices évalués à hauteur de 5,4 millions d'USD environ.

Un projet de neuf ans (2010-2019) découpé en deux phases a mis en œuvre une approche territoriale dans une optique articulée sur les risques pour opérer la gestion intégrée des bassins versants en Haute Moulouya. Les sites du projet ont été sélectionnés à l'issue d'une évaluation des dangers et des risques, en retenant ceux qui étaient exposés aux plus grands risques. Des plans de cogestion de deux bassins, couvrant environ 160 000 hectares, articulés sur les risques, ont été préparés, débattus et approuvés au niveau provincial et à celui des municipalités. Ces plans comportaient des travaux structuraux sur 400 hectares de ravines et des dépôts sédimentaires, et des travaux non structuraux de lutte contre l'érosion, comprenant le reboisement et la revégétalisation de pentes dénudées.

Ce projet a permis de restaurer 480 hectares de forêts et de pâturages grâce à la pose de clôtures, à la requalification de terrains et à l'agroforesterie. Les travaux de restauration comprenaient la clôture des chênaies de *Quercus rotundifolia* et des forêts de cèdres de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) indigènes, ainsi que la plantation de *Fraxinus dimorpha*. Parmi les résultats positifs pour la biodiversité, on peut citer la régénération naturelle du genévrier de Phénicie (*Juniperus phoenicea*), du genévrier cade (*Juniperus oxycedrus*), de *Hertia maroccana*, du romarin (*Salvia rosmarinus*) et d'autres arbustes indigènes.

Le projet s'est attaqué à la pauvreté et à la malnutrition qui touchent les populations par le biais d'une série de programmes économiques générateurs de revenus, notamment:



© Yuka Makino/FAO

Production d'onguents naturels par la coopérative de femmes d'Eljazera pour la production et la valorisation des plantes aromatiques médicinales.

- ▶ la plantation de plantes médicinales indigènes;
- ▶ la production de vinaigre de pomme certifié;
- ▶ la distribution de ruches auprès de neuf coopératives, ayant produit 8 700 litres de miel en 2018 pour une recette nette de 174 000 d'USD;
- ▶ le soutien à une coopérative de femmes produisant des plantes aromatiques et médicinales, dont du romarin, de la lavande, de la sauge et des roses, pour atteindre une production annuelle de 850 litres d'huiles essentielles; et
- ▶ des programmes de fructiculture, de transformation des produits laitiers et d'élevage.

En plus de renforcer l'agrobiodiversité, ces programmes ont soutenu la diversification des revenus, l'emploi des jeunes ruraux et l'autonomisation des femmes.

L'adhésion et l'initiative des communautés locales ont été déterminantes pour la réussite de ce projet. Les coopératives, les communautés et les individus mobilisés dans le projet se sont montrés désireux d'adopter des technologies et des méthodes innovantes en tirant profit des investissements initiaux du projet, s'appropriant ainsi l'initiative. Dans la plupart des cas, les opérations du projet ont connu une expansion. La coopérative de plantes médicinales, par exemple, a créé une pépinière afin de commercialiser ses plantes et d'assurer à sa production d'huiles essentielles un approvisionnement régulier.

Le projet a fait la démonstration des étapes nécessaires à la prise en compte des risques à chaque étape de la gestion intégrée des bassins versants, notamment dans la sélection des stations, la planification intégrée des bassins versants et la mise en œuvre du projet. Les communautés ont constaté l'efficacité des mesures engagées, et elles ont reproduit les interventions de leur propre initiative. Des techniques innovantes, telle que la lutte contre l'érosion par des moyens mécaniques, sont désormais également mises en œuvre dans d'autres régions.

» encouragé les communautés locales, dont la tribu Mahadev Koli, à récolter et à commercialiser les fruits de *Terminalia chebula* et de *Terminalia bellirica* au lieu d'exploiter ces arbres pour s'approvisionner en bois de chauffe. Ce projet a permis de sauvegarder environ 2 000 *T. chebula* et 500 *T. bellirica*, protégeant ainsi les sites de nidification et les perchoirs de deux des oiseaux les plus spectaculaires de la région, le calao (*Buceros bicornis*) et le calao de Malabar (*Anthracoceros coronatus*) (Jenkins, Timoshyna et Cornthwaite, 2018; Yearsley, 2019).

Comme le montre l'étude de cas 9, les approches véritablement intégrées de conservation et de gestion des territoires présentent de multiples avantages, non seulement pour la biodiversité et le développement socioéconomique (diversification des revenus, emploi, autonomisation des femmes), mais aussi pour la fourniture continue d'autres services écosystémiques, tels que la préservation des ressources hydriques, la protection contre l'érosion et l'atténuation des risques de catastrophe. Ces approches sont l'illustration parfaite du concept de gestion durable des forêts. ■

7.2 ÉLÉMENTS ESSENTIELS D'UN ENVIRONNEMENT PORTEUR

Bonne gouvernance

En dépit des efforts déployés depuis des décennies pour renforcer les cadres de gouvernance mondiale relatifs à la biodiversité et en instaurer de nouveaux, et malgré les progrès réalisés dont fait état la présente publication, il est évident que les objectifs de conservation fixés par les ODD, la CDB et d'autres engagements et cadres mondiaux ne peuvent être atteints en maintenant les trajectoires actuelles (IPBES, 2019a; PNUE, 2019).

Une gouvernance efficace est indispensable à la conservation de la biodiversité et semble être le facteur le plus important de la bonne marche des politiques axées sur la biodiversité (Baynham-Herd *et al.*, 2018). Si la corruption et le commerce sont largement reconnus comme des défis majeurs pour la biodiversité des

forêts, d'autres aspects relatifs à l'utilisation des forêts, aux droits fonciers et aux instances où se prennent les décisions doivent aussi entrer en ligne de compte dans la définition d'un environnement propice à la conservation de la biodiversité.

Des politiques intégrées en réponse à des problématiques interdépendantes

Sachant d'une part que la biodiversité sous-tend le développement durable et d'autre part que la majorité des périls qui menacent la biodiversité forestière ne proviennent pas du secteur forestier, il est impératif que tous les pays élaborent et mettent en œuvre une stratégie transversale en vue d'atteindre leurs objectifs en matière de biodiversité et d'intégrer ceux-ci à leurs efforts tournés vers le Programme 2030 et les ODD.

Pour être efficace, cette stratégie transversale doit prévoir une harmonisation des actions par objectifs entre les différents secteurs et les différents échelons administratifs.

La planification territoriale intégrée aux niveaux national et infranational, menée en consultation avec les acteurs concernés, est une autre condition essentielle; celle-ci devrait comprendre l'élaboration de scénarios, l'attribution de priorités dans la création d'aires protégées, sans perdre de vue la nécessité de viser des écosystèmes ou des types de forêt sous-représentés dans le réseau des aires protégées, les zones présentant de hauts degrés d'intégrité et d'importance de la biodiversité et les espèces ou groupes d'espèces d'importance déterminante; cette planification territoriale devrait aussi définir des zones prioritaires pour la restauration, la création de couloirs biologiques et la gestion durable des forêts existantes. Les analyses spatiales et les évaluations exposées aux chapitres 2, 3, 5 et 6 peuvent être transposées assez aisément à l'échelle nationale et infranationale.

Des politiques fiscales cohérentes sont nécessaires si l'on veut infléchir les modes d'utilisation des terres – il s'agit en premier lieu de revoir les subventions accordées au secteur agricole, sachant que l'agriculture est le principal facteur de déforestation.

ENCADRÉ 53 INTÉGRER LA NUTRITION À L'AGRICULTURE

Dans la récente évaluation faisant autorité sur l'état de la biodiversité dans le contexte de l'alimentation et de l'agriculture (FAO, 2019a), les facteurs mentionnés par le plus grand nombre de pays comme ayant des effets négatifs sur la régulation des services écosystémiques et l'appui qui leur est apporté sont le changement d'affectation des terres et celui des usages et de la gestion de l'eau. La perte et la dégradation des écosystèmes forestiers et aquatiques et, pour de nombreux systèmes de production, la transition vers une production intensive dans un éventail réduit d'espèces, de races et de variétés, restent les principaux facteurs de perte de biodiversité et de services écosystémiques. Les écosystèmes clés qui fournissent de nombreux services essentiels à l'alimentation et à l'agriculture sont en déclin rapide.

Cependant, la même évaluation conclut que le recours à des pratiques et des approches de gestion considérées comme favorables à l'utilisation durable et à la conservation de la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture est en progression. Quatre-vingt pour cent des pays ayant répondu indiquent qu'une ou plusieurs pratiques privilégiant la biodiversité sont utilisées dans un ou plusieurs types de systèmes de production (ibid.).

L'utilisation durable de la biodiversité et sa conservation pour l'alimentation et l'agriculture nécessitent des approches dans lesquelles la biodiversité est gérée de manière intégrée dans les systèmes de production et les territoires environnants. Cela nécessite une gestion *in situ* ou à même l'exploitation, intégrée dans des stratégies déployées à l'échelle de l'écosystème ou du territoire, et prévoyant notamment des systèmes

arboricoles comme dans le cas de la production de cacao ou de café sous ombrage, de l'agriculture «toujours verte», de systèmes sylvopastoraux ou agrosylvopastoraux, ou dans celui d'une aquaculture respectueuse de la biodiversité dans les mangroves.

Un éventail de possibilités se dégage pour rendre l'agriculture et les systèmes alimentaires plus durables au travers d'approches intégrées, notamment celles qui intègrent la biodiversité (FAO, 2019j). La FAO a récemment proposé une vision nouvelle et une approche inédite en faveur de l'alimentation et de l'agriculture durables, qui exigent de prendre explicitement en compte les politiques et les instruments intersectoriels (appliqués par exemple aux cultures, à l'élevage, aux pêches, à l'aquaculture et aux forêts) et à objectifs multiples (par exemple, économiques, sociaux et environnementaux), en identifiant leurs synergies possibles et en équilibrant les compromis auxquels ils peuvent donner lieu. Cinq principes, approuvés par les États Membres en 2016, figurent au cœur de cette approche:

- ▶ l'amélioration de l'efficacité d'utilisation des ressources dans l'alimentation et l'agriculture;
- ▶ des mesures directes de conservation, protection et enrichissement des ressources naturelles;
- ▶ la protection et l'amélioration des moyens d'existence, de l'équité et du bien-être social;
- ▶ l'augmentation de la résilience des personnes, des communautés et des écosystèmes;
- ▶ des mécanismes de gouvernance responsables et efficaces.

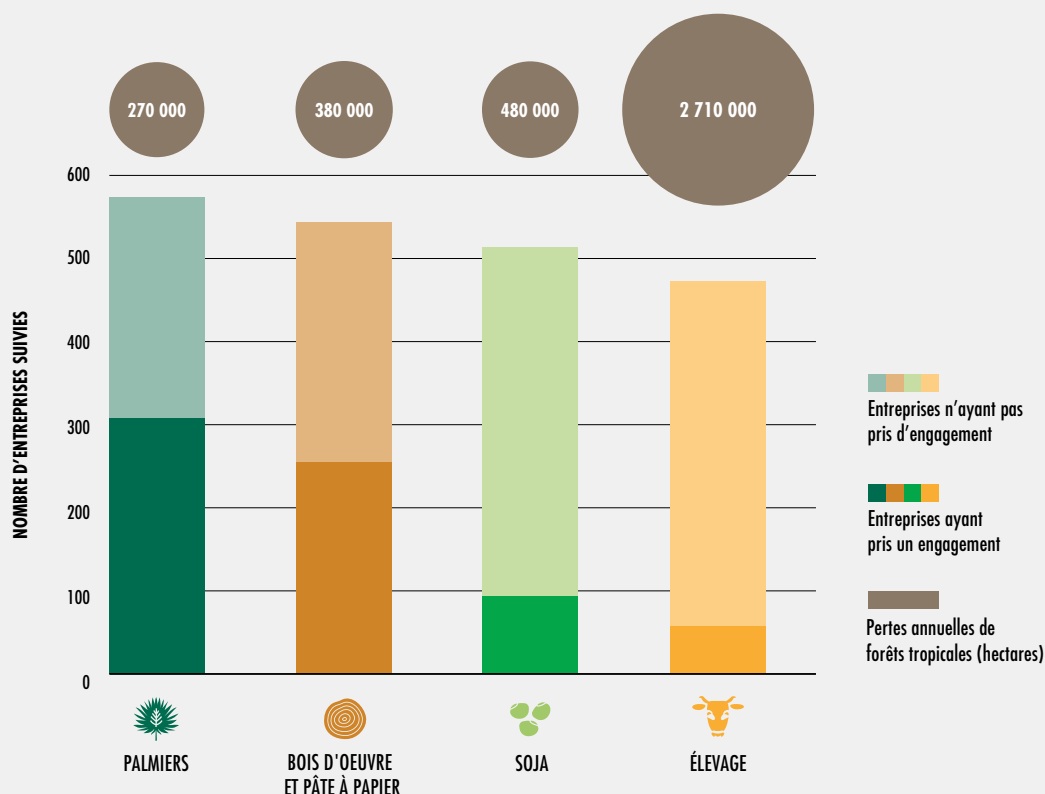
SOURCE: FAO, 2019a; FAO, 2019j.

Pérenniser les systèmes alimentaires et agricoles

On estime qu'il faudra que la production agricole ait progressé de 50 pour cent d'ici à 2050 par rapport à 2013 pour répondre aux besoins d'une population humaine en rapide augmentation et aux changements d'habitudes alimentaires dans un scénario de croissance économique modeste (FAO, 2017e). Sans un changement des modes de production et de consommation alimentaires actuels, une telle augmentation de la production risque d'avoir un effet négatif important sur les forêts et la biodiversité. L'engagement en faveur de filières d'approvisionnement ne contribuant pas à la déforestation, la réduction des pertes et du gaspillage d'aliments, la restauration de la

productivité des terres agricoles, l'adoption de l'agroforesterie et de pratiques de production agricole durables et celle de régimes alimentaires qui ne participent ni à la déforestation ni à la dégradation des forêts sont autant de mesures qui peuvent aider à atténuer ces effets négatifs. Dans l'édition 2016 de *La Situation des forêts du monde*, sept études de cas donnaient l'exemple de pays qui étaient parvenus à renforcer leur sécurité alimentaire tout en accroissant leur couvert forestier. Pour plus de précisions sur les enseignements tirés de ces études, veuillez vous référer au rapport de la FAO (2016b). Vous pouvez consulter l'étude *Forest and Land Use Coalition* (2019) et l'**encadré 53** pour en apprendre davantage sur les transitions

FIGURE 43
 ENGAGEMENT CONTRE LA DÉFORESTATION: ENTREPRISES ENGAGÉES ET ENTREPRISES NON ENGAGÉES,
 EN NOMBRE, PAR FILIÈRE, 2020



SOURCE: Forest Trends (2017), actualisé avec des données de Forest Trends (2020). Les données sur les pertes de forêts tropicales sont tirées de Henders, Persson et Kastner (2015).

nécessaires à l'évolution vers des systèmes agricoles et alimentaires plus durables.

Concilier production alimentaire et conservation de la biodiversité est possible en adoptant soit des approches de préservation des terres, dans lesquelles l'agriculture à haut rendement dans une zone donnée permet de réserver d'autres zones à la conservation de la nature, soit des approches d'usage partagé des terres, dans lesquelles la production agricole et la conservation de la biodiversité sont intégrées sur la même terre, comme dans les systèmes de production agroforestière (Phalan *et al.*, 2011). Ces dernières apportent des avantages multiples tant pour la biodiversité que pour les agriculteurs: ombrage et régulation du microclimat, fertilité des sols, lutte contre les maladies et diversification des revenus face aux risques climatiques, sanitaires et commerciaux (Schroth *et al.*, 2004).

Les politiques et les pratiques des grandes entreprises agricoles doivent également s'aligner sur les objectifs de conservation de la biodiversité. La déclaration de New York sur les forêts, approuvée pour la première fois en 2014, représente une étape majeure à cet égard, en reliant les efforts des gouvernements, des entreprises, de la société civile et des organisations de peuples autochtones pour mettre fin à la déforestation. Toutefois, comme le souligne son rapport d'évaluation quinquennal (NYDF, 2019), les efforts déployés à ce jour n'ont pas permis d'instaurer un changement systémique. De même, une initiative de suivi des engagements des entreprises en faveur de chaînes d'approvisionnement à déforestation nulle (Forest Trends, 2017; Ceres, 2019) a montré qu'il restait encore beaucoup à faire, en particulier pour les quatre filières de produits qui sont les principaux facteurs de la déforestation et de la conversion des espaces forestiers (figure 43).

Comme l'ont suggéré les participants à la conférence mondiale «Travaillons avec les divers secteurs pour arrêter la déforestation et étendre les superficies forestières – de l'aspiration à l'action» (encadré 38), l'industrie agroalimentaire doit respecter l'engagement qu'elle a pris d'atteindre, à l'horizon 2020, l'objectif d'élimination de la déforestation dans les filières de production et de transformation des produits agricoles. Les entreprises qui n'ont pas pris d'engagements en ce sens doivent le faire. Les acteurs de l'investissement dans les produits agricoles se doivent d'adopter des modèles d'entreprise responsables sur le plan environnemental et social et faire participer, dans leur intérêt, les producteurs locaux ou villageois, les distributeurs et les autres acteurs de la filière, par exemple par l'intermédiaire de programmes de vulgarisation ou encore par la conception conjointe de plans d'utilisation durable des terres exploitées par le secteur privé.

Les *Principes pour un investissement responsable dans l'agriculture et les systèmes alimentaires*, adoptés par le Comité de la sécurité alimentaire en 2014 (CSA, 2014), constituent une référence importante à cet égard.

Certaines banques agricoles montrent la voie en créant des fonds, en offrant des prêts, une assistance technique et d'autres instruments de réduction des risques, et en déployant des financements mixtes (utilisation de fonds de développement ou de fonds philanthropiques pour mobiliser des flux de capitaux privés vers les marchés émergents et les marchés frontaliers) afin de soutenir les investissements dans l'agriculture durable (voir aussi la section *Leviers de financement privés* ci-dessous).

Sécurité foncière

La sécurité du régime foncier sous-tend le potentiel de réussite des initiatives de conservation de la biodiversité. Alors que la majorité des forêts du monde sont de propriété publique, on estime que 1,5 milliard de personnes issus des communautés autochtones et locales ont obtenu des droits sur les ressources forestières grâce à des régimes fonciers communautaires, et ces groupements locaux gèrent environ 18 pour cent de la superficie forestière mondiale

(RRI, 2015). Là où ces droits sont effectivement appliqués, des pays d'Afrique, d'Asie et d'Amérique latine connaissent des baisses des taux de déforestation. Une étude récente au Pérou, par exemple, a montré que le fait de conférer aux communautés autochtones un titre foncier a pour effet d'atténuer la déforestation et les perturbations des forêts peu après l'attribution du titre, en partie grâce à une pression réglementaire, officielle et officieuse accrue qui s'exerce sur les communautés concernées et en leur sein (Blackman *et al.*, 2017). Voir aussi *Intégrer la biodiversité dans les forêts gérées par les communautés* au chapitre 6 (p. 132).

Le défrichement des forêts préalable à l'installation d'une agriculture comme moyen de poser une revendication foncière est encore une pratique courante dans de nombreuses régions du monde, souvent sur des terres régies par la coutume ou des terres domaniales mal délimitées et sous-administrées. Les chefs coutumiers ou l'État peuvent empêcher cette activité en procurant d'autres terres aux agriculteurs ou, lorsque la situation foncière est tendue, en accordant des baux fonciers emphytéotiques assortis de conditions, qui autorisent leur preneur à pratiquer l'agroforesterie ou d'autres modes d'utilisation des terres et des ressources, compatibles avec la conservation de la biodiversité. Cette formule a par exemple été mise en œuvre de manière concluante dans la province de Lampung à Sumatra (Indonésie); des agriculteurs pauvres se sont vus attribuer des baux de 25 ans pour utiliser la forêt domaniale en y développant l'agroforesterie dans le cadre du programme de foresterie communautaire appelé *Hutan Kamasyarakatan*. Ce programme s'est traduit par une intensification de la plantation d'essences de bois d'œuvre et d'autres arbres polyvalents, ainsi que des investissements dans le foncier et la gestion de la fertilité des sols. L'imagerie satellitaire a montré un ralentissement du recul des forêts et une augmentation de la superficie consacrée à l'agroforesterie dans les stations du programme (Kerr, Pender et Suyanto, 2008).

La sécurisation des droits fonciers locaux ouvre d'immenses perspectives de conservation efficace pour un coût relativement faible (Ding *et al.*, 2016); elle représente aussi une solution non

seulement juste du point de vue social, mais qui peut aussi atténuer les conflits (Tauli-Corpuz, Alcorn et Molnar, 2018) et qui, si elle est bien mise en œuvre, peut contribuer simultanément à plusieurs ODD.² Les droits fonciers et forestiers peuvent être négociés afin de mettre en avant ceux qui contribuent à la conservation de la biodiversité. Toutefois, les interventions allant dans le sens d'une sécurisation des droits fonciers locaux nécessitent un examen minutieux du contexte politique, économique et juridique, comme le soulignent les *Directives volontaires pour une gouvernance responsable des régimes fonciers applicables aux terres, aux pêches et aux forêts dans le contexte de la sécurité alimentaire nationale* (FAO, 2012b).

Respecter les droits et les savoirs des communautés locales et des peuples autochtones

Suite à l'adoption par de nombreux pays de la Convention relative aux peuples indigènes et tribaux en 1989 (OIT, 2017) et à l'approbation quasi universelle de la Déclaration des Nations Unies de 2007 sur les droits des peuples autochtones (ONU, 2008a), un nombre croissant de pays accordent une reconnaissance juridique aux droits fonciers et forestiers des peuples autochtones et des populations locales au travers de réformes juridiques et constitutionnelles. Plusieurs d'entre eux (dont l'Afrique du Sud, l'Australie, le Brésil, la Colombie, les États-Unis d'Amérique, l'Équateur, l'Inde, le Pérou et les Philippines) prévoient explicitement la reconnaissance de ces droits à l'intérieur d'aires protégées (RRI, 2015).

Le consentement libre, informé et préalable (CLIP), soit un droit spécifique qui appartient aux peuples autochtones, est reconnu dans une gamme d'instruments juridiques internationaux, notamment la Convention relative aux peuples indigènes et tribaux, la Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones

² En particulier l'ODD 1 (mettre fin à la pauvreté), l'ODD 2 (éradiquer la faim), l'ODD 3 (assurer la santé et le bien-être), l'ODD 10 (réduire les inégalités), l'ODD 13 (lutter contre le changement climatique), l'ODD 15 (promouvoir des sociétés et des institutions inclusives pour le développement durable) et l'ODD 17 (renforcer les partenariats).

et la Convention sur la diversité biologique. Le droit au CLIP permet non seulement aux peuples autochtones d'accorder ou de retirer leur consentement à un projet quel qu'en soit le stade, mais comprend également le droit de déterminer les modalités de participation, de consultation et de décision qu'il convient d'appliquer.

Certains pays prévoient l'inclusion volontaire de terres appartenant à la collectivité (et à des propriétaires privées) dans les aires protégées et offrent certains avantages en dédommagement des restrictions aux droits, tels que la protection contre l'empiètement de tiers et l'attribution de concessions par les pouvoirs publics, le partage des revenus du tourisme ou d'autres formes d'assistance financière ou technique; en illustration de ces dispositions, on peut citer le programme des aires protégées autochtones en Australie (Davies *et al.*, 2013).

De nombreux autres pays ne reconnaissent pas les droits des communautés locales vivant dans les aires protégées, mais ont adopté divers systèmes de cogestion des terres publiques et des communautés villageoises, visant ainsi à combler les besoins de la conservation autant que ceux du développement. Les droits des communautés peuvent inclure certains droits d'accès, de jouissance et de gestion. Les accords de cogestion peuvent fournir aux communautés locales un moyen d'entretenir leur usufuit et leur droit de gestion sur des pans de territoire contigus qu'elles détiennent en vertu de droits coutumiers. Toutefois, ces dispositifs sont souvent très centralisés et la plupart des initiatives qui en sont à l'origine ne tiennent pas pleinement compte des besoins des communautés locales ni n'intègrent à la gestion les savoirs traditionnels (RRI, 2015). Néanmoins, les réussites avérées de ces dispositifs témoignent du potentiel que recèlent les systèmes de cogestion (voir l'exemple de l'**étude de cas 10**). Les réserves extractives d'Amazonie brésilienne mentionnées au chapitre 6 - *Effacité de la conservation des aires protégées* (p. 124) en fournissent une illustration supplémentaire.

En dehors des aires protégées, certaines autres mesures de conservation efficaces par zone reconnaissent également les droits locaux afin de permettre une utilisation durable des espaces concernés tout en



ÉTUDE
DE CAS 10

Respecter les savoirs traditionnels et les droits des peuples autochtones dans le parc national de Makuira (Colombie)

Le parc national de Makuira, qui s'étend sur 25 000 hectares de la péninsule de La Guajira dans le nord-est de la Colombie (figure A), est un territoire sacré et de valeur culturelle pour le peuple Wayúu, ce pays ayant été façonné par l'agriculture, le pâturage et un usage sélectif de la forêt (Premauer et Berkes, 2012). Ce parc englobe une petite chaîne de montagnes isolée, avec des forêts humides permanentes sur ses sommets et les parties supérieures de ses versants. Les forêts naines de nuage que l'on y trouve sont un refuge pour les espèces endémiques et constituent le seul exemple de cet écosystème en Colombie (UAESPNN, 2005). Bien avant la création du parc national, les Wayúu protégeaient de nombreux périmètres et des éléments remarquables de ce territoire, motivés en cela par leurs tabous culturels et leur respect pour la nature (Premauer et Berkes, 2012). Lors du classement de ce parc national en 1977, effectué sans tenir compte des revendications territoriales autochtones, des conflits sont apparus. Au fil des ans, une approche de gouvernance et de résolution des problèmes reposant sur la collaboration a toutefois vu le jour, ce qui a été bénéfique tant pour les Wayúu que pour la conservation de la biodiversité (Premauer et Berkes, 2012).

En 1984, le peuple Wayúu a obtenu un titre de propriété sur son territoire ancestral sous la forme d'un régime foncier collectif appelé *resguardo*, soit un type de réserve autochtone. À l'intérieur du *resguardo*, les peuples autochtones détiennent des droits qui régissent leur développement économique, social et culturel. Les terres en *resguardo* occupent un tiers du territoire national de la Colombie et plus de 80 pour cent des massifs forestiers porteurs d'une riche biodiversité. Elles ne peuvent être ni aliénées ni confisquées. Les droits du peuple Wayúu sur leurs terres ancestrales sont l'un des facteurs déterminant de la réussite de la conservation à Makuira.

La politique de conservation participative dite «Des parcs avec des gens» a été élaborée en 1998-2000 et mise en œuvre au niveau national là où des territoires autochtones chevauchent des aires protégées, comme c'est le cas du parc national de Makuira (Premauer et Berkes, 2015). Cette politique met l'accent sur la reconnaissance des droits autochtones, les autorités locales, les pratiques de gestion adaptées à toutes les cultures et la conservation en tant que gestion plutôt que préservation (IngwallKing et Gangur, à paraître).

Répondant aux principes «Des parcs avec des gens», la gestion du parc de Makuira s'est montrée particulièrement respectueuse des valeurs coutumières et de la gouvernance. Par exemple, la direction du parc a passé trois ans à nouer des liens avec la population locale et les autorités coutumières légitimes et à s'informer sur l'organisation sociale et politique des Wayúu et leurs pratiques de gestion territoriale. En conséquence de quoi, en 2006, la plupart des chefs Wayúu ont accepté de travailler avec le parc (Premauer et Berkes, 2015).

En outre, des modalités de décisions conjointes ont été adoptées et les objectifs culturels et de conservation de l'accord de cogouvernance ont été décidés collectivement grâce à la création d'un conseil composé de 54 chefs. Ses réunions se sont tenues près des territoires Wayúu, épargnant ainsi aux chefs de longs déplacements, et en usant principalement de la langue wayúu, ce qui a permis aux autorités wayúu de s'exprimer librement (Premauer et Berkes, 2015).

La gestion du parc en tant qu'aire ou territoire du patrimoine autochtone et communautaire (voir encadré 48) attribue aux Wayúu l'autonomie nécessaire pour appliquer leurs valeurs et pratiques coutumières comme ils l'entendent, par exemple en pratiquant la chasse, la récolte des produits forestiers, l'élevage et l'horticulture, soit des interactions entre l'homme et l'environnement qui ont entretenu le mode de vie des Wayúu pendant des siècles (Premauer et Berkes, 2012, 2015).

L'accord de cogouvernance a aidé le parc et les Wayúu à surmonter leurs différences de plusieurs façons:

- ▶ Le parc soutient les Wayúu dans la protection de leur territoire et en garantissant leur droit à un consentement libre, préalable et informé à l'égard de toute mesure à entreprendre dans le parc.
- ▶ Les Wayúu aident au contrôle et à la surveillance des activités ayant lieu dans le périmètre du parc, car les effectifs du personnel du parc sont trop modestes pour parer à toutes les possibilités d'intrusion.
- ▶ Les Wayúu et les autorités du parc sont convenus de restreindre l'accès aux sommets des monts où se trouvent les forêts de nuage, ce qui va dans le sens du tabou culturel des Wayúu et protège les richesses naturelles du parc.

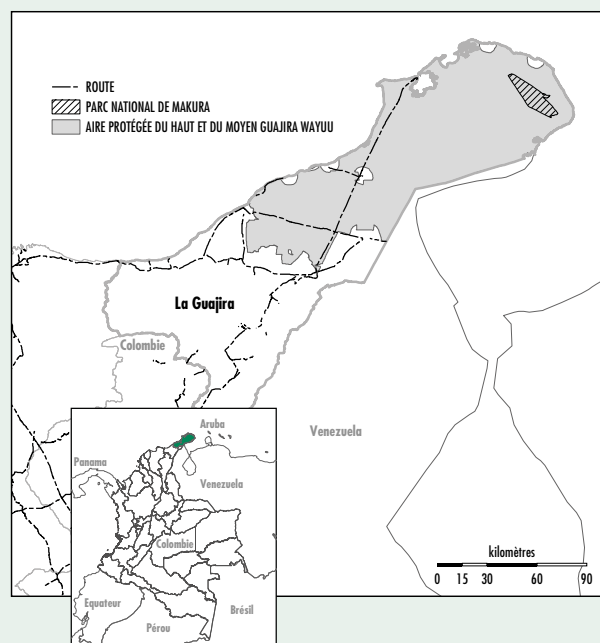
ÉTUDE DE CAS 10

Certains conflits subsistent cependant, par exemple à propos du tourisme. Cependant, la relation de gouvernance collaborative est sous-tendue par des intérêts communs, en particulier la protection du territoire contre les menaces extérieures, ce qui a eu des résultats positifs comme la prévention des activités d'exploitation et de prospection minière dans le parc. Ces intérêts communs ont contribué à instaurer la confiance, le respect et à nourrir la réciprocité (Premauer et Berkes, 2015).

La collaboration entre les autorités du parc et les Wayúu a permis de réduire les activités illégales dans ce périmètre, qu'il s'agisse du braconnage des oiseaux ou de l'exploitation illégale du bois (Premauer et Berkes, 2012). Bien qu'un manque de données systématiques rende difficile la détermination précise de l'évolution de la biodiversité, au niveau du territoire, l'étendue des cinq types de végétation de Makuira, en particulier la forêt de nuage, est demeurée inchangée depuis les années 1970 (Premauer et Berkes, 2012).

SOURCE: Premauer et Berkes (2015).

FIGURE A
CARTE DE LA ZONE DE L'ÉTUDE DE CAS



- » produisant des résultats positifs sur le plan de la conservation. Par exemple, l'approche communautaire de la gestion de la faune sauvage en Namibie accorde aux institutions des communautés concernées, organisées en conservatoires, des droits légaux d'utiliser et de profiter de la faune sauvage sur leurs territoires. Cette approche a permis de dégager des revenus conséquents ainsi qu'une augmentation spectaculaire du nombre et de la diversité des animaux sauvages au cours des deux dernières décennies (NACSO, 2017b).

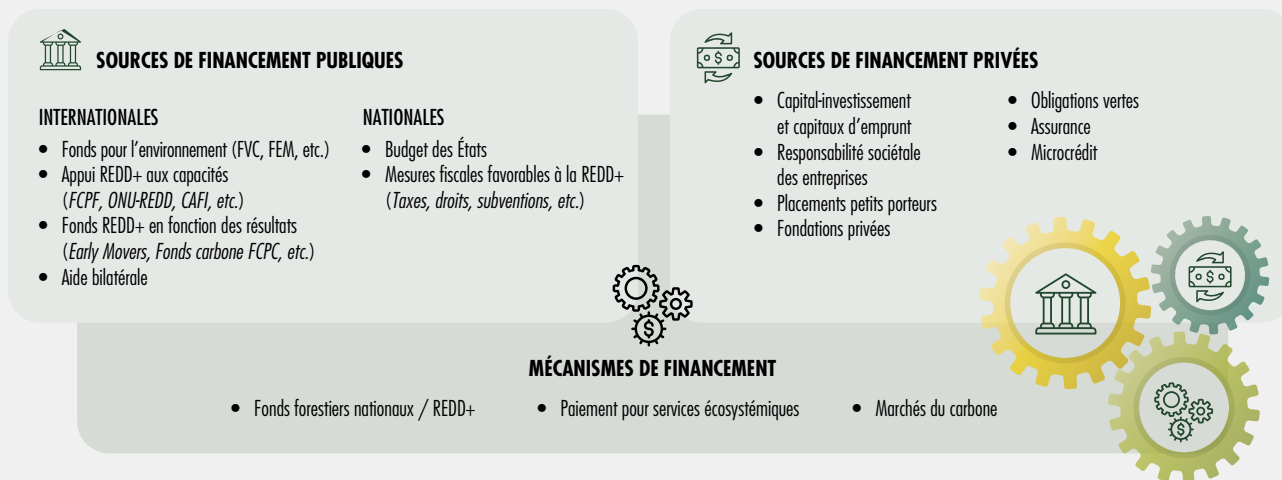
Financement de la conservation et de la restauration des forêts et de la biodiversité

Des financements sont nécessaires pour s'attaquer aux facteurs de déforestation et mieux conserver, gérer et restaurer les forêts et leur biodiversité.

Les financements requis pour passer à une production de bétail, de soja, d'huile de palme et de pâte à papier exempte de déforestation sont estimés à 200 milliards d'USD par an (Alliance des forêts tropicales, 2020), tandis que le coût de la mise en œuvre du plan stratégique de la CDB pour la biodiversité 2011-2020 (qui englobe la biodiversité des forêts) a été initialement estimé entre 150 et 440 milliards d'USD par an (CDB, 2012a). Ces chiffres peuvent paraître élevés, mais ils sont modestes si on les compare aux incitations fiscales actuelles pour l'agriculture, qui s'élèvent à plus de 700 milliards d'USD par an (OCDE, 2019a), ou aux subventions relatives aux combustibles fossiles, estimées à environ 5 200 milliards d'USD en 2017, soit environ 6,3 pour cent du PIB mondial (Coady *et al.*, 2019).

Malgré l'attention portée récemment au rôle des forêts dans la conservation de la biodiversité

FIGURE 44
DÉFORESTATION: SOURCES DE FINANCEMENT DE L'INVERSION DE TENDANCE



SOURCE: FAO, 2018c.

et l'atténuation du changement climatique, les niveaux de financement actuels restent bien en deçà de ces objectifs. Cela doit changer et cela peut changer. Le rapport préparé par l'OCDE pour la réunion des ministres de l'environnement du G7 en mai 2019 (OCDE, 2019b) présente clairement les arguments socioéconomiques et commerciaux en faveur d'une action de conservation de la biodiversité, et nombre des perspectives qui s'ouvrent en vue d'une généralisation de l'action en faveur de la biodiversité devraient avoir une incidence positive sur les forêts. L'éventail des sources de financement possibles est illustré à la [figure 44](#).

Les solutions de financement sur le long terme reposent de plus en plus sur le secteur privé et sur des instruments qui permettent l'autofinancement, comme les fonds environnementaux. Un certain nombre d'approches novatrices s'avèrent prometteuses. Le modèle de partenariat public-privé du Fonds pour la neutralité en matière de la dégradation des terres, le Fonds LND, en cours d'élaboration par le Mécanisme mondial de la Convention des Nations Unies pour la lutte contre la désertification (CNULCD, non daté), appuie la transition vers une neutralité du niveau

global de dégradation des terres en remettant ces dernières en état tout en dégagant des revenus pour les investisseurs grâce à une production durable sur les terres remises en état, tandis que le Landscape Fund proposé par le CIFOR prévoit d'émettre des obligations de restauration sur le modèle des obligations vertes (FAO et Mécanisme mondial de la CNULCD, 2015). Des produits financiers et des investissements privés de types nouveaux, ayant recours à la responsabilité sociale des entreprises et à la philanthropie, viennent compléter les financements traditionnels. Bien que les flux de financement soient relativement modestes, une gamme large et diversifiée d'instruments de levée de fonds est disponible pour la conservation des forêts et de la biodiversité ([tableau 7](#)).

Mobiliser les financements privés. Le secteur public a un rôle essentiel à jouer dans la mobilisation de fonds privés pour la conservation, que ce soit par une réglementation environnementale stricte ou le recours à des incitations positives. Même lorsque celles-ci sont en place, les nouveaux modèles d'utilisation durable des terres sont souvent perçus comme des investissements risqués, en particulier lorsqu'ils doivent être

TABLEAU 7
INSTRUMENTS FINANCIERS DÉDIÉS À LA CONSERVATION

Catégorie d'instrument	Exemples
Investissements afférents aux opérations de secteurs d'activité	Bioprospection; écotourisme
Produits financiers – marchés de produits dérivés de biens patrimoniaux naturels	Fonds «Défis et Innovation»; obligations vertes; prêts verts; fonds d'investissement à impact; fonds fiduciaires multilatéraux ou bilatéraux pour l'environnement; obligations d'investissement pour la conservation; fonds d'entreprise pour la biodiversité (capital-risque)
Produits financiers – marchés issus d'instruments de la réglementation	Rémunération de la biodiversité; marchés du carbone
Taxes et droits	Droits de biosécurité; taxes sur la responsabilité privée des entreprises; indemnisation des délits environnementaux; taxes sur les transactions financières; taxes sur les ressources naturelles; taxes sur les pesticides et les engrais; taxes sur le tourisme ou les entrées.
Subventions pour la protection de l'environnement	Mises en défens rémunérées; servitudes de conservation; subventions pour encourager la restauration des terres dégradées ou pour planter des espèces d'arbres indigènes
Appel au sens des responsabilités des entreprises, philanthropie, mobilisation de la société civile	Plaques d'immatriculation de conservation; fondations d'entreprises; financements participatifs; épargne et investissements des diasporas; loteries

SOURCE: D'après BESNet, 2019 et PNUE-WCMC et UNSD, 2019.

mis en œuvre dans des pays en développement. C'est pourquoi il faut qu'un partenaire, qui peut être un gouvernement ou une institution financière multilatérale, réduise le profil de risque des investissements en émettant une dette subordonnée, des garanties de première perte et d'autres dispositifs de rehaussement de crédit. En agissant ainsi, il est possible de débloquer des montants importants d'investissements privés. Citons par exemple le mécanisme de financement des paysages tropicaux *Tropical Landscape Finance Facility* (partenariat noué par le PNUE, le Centre mondial d'agroforesterie, BNP Paribas et ADM Capital) destiné à émettre des obligations à hauteur de 1 milliard d'USD pour financer des modes durables de production, de transformation et de commercialisation de produits de base et le Fonds Agri3 (créé par un partenariat entre le PNUE, Rabobank et l'IDH) pour mobiliser des capitaux à hauteur de 1 milliard d'USD en faveur d'une production exempte de déforestation.

Un autre exemple est le dispositif bancaire pour la conservation des habitats aux États-Unis d'Amérique, qui associe à une législation forte de puissants mécanismes institutionnels de mobilisation du secteur privé dans la protection des espèces menacées. Les banques

de conservation sont un mécanisme de compensation destiné à faciliter le respect de la loi américaine de 1973 relative aux espèces menacées d'extinction (Gouvernement des États-Unis d'Amérique, 1973). Grâce à cet instrument, les propriétaires privés qui gèrent des terres pour la protection permanente d'habitats peuvent émettre des crédits sous réserve de l'approbation du Service des forêts des États-Unis, qui rend sa décision en tenant compte des fonctions et des services écologiques. Les projets et les aménageurs achètent ces crédits en dédommagement des impacts de leurs opérations. En 2016, on comptait 137 banques de conservation, et la superficie des terres concernées par ce programme a augmenté de 288 pour cent depuis la publication en 2003 des lignes directrices nationales relatives aux banques de conservation (Poudel, Zhang et Simon, 2019).

Alors que des informations sur les coûts de la gestion des forêts à l'intérieur et à l'extérieur des aires protégées sont disponibles dans de nombreux pays, seul un petit nombre de tentatives ont été faites pour évaluer les coûts et bénéfices afférents aux efforts de restauration, et celles qui l'ont été sont mal documentées en raison de l'absence de données

de référence et de cadres cohérents de nature à faciliter les opérations de suivi, d'analyse et de mise en commun des résultats et des enseignements tirés. L'initiative Économie des écosystèmes et de la biodiversité, par exemple, a examiné plus de 20 000 études de cas de restauration et a constaté que seules 96 d'entre elles renfermaient des données exploitables relatives aux coûts (OCDE, 2019b). Ce manque d'informations freine la poursuite des investissements publics et privés dans les activités de restauration, ce qui compromet les chances d'atteindre les cibles définies en matière de restauration et de concrétiser leur contribution aux objectifs mondiaux de développement durable, d'atténuation du changement climatique et d'adaptation à ses effets, ainsi qu'aux objectifs de conservation et d'utilisation durable de la biodiversité. L'initiative Économie de la restauration des écosystèmes (encadré 42 du chapitre 5) vise à combler ce manque d'information. De manière générale, il semble que les bénéfices escomptés l'emportent souvent sur les coûts. Par exemple, une analyse récente estime que la restauration de 350 millions d'hectares de massifs forestiers dégradés dans le monde pourrait générer, pour chaque dollar investi, des bénéfices pouvant atteindre 7 à 30 USD (Verdone et Seidl, 2017).

Paiement pour services environnementaux. Les paiements en fonction des résultats obtenus dans la réduction des émissions de carbone provenant de la déforestation et de la dégradation des forêts, qui constituent désormais le plus important système mondial de rémunération des services écosystémiques fournis par les forêts, ont déjà eu un effet positif notable en réduisant les taux de déforestation et la perte de biodiversité qu'ils entraînent. Les paiements pour services environnementaux (PSE) afférents aux bilans hydriques des forêts sont couramment pratiqués dans de nombreux pays. La CEE-ONU et la FAO (2018) ont répertorié 101 de ces programmes actifs en Amérique du Nord et 70 dans les pays de l'UE.

Des dispositifs PSE sont également utilisés pour rétribuer et réglementer certaines pratiques qui appuient la conservation de la biodiversité plus directement sur les domaines privés. Ces programmes sont appliqués de manière

concluante pour protéger des zones à riche biodiversité, notamment des zones de migration et de dispersion importantes pour les populations d'animaux sauvages. Toutefois, ces programmes peuvent être difficiles à mettre en œuvre lorsque les régimes fonciers sont mal définis ou précaires, car il est alors difficile d'attribuer les services environnementaux à leurs prestataires (FAO, 2016b). Il s'agit d'un problème important pour les PSE dans les zones rurales d'Afrique, où 90 pour des terres sont régies par des régimes fonciers coutumiers et ne font l'objet d'aucun titre foncier officiel (Blomley, 2013). Dans certains pays, des ONG assistent les communautés à obtenir des certificats de droits coutumiers afin de surmonter cette contrainte. Par exemple, dans les plaines de Simanjiro en République-Unie de Tanzanie, l'association locale Ujamaa Community Resource Team a aidé 38 communautés d'éleveurs et de chasseurs-cueilleurs à sécuriser leurs droits fonciers sur 620 000 hectares en les aidant à faire reconnaître leurs droits coutumiers d'occupation, ce qui leur a permis d'élaborer des plans d'occupation des terres sur un territoire de plus de 1 million d'hectares (Nelson et Sinandei, 2018). Les contrats de PSE conclus entre certaines de ces communautés et des agents de voyage ont permis d'obtenir l'adhésion de ces communautés au maintien des zones de dispersion de la faune et de la flore par le biais de règles traditionnelles de jouissance des terres, tandis que les versements annuels aux communautés sont conçus pour empêcher toute future conversion des sols à l'agriculture (Sachedina et Nelson, 2012). Cette formule a également servi à atténuer les conflits et sécuriser les moyens d'existence de certaines des populations parmi les plus marginalisées de la région.

Le Costa Rica s'attaque au problème de la précarité des régimes fonciers forestiers qui se pose en ce qui concerne les paiements pour services environnementaux en offrant aux propriétaires qui ne possèdent pas de titres fonciers officiels la possibilité de fournir une preuve de leurs droits de possession (FONAFIFO, CONAFOR et Ministère de l'environnement, 2012) ou de faire un emprunt sur les paiements à venir afin de pouvoir acquitter les coûts de la légalisation de leurs droits fonciers (FAO, 2016b). Le **tableau 8** énumère les dix plus grands programmes nationaux de PSE.

TABEAU 8
FINANCEMENTS MOBILISÉS PAR LES DIX GRANDS PROGRAMMES DE PSE

Pays	Nom du programme	Année d'introduction	Objectifs	Financement mobilisé
Australie	<i>Environmental Stewardship Programme</i> (Programme d'intendance environnementale)	2007	Conservation de la biodiversité, restauration des habitats, préservation des espèces menacées au niveau national	5,19 millions d'USD par an (moyenne 2007-2017)
Brésil	Programme <i>Bolsa Verde</i> de subventions écologiques	2011	Utilisation durable des aires protégées, gestion environnementale améliorée et recul de la pauvreté	33,8 millions d'USD (moyenne 2011-2013)
Chine	Programme de reconversion des terres pentues (<i>Grain for Green</i>)	1999	Réduction de l'érosion des sols et des eaux en visant la reconversion des terres agricoles marginales en forêts ou en prairies	4,9 milliards d'USD par an en moyenne (69 milliards d'USD fin 2014)
Chine	Programme de conservation des forêts naturelles	1998	Protection et restauration des forêts naturelles	4,7 milliards d'USD en 2015
Costa Rica	<i>Pago por Servicios Ambientales</i> (Paiements pour services environnementaux)	1996	Stockage du carbone, services hydrologiques, protection de la biodiversité et des paysages	42,4 millions d'USD en 2012
Équateur	<i>Socio Bosque</i> (Partenaire forestier)	2008	Conservation des forêts, stockage du carbone	7,9 millions d'USD par an (2015)
États-Unis d'Amérique	Programme des réserves de conservation	1985	Avantages des habitats de la faune sauvage, pureté des eaux, rétention des sols sur l'exploitation agricole	1,8 milliard d'USD en 2015
États-Unis d'Amérique	Catskills	1997	Services hydrologiques, restauration des habitats, agriculture respectueuse de l'environnement	167 millions d'USD par an
Mexique	PSE Biodiversité	2003	Conservation des forêts, conservation de la biodiversité	22,3 millions d'USD en 2016
Mexique	Paiements pour services hydrologiques	2003	Conservation des forêts, services hydrologiques	28,2 millions d'USD en 2016

SOURCE: OCDE, 2019b.

Servitudes de conservation. Une servitude de conservation est «un accord volontaire à valeur juridique qui restreint à perpétuité l'utilisation des terres afin d'en protéger les richesses à conserver» (NCED, 2019). Comme pour le PSE, les servitudes de conservation sont fréquemment utilisées pour inciter les propriétaires fonciers privés détenteurs de droits fonciers clairs et garantis à préserver leurs terres, y compris pour la gestion de territoires communaux riverains des parcs nationaux (FAO, 2016b). Dans ces cas, les propriétaires fonciers sont tenus de renoncer à certains droits d'utilisation pour bénéficier

d'avantages spécifiques, prenant souvent la forme d'incitations financières (par exemple, des baisses d'impôt en Europe et aux États-Unis d'Amérique). Dans le nord de la République-Unie de Tanzanie, des accords de servitude de conservation conclus entre certaines communautés et le secteur privé offrent des paiements annuels aux communautés et des perspectives d'emploi en contrepartie de leur renoncement à une expansion agricole supplémentaire (Sachedina et Nelson, 2012).

Échanges dettes-nature. La loi des États-Unis d'Amérique sur la conservation des forêts

tropicales (TFCA), promulguée en 1998 et renouvelée en 2019 (TNC, 2019), offre aux pays en développement qui peuvent y prétendre des options d'allègement de certaines dettes officielles contractées auprès du Gouvernement des États-Unis d'Amérique, tout en dégageant des fonds en devise locale en soutien aux activités de conservation des forêts tropicales. L'USAID (2017) rapporte que depuis 1998, 20 accords TFCA de conversion de créances en investissements écologiques ont ainsi été conclus avec 14 pays: Bangladesh, Belize, Botswana, Brésil, Colombie, Costa Rica (deux accords), El Salvador, Guatemala, Indonésie (trois accords), Jamaïque, Panama (deux accords), Paraguay, Pérou (deux accords) et Philippines (deux accords). Ces accords ont porté sur 233 millions d'USD provenant de fonds publics et 22,5 millions d'USD supplémentaires provenant d'ONG (The Nature Conservancy, Conservation International et le Fonds mondial pour la nature). Une somme supplémentaire de 83 millions d'USD a été dégagée par une combinaison d'intérêts acquis, de plus-values, de partage des coûts par les bénéficiaires et de cofinancement de projets par d'autres donateurs, ce qui porte le total à plus de 330 millions d'USD.

Un certain nombre de pays négocient des accords dettes-nature avec des fondations privées, souvent avec le soutien d'ONG (par exemple, la République-Unie de Tanzanie, la Fédération de Russie et le Fonds mondial pour la nature [WWF, 2018]). De tels programmes offrent des perspectives prometteuses pour l'allègement de la dette et l'investissement dans la nature en Afrique, ce continent ayant vu sa dette extérieure croître sensiblement ces dernières années.

Intégrer la richesse de la biodiversité des forêts dans les prises de décision

À l'échelle nationale, de meilleurs paramètres de mesure doivent être mis en place pour suivre l'évolution du capital naturel et les avantages qu'offrent les forêts aux populations, afin de garantir que les plans de développement tiennent compte des compromis et des synergies entre les différentes options d'utilisation des terres.

Il existe un besoin particulier en rapport avec la nécessité éprouvée depuis longtemps d'élargir le système des comptes nationaux pour y incorporer les mesures relatives à l'environnement dans ses rapports avec l'économie (voir par exemple, Repetto 1992). Énoncée comme nécessité pour la première fois dans le programme Action 21 en 1992, l'adoption du cadre central du Système de comptabilité économique et environnementale (SCEE) en tant que norme statistique internationale de comptabilisation, en termes physiques et monétaires, des ressources environnementales, de leur contribution à l'économie et de leur rôle de puits de carbone (ONU *et al.*, 2014a), a été une avancée importante. Les forêts font l'objet d'une attention particulière en tant que biens patrimoniaux naturels spécifiques dans le SCEE (par exemple, Banque mondiale, 2017). Le Système de comptabilité économique et environnementale pour les écosystèmes (comptabilité expérimentale) vise à étendre le SCEE à la quantification du capital naturel reposant sur les écosystèmes (ONU *et al.*, 2014b).

En procurant un cadre cohérent à l'organisation des informations sur le capital naturel et en les reliant au système des comptes nationaux, le SCEE est un outil incontournable d'intégration des avantages que dispensent les forêts, leurs services écosystémiques et leur biodiversité, à la planification économique (voir par exemple Banerjee *et al.*, 2016). Environ 40 pays utilisent actuellement le SCEE en appui à l'élaboration et à la gestion des politiques publiques relatives à la biodiversité (Ruijs et Vardon, 2019). De nombreux pays doivent aussi répondre à des exigences précises relatives aux évaluations des impacts environnementaux à réaliser avant d'approuver des projets qui impliquent la conversion de forêts publiques.

La collaboration régionale et les cadres de son déploiement

Alors que les cadres politiques et juridiques sont souvent pensés dans le contexte national, la collaboration régionale et les cadres de son déploiement peuvent être très efficaces pour renforcer la gouvernance et opérer des transpositions à plus grande échelle des mesures engagées (voir encadré 54). C'est ainsi

ENCADRÉ 54

EXEMPLES D'ACTIVITÉS RÉGIONALES AU SERVICE DE LA CONSERVATION ET DE L'UTILISATION DURABLE DE LA BIODIVERSITÉ LIÉE AUX FORÊTS

- ▶ La Commission des forêts d'Afrique centrale (COMIFAC) (COMIFAC, 2020) est une organisation intergouvernementale qui coordonne les activités en rapport avec la conservation et la gestion durable des forêts en Afrique centrale. Ses activités sont guidées par un plan de convergence sous-régional. La deuxième édition de ce plan (2015-2025) comporte six priorités, dont l'une est la «conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique».
- ▶ Le programme Grande muraille verte (Grande muraille verte, 2019a), lancé officiellement en 2007, est un plan ambitieux visant à planter une «muraille d'arbres» de 8 000 kilomètres de long sur la largeur de la région du Sahel en Afrique. Ces dernières années, l'initiative a évolué pour promouvoir plus largement une mosaïque de pratiques durables d'utilisation et de restauration des terres. La Grande muraille verte a été présentée comme l'initiative phare du continent africain pour lutter contre le changement climatique, la perte de biodiversité, la dégradation des sols, la désertification et la sécheresse, et vise à améliorer les moyens d'existence ainsi que la sécurité et la résilience alimentaires. Elle souligne l'importance de la biodiversité pour le bien-être humain.
- ▶ Le Cadre de gestion durable des forêts pour Afrique (2020-2030) est conçu pour guider les États membres de l'Union africaine et des communautés économiques régionales africaines sur les priorités assignées aux forêts en vue d'atteindre les objectifs de l'Agenda 2063 de l'Union africaine (UA) (Union africaine, non daté) et du Programme 2030 des Nations Unies. Ces priorités comprennent la valorisation des forêts, les marchés, la transformation et le commerce des produits, le développement des capacités et la gestion des connaissances; la promotion de cadres politiques et institutionnels favorables à la gestion durable des forêts, l'amélioration de la restauration des forêts et des territoires dégradés; et le renforcement des partenariats et de la mobilisation des ressources.
- ▶ Forest Europe (nom que s'est donnée la Conférence ministérielle pour la protection des forêts en Europe) est un processus politique paneuropéen volontaire de haut niveau pour le dialogue et la coopération sur les politiques forestières en Europe. Forest Europe élabore des stratégies et des lignes directrices communes pour ses 47 signataires (46 pays européens et l'UE) sur la manière de protéger et de gérer durablement leurs forêts.
- ▶ En décembre 2019, le Conseil de l'Union européenne a adopté un cadre d'action visant à renforcer l'action de l'UE en faveur de la protection et de la restauration des forêts du monde (CE, 2019a). Ce cadre comporte cinq priorités pour conserver et gérer sur un mode durable la biodiversité des forêts de la planète. Il met en exergue la contribution que ces mesures apporteront à la conclusion d'accords environnementaux multilatéraux relatifs aux forêts, mais aussi pour enrayer la déforestation.
- ▶ L'Organisation du traité de coopération amazonienne œuvre à la conservation et l'utilisation durable des ressources forestières dans les pays du bassin amazonien, ces activités étant indirectement bénéfiques à la biodiversité des forêts. Le Pacte Leticia pour l'Amazonie (Pacte Leticia, 2019), signé en 2019 par la Bolivie (État plurinational de), le Brésil, la Colombie, l'Équateur, la Guyane, le Pérou et le Suriname, affirme la coopération régionale et la coordination relative aux mesures d'évaluation des forêts et de la biodiversité, la lutte contre la déforestation et la dégradation des forêts, la lutte contre les activités illégales, la prévention des incendies et d'autres catastrophes, et les initiatives de restauration, de réhabilitation et de reforestation.

que l'UE, par exemple, a appelé à une action plus coordonnée entre les pays et a adopté la Directive du Parlement européen et du Conseil concernant la conservation des oiseaux sauvages en 1979 et la Directive relative aux habitats naturels en 1992 en réaction aux taux élevés d'extinction des espèces, de destruction des habitats et de dégradation des écosystèmes et afin d'aider à atteindre les objectifs et à respecter ses engagements envers la CDB. La création de

Natura 2000, un réseau écologique à l'échelle de l'UE comprenant toutes les aires protégées en vertu de la directive relative aux oiseaux sauvages (zones de protection spéciale) et de la directive relative aux habitats naturels (zones spéciales de conservation), a été au cœur de la directive relative aux habitats naturels. S'étendant sur 28 pays de l'UE et couvrant 18 pour cent des terres émergées de l'UE et 9,5 pour cent de son domaine maritime, le réseau comprend

certaines réserves naturelles en protection stricte, mais principalement des domaines privés (CE, 2019b). Les écosystèmes forestiers représentent environ 50 pour cent de la superficie du réseau. Le processus biogéographique de Natura 2000, lancé en 2012, facilite une action coordonnée dans l'ensemble des États membres et la coopération entre les différents acteurs gouvernementaux et non gouvernementaux aux fins d'assurer l'efficacité des activités de mise en œuvre, de gestion, de suivi, de financement et d'établissement de rapports, ainsi que la bonne application des règlements dans l'ensemble du réseau des stations. Malgré les difficultés et la lenteur de la mise en œuvre, notamment en ce qui concerne les habitats marins, le programme Natura 2000 s'est révélé efficace pour lutter contre la disparition, la fragmentation et la dégradation des habitats d'importance majeure sur l'ensemble des territoires de l'UE (Medaglia, Phillips et Perron-Welch, 2014).

Sensibilisation et modification des comportements

La perte ou la conservation de la biodiversité est souvent une conséquence du comportement humain. Par conséquent, la gestion durable des ressources naturelles nécessite l'adoption, par les communautés humaines, de valeurs, d'attitudes et de comportements qui favorisent la conservation et considèrent l'humanité comme faisant partie intégrante de la nature et la nature comme étant liée au bien-être de l'humanité (Saunders, Brook et Meyers, 2006; St. John, Edwards-Jones et Jones, 2010; Verissimo, 2013).

Malheureusement, en dépit de la prise de conscience croissante des enjeux environnementaux par le grand public, la plupart des gens ne s'engagent pas activement dans des comportements qui favorisent un avenir durable (Bickford *et al.*, 2012). Pour être efficaces, les interventions en matière de conservation doivent inciter à une modification des comportements, ce qui nécessite de comprendre comment des attitudes spécifiques envers la nature se traduisent par des actes et comment les comportements humains peuvent se traduire par des résultats positifs pour la biodiversité (Verissimo, 2013).

Renforcer l'éducation à l'environnement.

L'éducation à l'environnement peut jeter les bases qui permettront de concrétiser la conservation de la biodiversité et la gestion durable des forêts, et peut être encouragée par la sensibilisation et la communication fondées sur des données probantes (McKeown, 2002). Toute nouvelle démarche en matière d'éducation à la durabilité doit mettre en exergue la pensée critique, les principes intégrés et l'utilisation des compétences acquises pour traduire les connaissances en actions concrètes (Schelley *et al.*, 2012). La connaissance de l'environnement se construit souvent à travers l'expérience directe de la nature, notamment par la participation à des activités de plein air axées sur l'écologie et l'engagement dans la gestion adaptative (Saunders, Brook et Meyers, 2006; Bickford *et al.*, 2012). Les écoles en forêt induisent chez les enfants un goût pour la nature dès le plus jeune âge (O'Brien et Murray, 2007).

La mise en place de programmes de science citoyenne peut être une manière de favoriser l'éducation à l'environnement; ceux-ci peuvent associer le public à la collecte de données ou à des études écologiques, par exemple en sollicitant la participation des populations qui vivent à proximité des aires protégées ou des zones menacées par des espèces envahissantes (encadré 55). À l'échelon local, des scientifiques peuvent offrir leur collaboration à des associations, des peuples autochtones et des communautés afin de concevoir des programmes qui diffusent des connaissances sur les écosystèmes locaux, concourent à l'assimilation des enjeux de la conservation et donnent aux acteurs locaux les moyens de prendre des décisions éclairées (Bickford *et al.*, 2012).

La diffusion d'exemples de réussite, qui mettent en valeur l'efficacité des mesures de conservation et témoignent de ce qui peut être réalisé et des modalités pour y parvenir, peut redonner confiance à la population et induire des actions nouvelles (Nadkarni, 2004; Saunders, Brook et Meyers, 2006; Garnett et Lindenmayer, 2011) (voir l'exemple dans l'encadré 56). Les cas de conservation aboutie sont d'ordinaire diffusés auprès du grand public par le biais des médias, mais cette communication manque souvent de précision et d'exactitude



ENCADRÉ 55

TIRER PARTI DU BÉNÉVOLAT DANS LA LUTTE CONTRE LES ESPÈCES ENVAHISSANTES

À l'échelle mondiale, de nombreuses forêts sont continuellement soumises à de fortes recrudescences d'espèces envahissantes, qui peuvent avoir d'énormes répercussions environnementales et socioculturelles. La menace des espèces forestières envahissantes augmente avec l'intensification du commerce et des voyages à l'échelle mondiale et s'aggrave par les effets du changement climatique. La gestion des espèces envahissantes et la prévention de nouvelles introductions d'espèces dont on sait qu'elles peuvent devenir envahissantes exigent des efforts coordonnés de la part de nombreux acteurs, aux niveaux national, régional et mondial.

Le programme Biosécurité 2025 de la Nouvelle-Zélande vise à induire un changement qui doit faire de chaque citoyen, entreprise et organisation du pays le maître des risques de biosécurité. Le programme souligne le rôle essentiel de l'inclusion et de la participation dans tout effort visant à rendre le système national de biosécurité plus résilient et davantage tourné vers l'avenir, dans le but de protéger le pays contre les organismes nuisibles et les maladies.

Le Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord envisage d'adopter la même stratégie. Un rapport du Comité d'audit environnemental du pays, citant les plans de

la Nouvelle-Zélande qui prévoient de former 150 000 personnes à la biosécurité d'ici à 2025 (Biosecurity New Zealand, 2018), demande au Royaume-Uni d'élargir considérablement sa conception de la mobilisation du public dans la lutte contre les espèces allogènes envahissantes, considérées comme l'une des cinq principales menaces pour le milieu naturel du Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord. Les espèces allogènes envahissantes non seulement mettent en péril la survie de certaines des espèces les plus rares du pays, mais elles endommagent également les écosystèmes naturels, coûtant à l'économie environ 1,7 milliard de GBP (plus de 2,2 milliards d'USD) par an. Les chenilles processionnaires du chêne (*Thaumetopoea processionea*), par exemple, peuvent défolier les chênes de leur feuillage et constituer un danger pour la santé humaine, tandis que le dépérissement du frêne, causé par le champignon *Hymenoscyphus fraxineus*, menace de provoquer la perte de la moitié des frênes indigènes du pays en un siècle, ce qui pourrait coûter au pays 15 milliards de GBP (près de 20 milliards d'USD). Le Comité souhaite que 1,3 million de personnes apprennent à repérer les foyers d'espèces envahissantes et demande également la création d'une force frontalière spécialisée ayant pour mission d'améliorer la biosécurité aux frontières du pays.

SOURCE: RNZ (2019).

ENCADRÉ 56

VILLES ARBORÉES DU MONDE

Le programme «Villes arborées du monde» (*Tree Cities of the World*) est une initiative internationale impulsée par la FAO et la Fondation Arbor Day aux États-Unis d'Amérique, ayant pour objet de reconnaître les villes et les communes qui s'engagent à entretenir, gérer durablement et célébrer leurs espaces boisés et leurs arbres en milieu urbain. Pour être reconnue à ce titre, une ville doit satisfaire à cinq critères essentiels:

- ▶ Mettre en place une autorité: La collectivité urbaine dispose d'une déclaration écrite des dirigeants de la ville déléguant la responsabilité du soin des arbres du territoire municipal à un de ses fonctionnaires, un service de la municipalité ou un groupe de citoyens appelé Comité des arbres.
- ▶ Fixer les règles: La collectivité urbaine adopte des politiques publiques, des pratiques optimales ou des normes professionnelles de gestion des arbres et des espaces boisés en milieu urbain. Ces règles exposent la manière dont le travail doit être effectué, énoncent où et quand elles s'appliquent et les sanctions prévues en cas d'infraction.

- ▶ Connaître son patrimoine arboré: La collectivité urbaine dispose d'un inventaire ou d'une évaluation de son patrimoine arboré qu'elle tient à jour, ce qui permet d'établir un plan à long terme efficace qui concerne la plantation, l'entretien et la suppression des arbres de la ville.
- ▶ Allouer les ressources: La collectivité urbaine dispose d'un budget annuel consacré à la mise en œuvre régulière du plan de gestion des arbres.
- ▶ Célébrer les réalisations: La collectivité urbaine organise une célébration annuelle des arbres afin de sensibiliser les habitants et de rendre hommage à l'action des citoyens et des fonctionnaires de la municipalité qui œuvrent au programme des arbres de la ville.



ENCADRÉ 57 WILD FOR LIFE

Wild for Life (<https://wildfor.life>), créée par le PNUÉ et Futerra en 2016, est l'intitulé d'une campagne de sensibilisation d'envergure mondiale, qui mobilise des millions de personnes, en particulier des jeunes, en soutien à la protection des espèces menacées et plaide la fin du commerce illégal des espèces sauvages.

Wild for Life vise à donner à cet enjeu un caractère personnel: associer un nom et un visage à ces espèces menacées. Pour instaurer ce rapport à caractère personnel, la campagne propose un quiz de personnalité disponible en ligne, qui attribue une espèce apparentée à chaque participant en fonction de ses caractéristiques et comportements distinctifs. Les utilisateurs sont ensuite invités à tirer d'eux-mêmes un portrait photographique #WildforLife combinant l'image de l'utilisateur et l'espèce dont le caractère s'apparente au sien et à partager la photo sur les réseaux sociaux.

La campagne a mobilisé 25 partenaires des Nations Unies et des organismes gouvernementaux, des organisations caritatives et des médias, la Banque mondiale, INTERPOL, l'Institut Jane Goodall et Rovio Entertainment (créateur de la franchise Angry Birds). Plus de 35 célébrités, personnes d'influence et ambassadeurs

de bonne volonté parrainent cette campagne et lui prêtent leur image, chacun associant son portrait et son nom à une espèce menacée.

La campagne a touché plus d'un milliard de personnes, dont près de 330 millions sur le marché cible majeur qu'est la Chine. Plus important encore, plusieurs espèces couvertes par cette campagne ont obtenu un plus grand soutien à l'échelle mondiale dans le processus de la CITES, et la Chine a annoncé une interdiction totale du commerce de l'ivoire avant fin 2017.

Le succès de cette campagne peut être attribué aux éléments suivants:

- ▶ donner un exemple positif, en mettant en avant l'amour de la nature et des espèces menacées et les liens qu'entretiennent les personnes avec la nature;
- ▶ la présentation du problème comme pouvant être traité et admettant des solutions, en laissant entendre que la bataille peut être gagnée avec la participation du public; et
- ▶ la projection d'une image nouvelle, engageante, héroïque et entretenue par une communication visuelle qui la distingue.

» (Nadkarni, 2004). Les scientifiques, les chercheurs, les chefs religieux et les défenseurs de l'environnement peuvent communiquer avec le public de bien d'autres façons que par les médias du domaine public, par exemple en jouant le rôle d'ambassadeurs de la connaissance. Les célébrités et les personnes d'influence peuvent contribuer à toucher un public plus large, en particulier chez les jeunes (Galetti et Costa-Pereira, 2017) (voir l'exemple dans l'encadré 57). Selon le public auquel on s'adresse, il peut être utile de communiquer par le biais de narrations d'événements et de métaphores et d'ancrer les messages dans les systèmes idéologiques, le champ spirituel et les convictions religieuses du public. La communication avec le public offre un avantage réciproque: le public est sensibilisé aux questions d'environnement et de durabilité, et les intervenants et la communauté scientifique renouvellent leur regard sur le sujet, ce qui peut contribuer à modeler l'action, les thèmes de recherche, les politiques publiques et les outils d'aide à la décision. ■

7.3 ÉVALUATION DES PROGRÈS: DES OUTILS INNOVANTS PERMETTANT DE SUIVRE LES RÉSULTATS EN MATIÈRE DE BIODIVERSITÉ

La planification et les modalités de décision en matière de biodiversité dans des contextes en évolution sont subordonnées à l'exactitude des connaissances et des informations.

La connaissance de la biodiversité des forêts, au niveau des populations, des espèces et sur le plan génétique, reste limitée, tant pour les végétaux que pour les animaux. Cependant, un travail important est fourni pour combler les lacunes dans ce domaine.

ENCADRÉ 58 PLATEFORMES ET OUTILS DE TÉLÉDÉTECTION DE LA FAO POUR LES FORÊTS

Open Foris (www.openforis.org) est un ensemble innovant et accessible de plateformes et d'outils de suivi des forêts mis au point par la FAO pour permettre aux utilisateurs du monde entier de collecter et d'analyser des informations de manière autonome et de les communiquer à la communauté mondiale. Ces outils sont d'utilisation aisée et intuitive, ne nécessitent pas de compétences préalables et sont gratuits et en accès libre.

Open Foris a joué un rôle essentiel dans les efforts de lutte contre la déforestation en réduisant les coûts, en supprimant les obstacles à la collecte et à l'analyse des données et en améliorant le suivi des forêts pour de nombreux gouvernements nationaux.

Au sein d'Open Foris, le Système d'accès, de traitement et d'analyse des données d'observation de la Terre (SEPAL) est une plateforme de traitement de mégadonnées qui associe à la puissance du calcul intensif un logiciel libre de traitement des données géospatiales et des infrastructures modernes de traitement de données géospatiales, comme le moteur de recherche Earth Engine de Google, pour permettre aux chercheurs et aux techniciens du monde entier d'accéder à des images satellitaires et de les analyser, afin de produire des résultats utiles au niveau local qui peuvent accompagner la prise de décision.

L'évaluation et la communication des données forestières, au moyen de méthodes précises, efficaces et d'un bon rapport coût-efficacité, sont nécessaires pour de nombreux processus internationaux et pour les ODD de même que pour appuyer l'amélioration de la gestion des forêts et du développement durable. Grâce à la mise à disposition de nouveaux outils (encadré 58), des pays qui n'avaient pas jusqu'ici la capacité de recueillir les données nécessaires pour prendre des décisions éclairées peuvent désormais obtenir et analyser un large éventail d'informations avec un minimum de ressources et de formation (voir l'exemple dans l'encadré 59).

Les données de télédétection (voir encadré 60), recoupées avec des données terrestres, sont inestimables pour suivre l'état et l'évolution des ressources naturelles de la planète. Comme l'illustrent de nombreuses études présentées dans cette publication, les récents développements technologiques en matière d'imagerie et d'outils satellitaires ont très fortement augmenté la capacité de collecte et d'analyse de quantités de données considérables.

L'élaboration et l'application d'indicateurs pour le suivi de la biodiversité constituent un domaine dans lequel des progrès s'imposent. Citons par exemple l'étude sur la fragmentation du couvert forestier au chapitre 2 (*Intégrité et fragmentation des forêts*, p. 24) et l'indice des espèces spécialistes des forêts (*Mesure de l'évolution des populations de vertébrés forestiers*,

p. 47) et l'étude sur le degré d'intégrité et le degré d'importance de la biodiversité (*Évaluer le degré d'importance et le degré d'intégrité de la biodiversité forestière*, p. 40) au chapitre 3. D'autres exemples sont donnés dans les encadrés 61 et 62. ■

7.4 CONCLUSIONS

Comme l'illustre le présent rapport, les forêts sont des habitats très diversifiés abritant la grande majorité de la biodiversité terrestre du monde. Cette diversité forestière faite d'écosystèmes, d'espèces et de ressources génétiques est le fondement même de la vie sur Terre.

La relation des êtres humains avec la biodiversité des forêts varie selon les régions, les pays et les zones écologiques, ainsi que le long du continuum allant des zones rurales aux zones urbaines; cependant, la majeure partie de la société humaine est, d'une façon ou d'une autre, amenée à côtoyer les forêts et la biodiversité qu'elles renferment. Des milliards de personnes sont tributaires des forêts pour leurs moyens d'existence, leur sécurité alimentaire et leur bien-être. On estime à 2,4 milliards le nombre de personnes qui utilisent le bois comme source d'énergie pour cuisiner. Le rôle que jouent les forêts et les arbres dans l'atténuation du changement climatique, la régulation des régimes hydriques, l'apport d'ombrage, de brise-vent, d'aliments pour animaux et de fourrage ainsi que dans la création d'habitats pour de

ENCADRÉ 59 COLLECTE D'INFORMATIONS SUR LA BIODIVERSITÉ DANS LES FORÊTS DE LA PAPOUASIE-NOUVELLE-GUINÉE

La Papouasie-Nouvelle-Guinée est un centre bien connu d'endémisme biologique et de diversification des espèces. Malgré leur étendue, leur taille et leur riche diversité, les forêts de ce pays sont mal connues d'un point de vue scientifique. Afin de mieux connaître la biodiversité forestière du pays, son gouvernement a étendu l'inventaire forestier national à des végétaux autres que les arbres et à des oiseaux et des insectes (papillons de nuit, mouches des fruits et fourmis) en plus de la biomasse des arbres, de la diversité des espèces d'arbres et des caractéristiques chimiques et physiques du sol.

Les inventaires forestiers nationaux comprennent rarement d'éléments relatifs à la biodiversité, car celle-ci est difficile à évaluer. La Papouasie-Nouvelle-Guinée

recueille, enregistre et analyse ces informations à l'aide des outils Open Foris mis au point par la FAO pour le suivi des forêts et de l'utilisation des terres (voir encadré 58), notamment Collect Earth, qui utilise les données de Google Earth en conjonction avec Bing Maps et Earth Engine de Google. Ces outils, qui ne demandent qu'un ou deux jours de formation à leurs utilisateurs, permettent aux chercheurs nationaux de mener des recherches sur la biodiversité qui sont indispensables pour accompagner l'élaboration de plans et de politiques de gestion des forêts adaptés. Neuf étudiants ont déjà effectué des recherches de troisième cycle sur des thèmes en rapport avec l'inventaire forestier national.



©FAO/HitoTumi Abe

Recueil d'informations pour l'inventaire forestier national en Papouasie-Nouvelle-Guinée.

ENCADRÉ 60 AVANCÉES DE LA TÉLÉDÉTECTION APPLIQUÉE AU SUIVI DE LA BIODIVERSITÉ

Le suivi de la biodiversité des forêts de la planète à l'aide de données provenant de capteurs satellitaires, qui a cours depuis de nombreuses années, s'opère à des échelles et des degrés de complexité divers. Certaines quantifications de la biodiversité s'effectuent directement (elles peuvent par exemple être produites à partir des seules informations obtenues par satellite), tandis que la plupart sont effectuées indirectement par l'exploitation de phénomènes observables sur les images satellitaires qui sont autant d'indicateurs de la biodiversité et de son évolution au sol. Bien qu'il existe des exemples, rapportés dans des publications scientifiques, où la télédétection a servi à identifier et compter les animaux sur les images, la présente section s'intéresse principalement à l'exploitation de l'imagerie satellitaire dans le classement de la végétation, sachant d'une part le lien direct que celle-ci entretient avec la biodiversité des forêts et d'autre part sa

valeur d'indicateur d'autres types de diversité.

Dans leur forme la plus simple, les satellites d'observation de la Terre sont extrêmement utiles pour suivre l'état et l'évolution de la couverture terrestre (par exemple, les propriétés biophysiques de la surface terrestre). Depuis le début des années 1970, des satellites conçus pour mesurer et surveiller la couverture terrestre fournissent des données qui permettent de caractériser la quantité, la répartition et la dynamique du couvert arboré. Ces données peuvent être exploitées pour estimer l'évolution du couvert arboré au fil du temps pour n'importe quelle zone. Elles peuvent ainsi servir à décrire plusieurs facteurs parmi les plus importants qui influent sur la biodiversité, y compris la présence ou l'absence de couvert arboré, la superficie totale du couvert arboré (une plus grande superficie ayant généralement pour corollaire une plus grande biodiversité) et l'évolution du couvert

arboré (car la déforestation entraîne souvent une perte de biodiversité alors que le reboisement peut accroître la diversité).

L'estimation de la diversité taxonomique des forêts à partir de données satellitaires est plus compliquée à réaliser. Elle suppose souvent de recouper les observations par satellite avec des observations effectuées sur le terrain. Dans la plupart des cas, la réflectance mesurée à la surface de la Terre est convertie en un ensemble d'indices spectraux. Chaque indice spectral est lié d'une manière ou d'une autre à l'état de la végétation, par exemple en termes de teneur en humidité, de comportement photosynthétique et de pourcentage de couverture de la canopée. Ces indices peuvent aider à caractériser la fonction, la santé, la vigueur et d'autres paramètres essentiels des végétaux. Ces paramètres peuvent ensuite être mis en correspondance avec les observations au sol des assemblages d'espèces. Une fois cette correspondance établie, les assemblages de végétaux peuvent être cartographiés sur de grandes échelles spatiales, du pays à sa région et jusqu'à l'échelle planétaire.

La cartographie de la répartition des espèces à partir de la télédétection prend deux formes: indirecte et directe. La cartographie indirecte de la répartition des espèces peut être améliorée par l'intégration de données supplémentaires de télédétection, qui peuvent par exemple provenir de capteurs d'observation météorologique et climatique, et d'autres données disponibles comme l'altitude et le relief (qui peuvent également être toutes deux déduites de données de télédétection). La combinaison de données provenant de sources multiples permet de prévoir quand et où les besoins de développement spécifiques à chaque espèce végétale sont satisfaits, et de modéliser la présence des espèces végétales sur de vastes superficies. La cartographie directe

des espèces est possible par l'observation et la détection des caractéristiques végétales à partir d'images satellitaires – par exemple, en mesurant la hauteur de la végétation (ce qui peut servir à distinguer les espèces hautes des espèces basses), en suivant l'état du feuillage (afin notamment de distinguer les sujets sempervirents des sujets caducifoliés) et en observant les épisodes de grande floraison (afin notamment de repérer les espèces dans les forêts tropicales ou tempérées). Récemment, la télédétection hyperspectrale (par exemple, la télédétection de plusieurs centaines de longueurs d'onde de lumière spécifiques) a permis de détecter différentes espèces d'arbres dans les forêts simplement à partir de la signature spectrale unique de chaque espèce (figure A).

Enfin, les satellites peuvent mesurer des paramètres importants pour le fonctionnement des écosystèmes à grande échelle et ainsi fournir un aperçu des évolutions sur de grandes superficies qui ont un impact significatif sur la biodiversité des forêts. Par exemple, les satellites peuvent détecter la mortalité des arbres, le recrutement des espèces, le régime des précipitations et d'autres variables essentielles pour caractériser la biodiversité, et ces informations peuvent servir à mesurer, surveiller et prévoir les changements dans le fonctionnement des écosystèmes et par conséquent l'état de la biodiversité.

La prochaine génération de satellites promet d'être plus utile encore en procurant des mesures qui peuvent être immédiatement corrélées à la biodiversité des forêts, notamment des observations directes et à fine échelle de la hauteur des arbres, des caractéristiques du couvert forestier et des fonctions végétales. Ces progrès technologiques, combinés à des données de terrain plus nombreuses et de meilleure qualité, et s'accompagnant de plus en plus de l'usage d'aéronefs sans pilote (drones), continueront d'améliorer notre capacité à détecter et à surveiller la biodiversité.

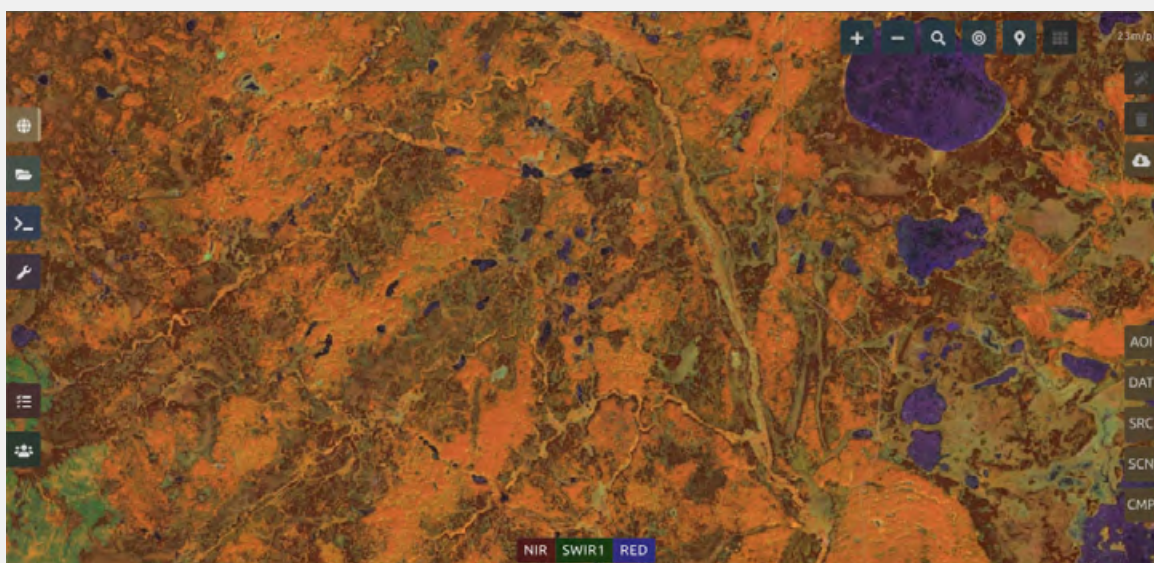


Image composite du satellite Sentinel-2 qui illustre, en utilisant la plateforme FAO SEPAL, comment les multiples longueurs d'ondes de lumière détectées par le satellite peuvent distinguer deux types très différents de forêts dans le Canada boréal. Les forêts de feuillus (en orange) et de conifères (en marron/noir) peuvent être aisément classées et analysées, avec des implications pour le suivi de la biodiversité.

ENCADRÉ 61 INDICE DE SINGAPOUR SUR LA BIODIVERSITÉ DES VILLES: SUIVRE LES EFFORTS DE CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ URBAINE

Face à l'urbanisation rapide (ONU, 2008b), la conservation de la biodiversité devra être étendue aux villes, qui peuvent être dotées d'une riche biodiversité (CDB, 2012b). En 2008, lors de la neuvième réunion de la Conférence des parties à la CDB, Singapour a proposé de piloter l'élaboration d'un indice de biodiversité destiné à surveiller l'efficacité des initiatives de conservation de la biodiversité dans les villes.

L'indice de Singapour sur la biodiversité des villes (IS), mis au point par le Secrétariat de la CDB, Singapour et le Partenariat mondial pour des actions locales et infranationales en faveur de la biodiversité, réunit trois composantes. Il mesure la biodiversité indigène que l'on peut trouver dans la ville ou le périmètre d'évaluation, les

services écosystémiques qu'ils fournissent et les pratiques de gouvernance et de gestion de la biodiversité (tableau A). Un manuel de l'utilisateur (Chan *et al.*, 2014) fournit des précisions sur son mode d'application.

En 2018, plus de 30 villes sur six continents avaient appliqué l'Indice de Singapour (CDB, 2018c) (figure A).

Cet indice connaît une multitude d'utilisations, par exemple dans la planification générale des villes ou des régions ou des projets; les modalités de décisions sur l'allocation des ressources et leur hiérarchisation; il vient compléter d'autres indices de durabilité ou de performance environnementale; et contribue aux lignes directrices pour le développement de stratégies locales de biodiversité.

» nombreux pollinisateurs les rend essentiels à une production alimentaire durable.

La conservation et l'utilisation durable des forêts et des arbres dans le cadre d'une gestion intégrée des paysages, couvrant l'ensemble du continuum allant des forêts intactes aux forêts de plantation, en passant par les arbres dans les systèmes agroforestiers, les champs et les terres dégradées, sont essentielles à la conservation de la biodiversité mondiale ainsi qu'à la sécurité alimentaire et au bien-être de l'humanité. Il apparaît donc indispensable d'intégrer la conservation de la biodiversité dans la gestion des forêts et de veiller à ce que les nombreux exemples positifs illustrés dans le présent document soient transposés à plus grande échelle.

Cependant, cela ne suffit pas. D'après les informations réunies pour ce rapport, il est évident que la plupart des objectifs et cibles liés à la biodiversité des forêts n'ont pas été atteints et que les objectifs de développement durable (ODD) correspondants ne sont pas en voie de l'être d'ici à 2030. Il est tout aussi évident que les tendances négatives actuelles en matière de

biodiversité et d'écosystèmes compromettront l'avancement vers la réalisation des ODD.

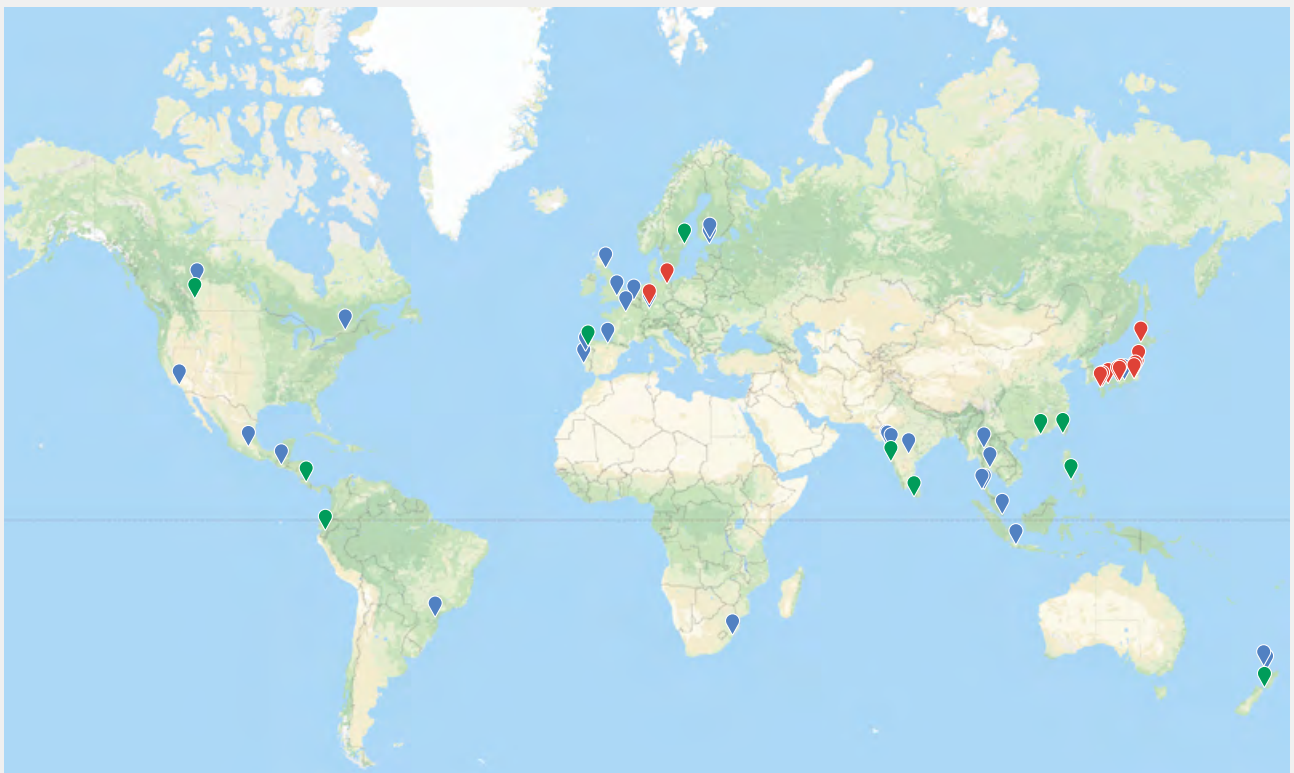
Sachant que l'expansion agricole est le facteur principal de la déforestation, la plus grande mutation qui doit s'opérer est celle qui concerne nos modes de production et de consommation alimentaires. Nous devons nous détourner de la dynamique actuelle où la demande alimentaire se traduit par des pratiques agricoles inadaptées, qui entraînent la conversion à grande échelle de terres forestières à la production agricole et la perte de biodiversité forestière. L'adoption de l'agroforesterie et de pratiques de production durables, la restauration de la productivité des terres agricoles dégradées, la transition vers des régimes alimentaires plus sains et la réduction du gaspillage et des déchets alimentaires sont autant de mesures qui appellent à être généralisées de toute urgence. Les entreprises agroalimentaires doivent respecter leurs engagements en faveur de filières d'approvisionnement ne contribuant pas à la déforestation, et les entreprises qui ne se sont pas engagées en ce sens doivent le faire. Les entités qui investissent dans les produits de base devraient adopter des modèles d'activité

ENCADRÉ 61
(SUITE)TABLEAU A
LES 23 INDICATEURS DE L'INDICE DE SINGAPOUR SUR LA BIODIVERSITÉ DES VILLES

Composantes essentielles	Indicateurs	Score maximal
Biodiversité indigène dans le périmètre urbain	Proportion d'espaces naturels dans le périmètre urbain	4 points
	Mesures de connectivité	4 points
	Biodiversité indigène dans les zones bâties (espèces d'oiseaux)	4 points
	Changement du nombre d'espèces de plantes vasculaires	4 points
	Changement du nombre d'espèces d'oiseaux	4 points
	Changement du nombre d'espèces de papillons	4 points
	Changement du nombre d'espèces (autre groupe taxonomique choisi par la ville)	4 points
	Changement du nombre d'espèces (autre groupe taxonomique choisi par la ville)	4 points
	Proportion d'espaces naturels protégés	4 points
	Proportion d'espèces exotiques envahissantes	4 points
Services écosystémiques fournis par la biodiversité	Régulation de la quantité d'eau	4 points
	Régulation du climat: stockage de carbone et effet rafraîchissant de la végétation	4 points
	Loisirs et éducation: superficie des parcs et espaces verts	4 points
	Loisirs et éducation: nombre de visites éducatives dans des parcs et des espaces verts (par enfant de moins de 16 ans et par an)	4 points
Gouvernance et gestion de la biodiversité	Budget alloué à la biodiversité	4 points
	Nombre de projets relatifs à la biodiversité mis en œuvre par la ville chaque année	4 points
	Existence d'une stratégie et de plans d'action locaux pour la biodiversité	4 points
	Capacité institutionnelle: nombre de rencontres et événements organisés en rapport avec la biodiversité	4 points
	Capacité institutionnelle: nombre d'agences municipales ou gouvernementales locales impliquées dans la coopération interagences en matière de biodiversité	4 points
	Participation et partenariat: existence d'un processus de consultation publique officiel ou informel	4 points
	Participation et partenariat: nombre d'organismes/entreprises privées/ONG/institutions académiques/organisations internationales avec lesquels la ville a élaboré des partenariats pour des activités, des projets et des programmes en lien avec la biodiversité	4 points
	Éducation et sensibilisation: la sensibilisation à la biodiversité ou à la nature figure-t-elle dans les programmes scolaires ?	4 points
	Éducation et sensibilisation: nombre d'événements de sensibilisation ou d'information du public organisés par la ville chaque année	4 points
La biodiversité indigène dans la ville (sous-total des indicateurs 1 à 10)	40 points	
Services écosystémiques fournis par la biodiversité (sous-total des indicateurs 11 à 14)	16 points	
Gouvernance et gestion de la biodiversité (sous-total des indicateurs 15 à 23)	36 points	
Total maximal	92 points	

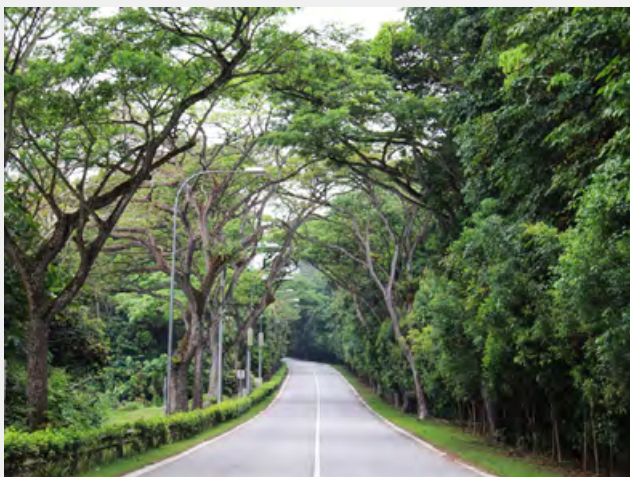
ENCADRÉ 61
(SUITE)

FIGURE A
RÉPARTITION MONDIALE DES VILLES QUI ONT APPLIQUÉ L'INDICE DE SINGAPOUR SUR LA BIODIVERSITÉ
DES VILLES EN DÉCEMBRE 2019



NOTE: Les épingles bleues désignent les villes où l'indice a été appliqué par les autorités locales. Les épingles rouges désignent les villes où l'indice a été appliqué par les établissements universitaires. Les épingles vertes désignent les villes où l'application de l'indice demeure en cours.

SOURCE: National Parks Board, Singapour.



©Lena Chan

La plantation multi-étagée de diverses essences arborées le long de Mandai Road à Singapour reconstitue la structure d'une forêt pluviale tropicale de plaine, abaissant les températures ambiantes, procurant des habitats et des liens écologiques pour la faune (dont des primates, des petits mammifères, des oiseaux et des lépidoptères), fixant et emmagasinant le carbone et faisant renouer les hommes avec la nature pour leur plus grand bien physique, psychologique et mental.

ENCADRÉ 62 OUTILS D'ÉVALUATION DES HABITATS RIPICOLES

L'évaluation des habitats à l'aide d'indicateurs de biodiversité est un moyen scientifique et rentable de mesurer la santé des écosystèmes forestiers et de soutenir les décisions visant à maintenir la biodiversité et à garantir la fourniture de services écosystémiques à travers une gestion durable. La quantité et la qualité des eaux (comprenant leur charge sédimentaire, leur chimie et leur température) étant sensibles aux modifications du couvert arboré et à la gestion des forêts, les indicateurs biologiques de l'eau douce donnent une image fidèle des modifications de l'état de santé des écosystèmes ripicoles au fil du temps.

Les outils d'évaluation des habitats ripicoles examinent généralement de nombreuses caractéristiques liées à la biodiversité, notamment la présence, l'absence et/ou l'abondance d'espèces végétales et animales, la qualité des eaux, les types de végétation, la structure de la végétation des berges et les modifications des canaux et des berges. Ces outils trouvent désormais leur utilité dans le cadre d'initiatives de surveillance engagées par les citoyens (Gurnell *et al.*, 2019). On peut citer par exemple l'Étude des habitats fluviaux au Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord, l'évaluation biologique rapide de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis d'Amérique et le Blue Targeting Tool élaboré par le WWF Suède et des associations suédoises de propriétaires forestiers.

En Suède, de petits propriétaires forestiers utilisent Blue Targeting Tool pour déterminer la largeur de la zone tampon ripicole nécessaire pour protéger les eaux continentales, en particulier les petites rivières. Cet outil consiste en une page recto-verso comportant un questionnaire d'évaluation rapide constitué de questions binaires (oui/non) reposant sur des paramètres

scientifiques et doté d'un système de notation (Henriksen, 2018). Les atouts visés par la conservation qui sont pris en compte par l'outil sont les habitats et les espèces d'un intérêt particulier, les plans d'eau et les secteurs ripicoles; l'impact anthropique, comprenant les modifications des cours d'eau; la sensibilité des sols, prenant en compte leur topographie et les risques d'érosion; et les facteurs de valorisation que sont les loisirs, la production de denrées alimentaires, la valeur culturelle et la restauration. En fonction des résultats de l'enquête, les nappes d'eau sont classées dans l'une des quatre catégories suivantes correspondant à leur besoin de conservation:

- ▶ celles à proximité desquelles des activités forestières peuvent être menées;
- ▶ celles qui nécessitent une zone tampon ripicole plus étendue;
- ▶ celles qui appellent des mesures de conservation particulières, qui peuvent être l'élimination d'éléments faisant obstacle aux migrations ou la restauration de zones tampons ripicoles, d'habitats ou d'états hydromorphologiques; et
- ▶ celles qui nécessitent l'aménagement d'une bande ripicole la plus large possible, où les opérations forestières doivent être effectuées en prenant grand soin de préserver la qualité des nappes d'eau.

Au vu de son efficacité et de sa simplicité d'utilisation, l'outil Blue Target Tool a été adapté à d'autres pays (Eriksson *et al.*, 2018), notamment la Finlande, la Lettonie, la Lituanie et la Pologne, et son adaptation est aujourd'hui en cours, en collaboration avec l'Université de São Paulo et l'Université fédérale d'ABC (Brésil), en vue de son utilisation au Brésil (Taniwaki *et al.*, 2018).

» responsables sur le plan environnemental et social. Ces actions nécessiteront, dans de nombreux cas, une révision des politiques actuelles, en particulier des politiques fiscales, et des cadres réglementaires

Pour conclure sur une note positive, il convient de rappeler que le rôle des forêts en tant que porteuses de solutions fondées sur la nature, face à de nombreux défis du développement durable, est de plus en plus reconnu, comme

en attestent le renforcement des volontés politiques et une série d'engagements en faveur d'un ralentissement de la déforestation et de la restauration des écosystèmes forestiers dégradés. Nous devons profiter de cette dynamique pour catalyser des actions audacieuses qui, pour le bien des générations actuelles et futures, empêcheront les pertes de couverts forestiers et de leur biodiversité, mettront fin à celles qui sont engagées et opèreront un renversement de tendance. ■



**RÉPUBLIQUE-UNIE
DE TANZANIE**

Baobab.

©baechi/pixabay





BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

AFR100 (Initiative pour la restauration des paysages forestiers africains). Sans date. *Home* [en ligne]. Midrand, Afrique du Sud. [Consulté le 18 décembre 2019] afr100.org/

African Union. Sans date. Agenda 2063: The Africa we want. *African Union* [en ligne]. Addis Ababa. [Consulté le 13 janvier 2020]. Consultable à l'adresse au.int/en/agenda2063/overview

Agrawal, A., Chhatre, A., et Hardin, R. 2008. Changing governance of the world's forests. *Science*, 320(5882): 1460–1462.

Aguilar, R., Quesada, M., Ashworth, L., Herrerias-Diego, Y. et Lobo, J. 2008. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology*, 17: 5177–5188.

Ahenkan, A. et Boon, E. 2011. Improving nutrition and health through non-timber forest products in Ghana. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 29(2): 141–148.

Alix-Garcia, J., McIntosh, C., Sims, K., et Welch, J. 2013. The ecological footprint of poverty alleviation: Evidence from Mexico's Oportunidades Program. *The Review of Economics and Statistics*, 95(2): 417–435.

Alix-Garcia, J., Sims, K.R. et Yañez-Pagans, P. 2015. Only one tree from each seed? Environmental effectiveness and poverty alleviation in Mexico's payments for Ecosystem Services Program. *American Economic Journal: Economic Policy*, 7(4):1–40.

Alkire, S. et Santos, M.E. 2014. Measuring acute poverty in the developing world: robustness and scope of the multidimensional poverty index. *World Development*, 59: 251–274.

Alliance des forêts tropicales. 2017: *The Role of the Financial Sector in Deforestation-Free Supply Chains*. Tropical Forest Alliance and World Economic Forum, Genève. [Consultable à l'adresse www.vivideconomics.com/wp-content/uploads/2019/08/TFA2020_Framing_Paper_030117.pdf]

Andam, K.S., Ferraro, P.J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G.A. et Robalino, J.A. 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *PNAS*, 105(42): 16089–16094.

Angelsen, A., Jagger, P., Babigumira, R., Belcher, B., Hogarth, N.J., Bauch, S., Börner, J., Smith-Hall, C. et Wunder, S. 2014. Environmental income and rural livelihoods: a global-comparative analysis. *World Development*, 64: S12–S28. En ligne [consulté le 3 janvier 2020]. doi.org/10.1016/j.worlddev.2014.03.006

Anup, K.C. 2017. Community forestry management and its role in biodiversity conservation in Nepal. Dans Lameed, G.A (sous la direction de). *Global exposition of wildlife management* [en ligne]. www.intechopen.com/books/global-exposition-of-wildlife-management/community-forestry-management-and-its-role-in-biodiversity-conservation-in-nepal. [Consulté le 3 janvier 2020].

Assemblée générale des Nations Unies. 2008. 62/98. *Instrument juridiquement non contraignant concernant tous les types de forêts. Résolution adoptée par l'Assemblée générale le 17 décembre 2007*. A/RES/62/98. New York (États-Unis). [Consultable à l'adresse undocs.org/fr/A/RES/62/98].

Assemblée générale des Nations Unies. 2015a. *Transformer notre monde: le Programme de développement durable à l'horizon 2030. Résolution adoptée par l'Assemblée générale le 25 septembre 2015*. A/RES/70/1. New York (États-Unis). [Consultable à l'adresse undocs.org/fr/A/RES/70/1].

Assemblée générale des Nations Unies. 2015b. *Lutte contre le trafic des espèces sauvages Résolution adoptée par l'Assemblée générale le 30 juillet 2015*. A/RES/69/314. New York (États-Unis) [Consultable à l'adresse undocs.org/fr/A/RES/69/314].

Azevedo, A.A., Rajão, R., Costa, M.A., Stabile, M.C.C., Macedo, M.N., Dos Reis, T.N.P., Alencar, A., Soares-Filho, B.S. et Pacheco, R. 2017. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. *PNAS*, 114(29): 7653–7658.

BAfD (Banque africaine de développement). 2016. *Commerce illicite des ressources naturelles en Afrique: Un rapport à paraître du Centre des ressources naturelles africaines*. Abidjan. [Consultable à l'adresse www.afdb.org/fileadmin/uploads/afdb/Documents/Events/IFF/Documents_IFF/ANRC_ILLICIT_TRADE_IN_NATURAL_RESOURCES.pdf].

Balmford, A., Green, J.M., Anderson, M., Beresford, J., Huang, C., Naidoo, R., Walpole, M. et Manica, A. 2015. Walk on the wild side: estimating the global magnitude of visits to protected areas. *PLOS Biology*, 13(2): p.e1002074 [en ligne]. doi.org/10.1371/journal.pbio.1002074 [Consulté le 3 janvier 2020].

Banerjee, O., Cicowiez, M., Horridge, M., et Vargas, R. 2016. A Conceptual Framework for Integrated Economic–Environmental Modeling. *Journal of Environment and Development*, 25(3): 276–305. [Consultable à l'adresse doi: 10.1177/1070496516658753]

Banque mondiale. 2002. *A revised forest strategy for the World Bank Group*. Washington.

Banque mondiale. 2017. *Guidebook on Ecosystem Accounting*. Washington. [Consultable à l'adresse elibrary.worldbank.org/doi/pdf/10.1596/29829]

Banque mondiale. 2019. *Global Wildlife Programme Phase 2: Summarized version of child projects* [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. www.thegef.org/sites/default/files/webdocuments/10200_PFD_Wildlife_Annex_ChildProjects.pdf

Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *PNAS*, 104: 18555–18560.

Barros, F.M., Peres, C.A., Pizo, M.A. et Ribeiro, M.C. 2019. Divergent flows of avian-mediated ecosystem services across forest-matrix interfaces in human-modified landscapes. *Landscape Ecology*, 35(4): 879 [en ligne]. doi.org/10.1007/s10980-019-00812-z [Consulté le 3 janvier 2020].

Bastin, J.-F., Finegold, Y., Garcia, C., Mollicone, D., Rezende, M., Routh, D., Zohner, C.M. et Crowther, T.W. 2019. The global tree restoration potential. *Science*, 365(6448): 76–79.

Baynham-Herd, Z., Amano, T., Sutherland, W.J. et Donald, P.F. 2018. Governance explains variation in national responses to the biodiversity crisis. *Environmental Conservation*, 45(4): 407–418.

Beatty, C.R., Cox, N.A. et Kuzee, M.E. 2018. *Lignes directrices sur la biodiversité pour l'évaluation des opportunités de restauration des paysages forestiers*. 1ère édition UICN, Gland (Suisse).

Beck, H. 2008. **Tropical ecology**. Dans Jørgensen, S.E. et Fath, B.D. (sous la direction de). *General ecology: Encyclopedia of ecology*, pp. 3616–3624. Elsevier, Oxford (Royaume-Uni).

Beech, E., Rivers, M., Oldfield, S. et Smith, P. 2017. GlobalTreeSearch: the first complete global database of tree species and country distributions. *Journal of Sustainable Forestry*, 36(5): 454–489.

Bello, C., Galetti, M., Pizo, M.A., Magnago, L.F.S., Rocha, M.F., Lima, R.A.F., Peres, C.A., Ovaskainen, O et Jordano, P. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, 1(11): e1501105 [en ligne]. [Consulté le 3 janvier 2020] doi.org/10.1126/sciadv.1501105.

Belluco, S., Halloran, A. et Ricci, A. 2017. New protein sources and food legislation: the case of edible insects and EU law. *Food Security*, 9(4): 803–814.

Bengston, D.N., Butler, B.J. et Asah, S.T. 2008. Values and motivations of private forest owners in the United States: a framework based on open-ended responses in the national woodland owner survey. Dans D.B. Klenosky et C.L. Fisher (sous la direction de). *Proceedings of the 2008 Northeastern Recreation Research Symposium*, pp. 60–66. General Technical Report NRS-P-42. Newtown Square, Pennsylvania (États-Unis), USDA Forest Service, Northern Research Station. [Consultable à l'adresse www.nrs.fs.fed.us/pubs/gtr/gtr-p-42papers/09bengston-p-42.pdf].

Benítez-López, A., Alkemade, J.R.M., Schipper, A.M., Ingram, D.J., Verweij, P.A., Eikelboom, J. et Huijbregts, M. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, 356(6334): 180–183.

Bennett, G. 2004. *Integrating biodiversity conservation and sustainable use: lessons learned from ecological networks*. UICN, Gland (Suisse).

Bennett, G. et Mulongoy, K.J. 2006. *Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones*. Technical Series No. 23. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada).

BIBLIOGRAPHIE

- Bentz, B.J., Régnière, J., Fettig, C.J., Hansen, E.M., Hayes, J.L., Hicke, J.A., Kelsey, R.G., Negrón, J.F. et Seybold, S.J. 2010. Climate change and bark beetles of the Western United States and Canada: Direct and indirect effects. *BioScience*, 60(8): 602–613.
- Berman, M., Jonides, J. et Kaplan, S. 2008. The cognitive benefits of interacting with nature. *Psychological Science*, 19(12): 1207–1212.
- Bernier, P.Y., Paré, D., Stinson, G., Bridge, S.R.J., Kishchuk, B.E., Lemprière, T.C., Thiffault, E., Titus, B.D. et Vasbinder, W. 2017. Moving beyond the concept of “primary forest” as a metric of forest environment quality. *Ecological Applications*, 27: 349–354.
- BESNet. 2019. Thematic area: Biodiversity finance. Réseau sur la biodiversité et les services écosystémiques [en ligne]. Nairobi. www.besnet.world/biodiversity-finance-solutions [Consulté le 3 janvier 2020]
- BGCI. 2019. GlobalTreeSearch. Dataset: GlobalTreeSearch 1.3, 20 June 2019. DOI: 10.13140/RG.2.2.36748.36487. BGCI [en ligne]. [Consulté le 3 janvier 2020]. https://tools.bgci.org/global_tree_search.php
- Bharucha, Z. et Pretty, J. 2010. The roles and values of wild foods in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554): 2913–2926.
- Bickford, D., Posa, M.R.C., Qie, L, Campos-Arceiz, A. et Kudavidanage, E.P. 2012. Science communication for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 151(1): 74–76.
- Billings, R.F., Clarke, S.R., Mendoza, V.E., Cabrera, P.C., Figueroa, B.M., Campos, J.R. et Baeza, G. 2004. Bark beetle outbreaks and fire: A devastating combination for Central America’s pine forests. *Unasylva*, 55: 10–15.
- Biodiversity Indicators Partnership. 2018. Living Planet Index (forest specialists). *Biodiversity Indicators Partnership* [en ligne]. Cambridge (Royaume-Uni). [Consulté le 3 janvier 2020] www.bipindicators.net/indicators/living-planet-index/living-planet-index-forest-specialists
- Biosecurity New Zealand. 2018. *Biosecurity 2025 Implementation Plan. Strengthening the biosecurity system together*. Ko Tōu This Is Us. Biosecurity New Zealand 2025. Ministry for Primary Industries, Government of New Zealand. [Consultable à l’adresse www.thisisus.nz/assets/Resources/163e2a594e/Biosecurity_2025_implementation_plan_full_version.pdf]
- BirdLife International. 2019. *World Database on Key Biodiversity Areas* [en ligne]. www.keybiodiversityareas.org/home [Consulté le 3 janvier 2020]
- Blackman, A. 2015. Strict versus mixed-use protected areas: Guatemala’s Maya Biosphere Reserve. *Ecological Economics*, 112: 14–24.
- Blackman, A. et Veit, P. 2018. Titled Amazon indigenous communities cut forest carbon emissions. *Ecological Economics*, 153: 56–67.
- Blackman, A., Corral, L., Lima, E.S. et Asner, G.P. 2017. Titling indigenous communities protects forests in the Peruvian Amazon. *PNAS*, 114(16): 4123–4128.
- Blackwell, S. 2015. Resilience, wellbeing and confidence development at forest schools. *Get children outdoors* [en ligne]. getchildrenoutdoors.com/resilience-wellbeing-and-confidence-development-at-forest-schools [Consulté le 3 janvier 2020]
- Blomley, T. 2013. *Lessons learned from community forestry in Africa and their relevance for REDD+*. USAID-supported Forest Carbon, Markets and Communities Program, Washington (États-Unis). [Consultable à l’adresse portal.net/library/content/fcmc/publications/CF_Africa.pdf].
- Blomley, T., Pfliegner, K., Isango, J., Zahabu, E., Ahrends, A. et Burgess, N.D. 2008. Seeing the wood for the trees: an assessment of the impact of participatory forest management on forest condition in Tanzania. *Oryx*, 42(3): 380–391.
- Bocci C., Fortmann L., Sohngen B. et Milian B. 2018. The impact of community forest concessions on income: an analysis of communities in the Maya Biosphere Reserve. *World Development*, 107: 10–21.
- Bolognesi, M., Vrieling, A., Rembold, F., et Gadain, H. 2015. Rapid mapping and impact estimation of illegal charcoal production in southern Somalia based on WorldView-1 imagery. *Energy for Sustainable Development*, 25: 40–49.
- Bontemps, S., Defourny, P., Radoux, J., Van Bogaert, E., Lamarche, C., Achard, F., Mayaux, P. 2013. Consistent global land cover maps for climate modelling communities: current achievements of the ESA’s land cover CCI. *Proceedings of the ESA Living Planet Symposium, Edinburgh (Royaume-Uni) 9–13 Septembre 2013*, pp. 9–13. Paris, Agence spatiale européenne. [Consultable à l’adresse ftp.space.dtu.dk/pub/loana/papers/s274_2bont.pdf].
- Borrini-Feyerabend, G., Dudley, N., Jaeger, T., Lassen, B., Pathak Broome, N., Phillips, A. et Sandwith, T. 2013. *Governance of protected areas: from understanding to action*. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 20, IUCN, Gland (Suisse).
- Bowler, D.E., Buyung-Ali, L.M., Knight, T.M. et Pullin, A.S. 2010. A systematic review of evidence for the added benefits to health of exposure to natural environments. *BMC Public Health*, 10: Article numéro 456 [en ligne]. [Consulté le 3 janvier 2020]. doi.org/10.1186/1471-2458-10-456
- Boyce, M.S. 2018. Wolves for Yellowstone: dynamics in time and space. *Journal of Mammalogy*, 99(5): 1021–1031. doi.org/10.1093/jmammal/gyy115
- Breed, M.F., Ottewell, K.M., Gardner, M.G., Marklund, M.H.K., Dormont, E.E. et Lowe, A.J. 2015. Mating patterns and pollinator mobility are critical traits in forest fragmentation genetics. *Heredity*, 115(2): 108–114.
- Brinckmann, J.A., Luo W., Xu Q., He X., Wu J., et Cunningham A.B. 2018. Sustainable harvest, people and pandas: Assessing a decade of managed wild harvest and trade in *Schisandra sphenanthera*. *Journal of Ethnopharmacology*, 224: 522–534.
- Buchhorn, M., Smets, B., Bertels, L., Lesiv, M., Tsendbazar, N.-E., Herold, M. et Fritz, S. 2019. Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: epoch 2015: Globe. *Zenodo* [en ligne]. Genève (Suisse). [Consulté le 3 janvier 2020] zenodo.org/record/3243509

- Burgess D., Bahane, B., Clairs, T., Danielsen, F., Dalsgaard, S., Funder, M., Hagelberg, N. 2010. Getting ready for REDD+ in Tanzania: a case study of progress and challenges. *Oryx*, 44(3): 339–351.
- Burley, J. 2002. La diversité biologique forestière: tour d'horizon. *Unasylva*, 209: 3–9.
- Burlingame, B. 2000. Editorial: Wild nutrition. *Journal of Food Composition and Analysis*, 13: 99–100.
- Busch, J. et Ferretti-Gallon, K. 2017. What drives deforestation and what stops it? A meta-analysis. *Review of Environmental Economics and Policy*, 11(1): 3–23.
- Camara-Leret, R. et Denney, Z. 2019. Indigenous knowledge of New Guinea's useful plants: A review. *Economic Botany*, 73(3): 405–415.
- Camara-Leret, R., Fortuna, M.A. et Bascompte, J. 2019. Indigenous knowledge networks in the face of global change. *PNAS*, 116(20): 9913–9918.
- Campagne mondiale pour les arbres. 2020. Red lists. *Global Trees Campaign* [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020] globaltrees.org/threatened-trees/red-list/
- Campese, J., Sunderland, T., Greiber, T. and Oviedo, G. (sous la direction de.) 2009. *Rights-based approaches: Exploring issues and opportunities for conservation*. CIFOR et UICN. Bogor (Indonésie).
- Canuto, M.A., Estrada-Belli, F., Garrison, T.G., Houston, S.D., Acuña, M.J., Ková, M., Marken, D. 2018. Ancient lowland Maya complexity as revealed by airborne laser scanning of northern Guatemala. *Science*, 361(6409): p.eaau0137 [en ligne]. [Consulté le 3 janvier 2020] DOI: 10.1126/science.aau0137
- Cariñanos, P., Grilo, F., Pinho, P., Casares-Porcel, M., Branquinho, C., Acil, N., Andreucci, M.B. 2019. Estimation of the allergenic potential of urban trees and urban parks: towards the healthy design of urban green spaces of the future. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(8): 1357 [en ligne]. [Consulté le 3 janvier 2020]. doi.org/10.3390/ijerph16081357
- Carnus, J.-M., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K. et Walters, B. 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry*, 104(2): 65–77.
- Carodenuto, S. 2019. Governance of zero deforestation cocoa in West Africa: New forms of public-private interaction. *Environmental Policy and Governance*, 29(1): 55–66.
- Carr, D.L., Suter, L., et Barbier, A. 2005. Population dynamics and tropical deforestation: State of the debate and conceptual challenges. *Population and Environment*, 27(1): 89–113.
- Castellanos, E., Regalado, O., Pérez, G., Montenegro, R., Ramos, V., et Incer, D. 2011. *Mapa de cobertura forestal de Guatemala 2006 y dinámica de la cobertura forestal 2001–2006*. Universidad del Valle de Guatemala, Instituto Nacional de Bosques, Consejo Nacional de Áreas Protegidas, Universidad Rafael Landívar, Guatemala.
- Castello, L., Hess, L.L., Thapa, R., McGrath, D.G., Arantes, C.C., Renó, V.F. et Isaac, V.J. 2018. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish and Fisheries*, 19(3): 431–440.
- CCNUCC. 2011. *Rapport de la Conférence des Parties sur sa seizième session, tenue à Cancún du 29 novembre au 10 décembre 2010. Additif: Seconde partie: Mesures adoptées par la Conférence des Parties à sa seizième session. Décision 1/CP.16 de la COP. Les Accords de Cancun: Outcome of the work of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action under the Convention*. FCCC/CP/2010/7/Add.1. Bonn (Allemagne) [Consultable à l'adresse unfccc.int/resource/docs/2010/cop16/fre/07a01f.pdf].
- CDB. Sans date a. COP decisions – COP2 Decision II/9: Forests and biological diversity. *Convention sur la diversité biologique* [en ligne]. Montréal (Canada). [Consulté le 19 décembre 2019]. www.cbd.int/decision/cop/?id=7082
- CDB. Sans date b. What is forest biological diversity? *Convention sur la diversité biologique* [en ligne]. Montréal (Canada). [Consulté le 13 décembre 2019] www.cbd.int/forest/what.shtml
- CDB. 2006. Definitions. *Convention sur la diversité biologique* [en ligne]. Montréal (Canada). [Consulté le 13 janvier 2020] www.cbd.int/forest/definitions.shtml
- CDB. 2009. *Invasive alien species. A threat to biodiversity*. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada). [Consultable à l'adresse www.cbd.int/doc/bioday/2009/idb-2009-booklet-en.pdf]
- CDB. 2010a. *Décision adoptée par la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique en sa dixième réunion. X/2. Plan stratégique pour la biodiversité 2011-2020 et aux objectifs d'Aichi pour la biodiversité*. Dixième réunion de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique, Nagoya (Japon), 18-29 octobre 2010) PNUE/CDB/COP/DEC/X/2. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada). [Consultable à l'adresse www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-fr.pdf].
- CDB. 2010b. *Linking Biodiversity Conservation and Poverty Alleviation: A State of Knowledge Review*. CBD Technical Series No: 55. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada). [Consultable à l'adresse www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-55-en.pdf].
- CDB. 2011. *Protocole de Nagoya sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation relatif à la Convention sur la diversité biologique - texte et annexe*. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada).
- CDB. 2012a. *Resourcing the biodiversity targets: A first assessment of the resources required for implementing the strategic plan for biodiversity 2011–2020*. Montréal (Canada), Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. [Consultable à l'adresse www.cbd.int/doc/meetings/fin/hlpgarsp-01/official/hlpgarsp-01-01-report-en.pdf].
- CDB. 2012b. *Cities and biodiversity outlook*. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada).

- CDB.** 2014. *Global Biodiversity Outlook 4*. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada). [Consultable à l'adresse www.cbd.int/gbo/gbo4/publication/gbo4-en-hr.pdf].
- CDB.** 2016a. *Ecosystem restoration: short-term action plan*. Decision XIII/5 of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada). [Consultable à l'adresse www.cbd.int/doc/decisions/cop-13/cop-13-dec-05-en.pdf].
- CDB.** 2016b. *Updated assessment of progress towards Aichi Biodiversity Targets 5 and 15*. Treizième réunion de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique, Cancun (Mexique), 4-17 décembre 2016) PNUE/CDB/COP/13/INF/12. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada).
- CDB.** 2017. *The ABS Clearing-House. Convention sur la diversité biologique* [en ligne]. Montréal (Canada) [consulté le 26 décembre 2019] www.cbd.int/abs/theabsch.shtml
- CDB.** 2018a. *Décision adoptée par la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique 14/8. Aires protégées et autres mesures de conservation efficaces par zone*. Quatorzième réunion de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique, Charm el-Cheikh (Égypte), 17-29 novembre 2018. CDB/COP/DEC/14/8. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada). [Consultable à l'adresse www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-08-fr.pdf].
- CDB.** 2018b. *Décision adoptée par la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique 14/7. Gestion durable de la faune sauvage*. Quatorzième réunion de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique, Charm el-Cheikh (Égypte), 17-29 novembre 2018. CDB/COP/DEC/14/7. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada). [Consultable à l'adresse www.cbd.int/doc/decisions/cop-14/cop-14-dec-07-fr.pdf].
- CDB.** 2018c. *Progrès de l'application de l'Index de Singapour sur la biodiversité des villes*. Note du Secrétaire exécutif. Quatorzième réunion de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique, Charm el-Cheikh (Égypte), 17-29 novembre. CDB/COP/14/INF/34. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada).
- CDB.** 2019. *Le Protocole de Nagoya sur l'accès et le partage des avantages. Convention sur la diversité biologique* [en ligne]. Montréal (Canada). [Consulté le 19 décembre 2019]. www.cbd.int/abs/
- CDB.** 2020a. *Parties au Protocole de Nagoya. Convention sur la diversité biologique* [en ligne]. Montréal (Canada). [Consulté le 13 janvier 2020] www.cbd.int/abs/nagoya-protocol/signatories/
- CDB.** 2020b. *The Access and Benefit-Sharing Clearing-House* [en ligne]. Montréal (Canada). [Consulté le 13 janvier 2020] absch.cbd.int/
- CEE-ONU et FAO.** 2018. *Forests and Water. Valuation and payments for forest ecosystem services*. Genève. [Consultable à l'adresse www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/sp44-forests-water-web.pdf].
- Commission européenne (CE).** 2019a. *Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions: Renforcement de l'action de l'UE en matière de protection et de restauration des forêts*. COM(2019) 352 final. Bruxelles. [Consultable à l'adresse www.fao.org/forestry/47778-0435b5847e57ed0602b7e2f727fea6e53.pdf].
- CE.** 2019b. *Nature and biodiversity – Natura 2000. Commission européenne, Environnement* [en ligne]. Bruxelles. [Consulté le 4 janvier 2020] ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm**CEPF.** 2020. *Biodiversity hotspots defined. Critical Ecosystem Partnership Fund* [en ligne]. Arlington (États-Unis). [Consulté le 13 janvier 2020] www.cepf.net/our-work/biodiversity-hotspots/hotspots-defined
- Ceres.** 2019. *Out on a limb: The state of corporate no-deforestation commitments and reporting indicators that count*. Boston (États-Unis). [Consultable à l'adresse www.ceres.org/sites/default/files/reports/2019-06/OutOnALimb.pdf].
- Chan, K.M.A., Pringle, R.M., Ranganathan, J., Boggs, C.L., Chan, Y.L., Ehrlich, P.R., Haff, P.K., Heller, N.E, Al-Khafaji, K. et Macmynowski, D.P.** 2007. *When agendas collide: human welfare and biological conservation. Conservation Biology*, 21(1): 59–68.
- Chan, L., Hillel, O., Elmqvist, T., Werner, P., Holman, N., Mader, A. et Calcaterra, E.** 2014. *User's manual on the Singapore Index on Cities' Biodiversity (also known as the City Biodiversity Index)*. Singapore, National Parks Board, Singapour.
- Chao, S.** 2012. *Forest peoples: numbers across the world*. Moreton-in-Marsh (Royaume-Uni) Forest Peoples Programme.
- Chazdon, R.L., Bodin, B., Guariguata, M., Lamb, D., Walder, B., Chokkalingam, U. et Shono, K.** 2017. *Partnering with nature: The case for natural regeneration in forest and landscape restoration*. FERI Policy Brief. FERI, Montréal (Canada).
- Chomba, B.M., Tembo, O., Mutandi, K., Mtongo, C.S. et Makano, A.** 2014. *Drivers of deforestation, identification of threatened forests and forest co-benefits other than carbon from REDD+ implementation in Zambia. A consultancy report prepared for the Forestry Department and the Food and Agriculture Organization of the United Nations under the national UN-REDD Programme*. Lusaka, Ministry of Lands, Natural Resources and Environmental Protection. [Consultable à l'adresse landforlions.org/data/documents/drivers-deforestation-Zambia-WEB_final.pdf].
- CITES.** 1983. *Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction* [en ligne]. [Consulté le 19 décembre 2019]. www.cites.org/sites/default/files/fra/disc/CITES-Convention-FR.pdf
- CITES.** 2019. *Projects and initiatives – Supporting sustainable management of endangered tree species. Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction* [en ligne]. Genève (Suisse). [Consulté le 4 janvier 2020]. www.cites.org/eng/program/flora/trees/trees_project

- Clean Cooking Alliance.** 2015. Five years of impact 2010–2015. *Clean Cooking Alliance* [en ligne]. United Nations Foundation, New York (États-Unis). [Consulté le 4 janvier 2020]. www.cleancookingalliance.org/resources/reports/fiveyears.html
- CNUCED (Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement).** 2006. *Accord international de 2006 sur les bois tropicaux*. TD/TIMBER.3/12. Genève (Suisse). [Consultable à l'adresse treaties.un.org/doc/source/docs/tdtimber3d12_en.pdf].
- CNULCD (Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification).** 2018. *Decision 7/COP.13. Futur cadre stratégique de la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification*. Bonn (Allemagne). [Consultable à l'adresse www.unccd.int/sites/default/files/relevant-links/2018-08/coop21add1_SF_FR.pdf].
- CNULCD.** 2019a. The LDN target setting programme. *Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification* [en ligne]. Bonn (Allemagne). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.unccd.int/actions/ldn-target-setting-programme
- CNULCD.** 2019b. The GGW aims to restore Africa's degraded landscapes and transform millions of lives in one of the world's poorest regions. *Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification* [en ligne]. Bonn (Allemagne). [Consulté le 5 janvier 2020]. knowledge.unccd.int/publications/ggw-aims-restore-africas-degraded-landscapes-and-transform-millions-lives-one-worlds
- CNULCD.** Sans date. The LDN Fund – An impact investment fund for land degradation neutrality. *Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification* [en ligne]. Bonn (Allemagne). [Consulté le 2 janvier 2020]. www.unccd.int/actions/impact-investment-fund-land-degradation-neutrality
- Coad, L., Fa, J., Abernathy, K., Van Vliet, N., Santamaria, C., Wilkie, D.S., El Biziri, H.R., Ingram, D.J., Cawthorn, D. et Nasi, R.** 2019. *Towards a sustainable, participatory and inclusive wildmeat sector*. CIFOR, Bogor (Indonésie).
- Coady, D., Parry, I., Le, N.-P. et Shang, B.** 2019. *Global fossil fuel subsidies remain large: an update based on country-level estimates*. IMF Working Paper. IMF, Washington.
- COMIFAC.** 2020. *Commission des Forêts d'Afrique centrale* [en ligne]. Yaoundé. [Consulté le 2 janvier 2020]. comifac.org/
- CONAP et WCS.** 2018. *Monitoreo de la Gobernabilidad en la Reserva de la Biosfera Maya: Actualización al año 2017*. Con el apoyo de USAID y el USDOJ/ITAP. 56 pp. San Benito, Petén, Guatemala. [Consultable à l'adresse conap.gob.gt/wp-content/uploads/2019/10/MONITOREO-DE-LA-GOBERNABILIDAD-EN-LA-RBM.pdf]
- Conseil de la santé des Pays-Bas.** 2004. *Nature and Health. The influence of nature on social, psychological and physical well-being*. The Hague, Health Council of the Netherlands and the Advisory Council for Research on Spatial Planning, Nature and the Environment in the Netherlands.
- Cook, B., Anchukaitis, K., Kaplan, J., Puma, M., Kelley, M. et Gueyffier, D.** 2012. Pre-Columbian deforestation as an amplifier of drought in Mesoamerica. *Geophysical Research Letters*, 39(16): L16706 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. doi.org/10.1029/2012GL052565
- CPW.** 2016. *Sustainable wildlife management and human-wildlife conflict*. CPW Fact Sheet 4. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i4893e.pdf].
- CRGAA.** 2019. *Premier rapport sur la mise en œuvre du Plan d'action mondial pour la conservation, l'utilisation durable et la mise en valeur des ressources génétiques forestières*. Dix-septième session ordinaire, Rome, 18-22 février 2019. CGRFA-17/19/10.2/Inf.1. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/my877en/my877en.pdf].
- CRITFC.** 2020. The Plan: Wy-Kan-Ush-Mi Wa-Kish-Wit. *Colombia River Inter-Tribal Fish Commission* [en ligne]. Portland (États-Unis). [Consulté le 1er janvier 2020]. www.critfc.org/fish-and-watersheds/fish-and-habitat-restoration/the-plan-wy-kan-ush-mi-wa-kish-wit/
- CSA.** 2014. *Principes pour un investissement responsable dans l'agriculture et les systèmes alimentaires*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-au866f.pdf].
- Dargie, G.C., Lewis, S.L., Lawson, I.T., Mitchard, E.T.A., Page, S.E., Bocko, Y.E. et Ifo, S.A.** 2017. Age, extent and carbon storage of the Central Congo Basin peatland complex. *Nature*, 542(7639): 86–90.
- Dave, R., Saint-Laurent, C., Murray, L., Antunes Daldegan, G., Brouwer, R., de Mattos Scaramuzza, C.A., Raes, L.** 2019. *Second Bonn Challenge progress report – application of the barometer in 2018*. UICN, Gland (Suisse).
- Davies, J.D., Hill, R., Walsh, F., Sandford, M., Smyth, D. et Holmes, M.C.** 2013. Innovation in management plans for community conserved areas: Experiences from Australian indigenous protected areas. *Ecology and Society*, 18(2): 14 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. dx.doi.org/10.5751/ES-05404-180214
- Dawson, I.K., Leakey, R., Clement, C.R., Weber, J.C., Cornelius, J.P., Roshekto, J.M., Vinceti, B.** 2014. The management of tree genetic resources and the livelihoods of rural communities in the tropics: Non-timber forest products, smallholder agroforestry practices and tree commodity crops. *Global Forest Genetic Resources*, 333: 9–21.
- Deacon, R.T.** 1995. Assessing the relationship between government policy and deforestation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 28(1): 1–18.
- Delelegn, A., Sahile, S. et Husen, A.** 2018. Water purification and antibacterial efficacy of *Moringa oleifera* Lam. *Agriculture and Food Security*, 7: Article 25 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. doi.org/10.1186/s40066-018-0177-1
- de Vries, S.M.G., Alan, M., Bozzano, M., Burianek, V., Collin, E., Cottrell, J., Ivankovic, M.** 2015. *Pan-European strategy for genetic conservation of forest trees and establishment of a core network of dynamic conservation units*. European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN). Biodiversity International, Rome.

- Département des forêts du Sichuan. 2015. *The Pandas of Sichuan: The 4th Survey Report on Giant Panda in Sichuan Province*. Sichuan Science and Technology Press, Chengdu (Chine). Dans Brinckmann, J.A., Luo W., Xu Q., He X., Wu J., et Cunningham A.B. 2018. Sustainable harvest, people and pandas: Assessing a decade of managed wild harvest and trade in *Schisandra sphenanthera*. *Journal of Ethnopharmacology*, 224: 522–534.
- Ding, H., Veit, P.G., Blackman, A., Gray, E., Reytar, K., Altamirano, J.C. et Hodgdon, B. 2016. *Climate benefits, tenure costs: the economic case for securing indigenous land rights in the Amazon*. WRI, Washington.
- Dirzo, R. et Raven, P.H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 137–167.
- Dounias, E. et Ichikawa, M. 2017. Seasonal bushmeat hunger in the Congo Basin. *EcoHealth*, 14: 575–590.
- Dourojeanni, M. 2017. [Opini3n] ¿Las sociedades prehispánicas cuidaron mejor la Amazonía? *SPDA Actualidad Ambiental* [en ligne]. Lima [consulté le 4 janvier 2020]. www.actualidadambiental.pe/opinion-las-sociedades-prehispanicas-cuidaron-mejor-la-amazonia/
- Drescher, M. et Brenner, J.C. 2018, The practice and promise of private land conservation. *Ecology and Society* 23(2) [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020] www.jstor.org/stable/26799076
- Dudley, N., Jonas, H., Nelson, F., Parrish, J., Pyhälä, A., Stolton, S. et Watson, J. 2018. The essential role of other effective area-based conservation measures in achieving big bold conservation targets. *Global Ecology and Conservation*, 15: e00424 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00424
- Duffy, J., Godwin, C. et Cardinale, B. 2017. Biodiversity effects in the wild are common and as strong as key drivers of productivity. *Nature*, 549: 261–264.
- Ege, M.J., Mayer, M., Normand, A.C., Genuneit, J., Cookson, W.O., Braun-Fahrlander, C., Heederik, D., Piarroux, R. et von Mutius, E. 2011. Exposure to environmental microorganisms and childhood asthma. *The New England Journal of Medicine*, 364: 701–709.
- Eilers, E.J., Kremen, C., Smith Greenleaf, S., Garber, A.K. et Klein, A.-M. 2011. Contribution of pollinator-mediated crops to nutrients in the human food supply. *PLOS ONE*, 6(6): e21363 [en ligne]. [Consulté le 13 janvier 2020]. doi.org/10.1371/journal.pone.0021363
- Eriksson, M., Samuelson, L., Jägrud, L., Mattsson, E., Celander, T., Malmer, A., Bengtsson, K. 2018. Water, forests, people: The Swedish Experience in building resilient landscapes. *Environmental Management*, 62(1): 45–57.
- Erwin, T.L. 1982. Tropical forests: their richness in Coleopteran and other arthropod species. *The Coleopterists' Bulletin*, 36: 74–75., cité par Dirzo, R. et Raven, P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 137–167.
- ESA CCI. 2017. Global Land Cover Maps for 2015. Land Cover CCI Climate Research Data Package [en ligne]. ESA Climate Change Initiative – Land Cover led by UCLouvain. www.esa-landcover-cci.org/?q=node/164
- Evans, N.P., Bauska, T.K., Gázquez-Sánchez, F., Brenner, M., Curtis, J.H. et Hodell, D.A. 2018. Quantification of drought during the collapse of the classic Maya civilization. *Science*, 361(6401): 498–501.
- Fa, J.E., Currie, D. et Meeuwig, J. 2003. Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation*, 30: 71–78
- Fabricant, D.S. et Fransworth, N.R. 2001. The value of plants used in traditional medicine for drug discovery. *Environmental Health Perspectives*, 109(1): 69–75
- FairWild Foundation. 2019. *The FairWild standard* [en ligne]. Cambridge (Royaume-Uni). [Consulté le 18 décembre 2019]. www.fairwild.org/the-fairwild-standard
- FAO et Mécanisme mondial de la CNULCD (Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification). 2015. *Financement durable de la restauration des forêts et des paysages*. FAO, Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/i5031fr/i5031FR.pdf].
- FAO. 1989. *Foresterie et sécurité alimentaire*. Étude FAO Forêts n° 90, Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/T0178f/T0178f00.pdf].
- FAO. 1997. *L'État des ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/tempref/docrep/fao/meeting/015/w7324e.pdf].
- FAO. 2006. *La gestion des feux: recommandations volontaires pour la gestion des feux. Principes directeurs et actions stratégiques*. Document de travail sur la gestion des feux FM17F. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/i9255f/i9255f00.htm].
- FAO. 2007. *L'État des ressources zoogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a1250f.pdf].
- FAO. 2009. *Déclaration du Sommet mondial sur la sécurité alimentaire* [en ligne]. Rome. [Consulté le 4 janvier 2020]. www.fao.org/3/w3613f/w3613f00.htm
- FAO. 2010a. *Deuxième Rapport sur l'État des ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/i1500f/i1500f.pdf].
- FAO. 2010b. *Évaluation des ressources forestières mondiales 2010, Rapport principal*. Étude FAO Forêts n° 163, Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/i1757f/i1757f00.htm].
- FAO. 2011a. *International Plant Protection Convention*. Rome, Secretariat of the International Plant Protection Convention. [Consultable à l'adresse www.ippc.int/static/media/files/publication/en/2019/02/1329129099_ippc_2011-12-01_reformatted.pdf].
- FAO. 2011b. *Situation des forêts du monde 2011*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/i2000f/i2000f00.htm].

- FAO. 2012a. *Global ecological zones for FAO forest reporting: 2010 Update*. Forest Resources Assessment Working Paper 179. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/ap861e/ap861e00.pdf].
- FAO. 2012b. *Directives volontaires pour une gouvernance responsable des régimes fonciers applicables aux terres, aux pêches et aux forêts dans le contexte de la sécurité alimentaire nationale*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i2801f.pdf].
- FAO. 2013a. *Les forêts et les arbres sont essentiels à la sécurité alimentaire et à la nutrition mondiales*. Résumé de la Conférence internationale sur les forêts pour la sécurité alimentaire et la nutrition (Rome), 13-15 mai 2013. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/aq110f/aq110f.pdf].
- FAO. 2013b. *Insectes comestibles – Perspectives pour la sécurité alimentaire et l'alimentation animale*. Étude FAO Forêts n° 171. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/i3253f/i3253f.pdf].
- FAO. 2013c. *Six-legged livestock: edible insect farming, collection and marketing in Thailand*. RAP Publication No. 2013/03. Bangkok (Thaïlande) Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Bureau régional pour l'Asie et le Pacifique. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i3246e.pdf].
- FAO. 2014a. *L'État des ressources génétiques forestières dans le monde*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i3827f.pdf].
- FAO. 2014b. *Plan d'action mondial pour la conservation, l'utilisation durable et la mise en valeur des ressources génétiques forestières*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i3849f.pdf].
- FAO. 2014c. *Situation des forêts du monde 2014*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i3710f.pdf].
- FAO. 2014d. *Women in forestry: Challenges and opportunities*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i3924e.pdf].
- FAO. 2015a. *Deuxième rapport sur l'État des ressources zoogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i5077f.pdf].
- FAO. 2015b. *Directives mondiales pour la restauration des forêts et des paysages dégradés dans les terres arides: renforcer la résilience et améliorer les moyens d'existence*. Étude FAO Forêts n° 175. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i5036f.pdf].
- FAO. 2015c. *Évaluation des ressources forestières mondiales 2015. Comment les forêts de la planète changent-elles? 2ème édition*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i4793f.pdf].
- FAO. 2016a. *Suite donnée à la deuxième Conférence internationale sur la nutrition*. Rapport de la vingt-troisième session du Comité des forêts (Rome, 18-22 juillet 2016). COFO/2016/7.4. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-mq485f.pdf].
- FAO. 2016b. *Payments for forest environmental services in sub-Saharan Africa: a practical guide*. FAO, Accra. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i5578e.pdf].
- FAO. 2017a. *Sustainable woodfuel for food security. A smart choice: green, renewable and affordable*. Documents de travail. Rome. [www.fao.org/3/a-i7917e.pdf].
- FAO. 2017b. *Strengthening sector policies for better food security and nutrition results – Forestry*. Policy Guidance Note 3. Rome. [www.fao.org/3/a-i7215e.pdf].
- FAO. 2017c. *Non-wood forest products in international statistical systems*. Rome. [www.fao.org/3/a-i6731e.pdf].
- FAO. 2017d. *L'engagement d'Agadir pour une initiative régionale méditerranéenne sur la restauration des forêts et des paysages*. Comité CFFSA/CEF/CFPO des questions forestières méditerranéennes – *Silva Mediterranea*, vingt-deuxième session, Agadir (Maroc), 22 mars 2017. [Consultable à l'adresse www.fao.org/forestry/45686-0278e9d283e9d8bfde24f26c92511bc9f.pdf].
- FAO. 2017e. *L'avenir de l'alimentation et de l'agriculture: tendances et défis*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i6887f.pdf].
- FAO. 2018a. *Termes et définitions FRA 2020*. Document de travail n. 188 d'évaluation des ressources forestières mondiales. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/i8661FR/i8661fr.pdf].
- FAO. 2018b. *La Situation des forêts du monde 2018*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/i9535FR/i9535fr.pdf].
- FAO. 2018c. *REDD+ finance and investments*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/CA0907EN/ca0907en.pdf].
- FAO. 2019a. *L'État de la biodiversité pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde*. Rome, FAO et la Commission des ressources génétiques pour l'alimentation et l'agriculture [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/CA3229FR/CA3229FR.pdf].
- FAO. 2019b. *L'État des ressources génétiques aquatiques pour l'alimentation et l'agriculture dans le monde*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/ca5345FR/CA5345FR.pdf].
- FAO. 2019c. *Arbres, forêts et utilisation des terres dans les zones arides – Première évaluation mondiale*. Étude FAO Forêts n° 184. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/a-i5905f.pdf].
- FAO. 2019d. *Traité international sur les ressources phylogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture* [en ligne]. [Consulté le 13 janvier 2020]. www.fao.org/fileadmin/user_upload/legal/docs/037sf.pdf
- FAO. 2019e. FAOSTAT. *Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture* [en ligne]. Rome. [Consulté le 4 janvier 2020]. www.fao.org/faostat
- FAO. 2019f. Collaborative Partnership on Sustainable Wildlife Management. *Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture* [en ligne]. Rome. [Consulté le 18 décembre 2019] www.fao.org/forestry/wildlife-partnership/en/

BIBLIOGRAPHIE

- FAO. 2019g. *Restoring forest landscapes through assisted natural regeneration (ANR) – A practical manual*. Bangkok. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/ca4191en/CA4191EN.pdf]
- FAO. 2019h. Action contre la désertification. *Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture* [en ligne]. Rome. [Consulté le 4 janvier 2020]. www.fao.org/in-action/action-against-desertification/fr/
- FAO. 2019i. *Championing sustainable agriculture in the Caribbean Region of Colombia: a case study*. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/ca6753en/CA6753EN.pdf].
- FAO. 2019j. *Sustainable Food and Agriculture – An Integrated Approach*, by Campanhola, C. and Pandey, S. (sous la direction de). FAO et Elsevier.
- FAO. 2020. *Évaluation des ressources forestières mondiales 2020 – Rapport principal*. Rome.
- FAO. À paraître. *Analysis of 32 REDD+ Strategies*. Rome.
- FAO et PCF. 2018. *Une initiative conjointe du Partenariat de collaboration sur les forêts (PCF). Rapport résumé des coprésidents*. Présenté à la Conférence internationale «Travaillons avec les divers secteurs pour arrêter la déforestation et étendre les superficies forestières – de l'aspiration à l'action», siège de la FAO, Rome, 20-22 février 2018.
- FAO et Plan Bleu. 2018. *État des forêts méditerranéennes 2018*. FAO, Rome, et Plan Bleu, Marseille (France). [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/CA2081FR/ca2081fr.pdf].
- FAO et WRI. 2019. *The road to restoration: a guide to identifying priorities and indicators for monitoring forest and landscape restoration*, by Kathleen Buckingham, Sabin Ray, Carolina Gallo Granizo, Lucas Toh, Fred Stolle, Faustine Zoveda, Katie Reytar, Rene Zamora, Peter Ndunda, Florence Landsberg, Marcelo Matsumoto et John Brandt. Washington (États-Unis).
- FAO, DFSC et IPGRI. 2001. *Forest genetic resources conservation and management. Vol. 2: In managed natural forests and protected areas (in situ)*. IPGRI, Rome.
- FAO, FLD et IPGRI. 2004. *Forest genetic resources conservation and management. Vol. 3: In plantations and genebanks (ex situ)*. International Plant Genetic Resources Institute, Rome.
- Fedigan, L.M. et Jack, K.M. 2012. Tracking neotropical Monkeys in Santa Rosa: Lessons from a regenerating Costa Rican dry forest. In P.M. Kappeler et D.P. Watts (sous la direction de). *Long-term field studies of primates*, pp. 165–184. Springer, Berlin.
- Ferraro, P., Sanchirico, J., et Smith, M. 2019. Causal inference in coupled human and natural systems, *PNAS*, 116(12): 5311–5318.
- FIDA et PNUF. 2013. *Smallholders, food security, and the environment*. FIDA, Rome.
- Field, C.D. (sous la direction de). 1996. *Restoration of mangrove ecosystems*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japon.
- Fisher, B. et Christopher, T. 2007. Poverty and biodiversity: Measuring the overlap of human poverty and the biodiversity hotspots. *Ecological Economics*, 62: 93–101.
- Fluet-Chouinard, E., Funge-Smith, S. et McIntyre, P.B. 2018. Global hidden harvest of freshwater fish revealed by household surveys. *PNAS*, 115(29): 7623–7628.
- FONAFIFO, CONAFOR et Ministère de l'environnement. 2012. *Lessons learned for REDD+ from PES and conservation incentive programs. Examples from Costa Rica, Mexico, and Ecuador*. Banque internationale pour la reconstruction et le développement/Banque mondiale, Washington.
- Food and Land Use Coalition. 2019. *Ten Critical Transitions to Transform Food and Land Use*. [Consultable à l'adresse www.foodandlandusecoalition.org/wp-content/uploads/2019/09/FOLU-GrowingBetter-GlobalReport.pdf]
- Forest Europe. Sans date. *Home page* [en ligne]. Zvolen (Slovaquie). [Consulté le 26 décembre 2019]. foresteurope.org/
- Forest Europe. 2019. *Human health and sustainable forest management*, edited by Marušáková, L. et Sallmannshoferet, M. Forest Europe Study. Zvolen (République slovaque). [foresteurope.org/wp-content/uploads/2017/08/Forest_book_final_WVEBpdf.pdf]
- Forest Trends. 2017. *Supply change: Tracking corporate commitments to deforestation-free supply chains, 2017*. Washington.
- Forest Trends. 2020. *Forest Trends Supply Change Initiative* [en ligne] [Consulté le 17 mars 2020]. <http://supply-change.org/>
- Forum économique mondial. 2020. One trillion trees – World Economic Forum launches plan to help nature and the climate. *World Economic Forum* [en ligne]. Genève (Suisse). [Consulté le 15 février 2020]. www.weforum.org/agenda/2020/01/one-trillion-trees-world-economic-forum-launches-plan-to-help-nature-and-the-climate/
- Fritz-Vietta, N.V.M. 2016. What can forest values tell us about human well-being? Insights from two biosphere reserves in Madagascar. *Landscape and Planning* 147: 28–37.
- Fung, E., Imbach, P., Corrales, L., Vilchez, S. Zamora, N., Argotty, F., Hannah, L. et Ramos, Z. 2017. Mapping conservation priorities and connectivity pathways under climate change for tropical ecosystems. *Climatic Change*, 141: 77–92.
- Gaisberger, H., Kindt, R., Loo, J., Schmidt, M., Bognounou, F., Da, S.S., Diallo, O.B. 2017. Spatially explicit multi-threat assessment of food tree species in Burkina Faso: A fine-scale approach. *PLOS ONE*, 12(9): e0184457 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. doi.org/10.1371/journal.pone.0184457
- Galetti, M. et Costa-Pereira, R. 2017. Scientists need social media influencers. *Science*, 357(6354): 880–881.
- Galway, L.P., Acharya, Y. et Jones, A.D. 2018. Deforestation and child diet diversity: A geospatial analysis of 15 sub-Saharan African countries. *Health & Place*, 51: 78–88.

- Gardner, C.J., Bicknell, J.E., Struebig, M.J., et Davies, Z.G.** 2017. *Vertebrate populations, forest regeneration and carbon: a rapid evidence assessment*. University of Kent, Durrell Institute of Conservation and Ecology, Canterbury (Royaume-Uni).
- Garnett, S.T. et Lindenmayer, D.B.** 2011. Conservation science must engender hope to succeed. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(2): 59–60.
- Garnett, S.T., Burgess, N.D., Fa, J.E., Fernández-Llamazares, Á., Molnár, Z., Robinson, C.J., Watson, J.E.** 2018. A spatial overview of the global importance of indigenous lands for conservation. *Nature Sustainability*, 1(7): 369–374.
- Gayi, S. et Tzowou, K.** 2016. *Cocoa industry: Integrating small farmers into the global value chain*. CNUCED, Genève (Suisse). [Consultable à l'adresse unctad.org/en/PublicationsLibrary/suc2015d4_en.pdf].
- Gentry, A.H. et Dodson, C.H.** 1987. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. *Biotropica*, 19:149–56, cité par Dirzo, R. et Raven, P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 137–167.
- GIEC.** 2019. *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley (sous la direction de.)]. [Consultable à l'adresse www.ipcc.ch/srccl/].
- Giller, K.E., Leeuwis, C., Andersson, J.A., Andriess, W., Brouwer, A., Frost, P., Hebinck, P.** 2008. Competing claims on natural resources: what role for science? *Ecology and Society*, 13(2): 34 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art34/
- Golden, C.D., Fernald, L.C.H., Brashares, J.S., Rasolofoniaina, B.J.R. et Kremen, C.** 2011. Benefits of wildlife consumption to child nutrition in a biodiversity hotspot. *PNAS*, 108: 19653–19656.
- González-Oreja, J.A., Bonache-Regidor, C. et de la Fuente-Díaz-Ordaz, A.A.** 2010. Far from the noisy world? Modelling the relationships between park size, tree cover and noise levels in urban green spaces of the city of Puebla, Mexico. *Interciencia*, 35(7): 486–492.
- Gosnell, H. et Abrams, J.** 2011. Amenity migration: diverse conceptualizations of drivers, socioeconomic dimensions, and emerging challenges. *Geojournal*, 76, 303–322.
- Gouvernement des États-Unis d'Amérique.** 1973. *Endangered Species Act of 1973*. Washington. [Consultable à l'adresse www.fws.gov/international/pdf/esa.pdf].
- Gouvernement du Bhoutan.** 1997. *Biodiversity Action Plan for Bhutan*. Thimpu, Bhoutan. [Consultable à l'adresse www.cbd.int/doc/world/bt/bt-nr-01-en.pdf].
- GPFLR.** Sans date. What is forest and landscape restoration (FLR)? *Global Partnership on Forest and Landscape Restoration* [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. www.forestlandscaperestoration.org/what-forest-and-landscape-restoration-flr.html
- Grande muraille verte.** 2019a. The great green wall. *Great Green Wall* [en ligne]. Bonn (Allemagne). [Consulté le 31 décembre 2019]. www.greatgreenwall.org/about-great-green-wall
- Grande muraille verte.** 2019b. Results. *Great Green Wall* [en ligne]. Bonn (Allemagne). [Consulté le 4 janvier 2020]. www.greatgreenwall.org/results
- Green, E., McRae, L., Harfoot, M., Hill, S., Simonson, W. et Baldwin-Cantello, W.** 2019a. *Below the canopy: plotting global trends in forest wildlife populations*. WWFUK, Woking (Royaume-Uni).
- Green, E., McRae, L., Harfoot, M., Hill, S., Simonson, W. et Baldwin-Cantello, W.** 2019b. Below the canopy: global trends in forest vertebrate populations and their drivers. *PeerJ Preprints*, 7: e27882v1 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. doi.org/10.7287/peerj.preprints.27882v1.
- Gretzinger, S.** 2016. *Latin American experiences in natural forest management concessions*. Forestry Policy and Institutions Working Paper 35. FAO, Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/forestry/45023-0707f17f1cce86c7e4f4e870bf4edd2f0.pdf].
- Groenewegen, P.P., Van den Berg, A.E., De Vries, S. et Verheij, R.A.** 2006. Vitamin G: effects of green space on health, well-being, and social safety. *BMC public health*, 6(1), 149 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. doi.org/10.1186/1471-2458-6-149
- Grogan, J., Free, C., Pinelo, G., Johnson, A. et Alegria R.** 2016. *Conservation status of five timber species populations in the forestry concessions of the Maya Biosphere Reserve, Guatemala*. CATIE, Turrialba (Costa Rica).
- Guariguata, M., Cronkleton P., Duchelle, A. et Zuidema, P.** 2017. Revisiting the 'cornerstone of Amazonian conservation': a socioecological assessment of Brazil nut exploitation. *Biodiversity and Conservation*, 26: 2007–2027.
- Gurnell, A.M., England, J., Shuker, L. et Wharton, G.** 2019. The contribution of citizen science volunteers to river monitoring and management: International and national perspectives and the example of the MoRPh survey. *River Research and Applications*, 35(8): 1359–1373.
- Gurung, J.D.** 2002. Getting at the heart of the issue: Challenging male bias in Nepal's Department of Forests. *Mountain Research and Development*, 22(3): 212–216.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E.** 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1: e1500052 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. DOI: 10.1126/sciadv.1500052
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turbanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D.** 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160): 850–853.

BIBLIOGRAPHIE

- Hansen, M.M., Jones, R., et Tocchini, K. 2017. Shinrin-yoku (forest bathing) and nature therapy: A state-of-the-art review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(8): 851.
- Hanski, I., von Herten, L., Fyhrquist, N., Koskinen, K., Torppa, K., Laatikainen, T., Karisola, P. 2012. Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are interrelated. *PNAS*, 109(21): 8334–8339.
- Hart, D. 2018. *Man the hunted: primates, predators, and human evolution*. Routledge, New York (États-Unis).
- Hartig, T., Mang, M., et Evans, G.W. 1991. Restorative effects of natural environment experiences. *Environment and Behavior*, 23(1): 3–26.
- Hegetschweiler, K.T., Plum, C., Fischer, C., Brändli, U.B., Ginzler, C. et Hunziker, M. 2017. Towards a comprehensive social and natural scientific forest-recreation monitoring instrument – A prototypical approach. *Landscape and Urban Planning*, 167: 84–97.
- Henders, S., Persson, U.M. et Kastner, T. 2015. Trading forests: land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environmental Research Letters* 10, no. 12, doi:10.1088/1748-9326/10/12/125012.
- Henriksen, L. 2018. *Blue Targeting – manual. How to do Blue Targeting for best management practice (BMP) for forestry along small streams*. Swedish Forest Agency, EU Interreg project Water Management in Baltic Forests. [Consultable à l'adresse www.skogsstyrelsen.se/globalassets/projektwebbplatser/wambaf/blue-targeting/blue-targeting-manual.pdf].
- Hermosilla, T., Wulder, M.A., White, J.C., Coops, N.C., Pickell, P.D. et Bolton, D.K. 2019. Impact of time on interpretations of forest fragmentation: three-decades of fragmentation dynamics over Canada. *Remote Sensing of Environment*, 222: 65–77.
- Heß, S., Jaimovich, D., et Schündeln, M. 2019. *Environmental effects of development programs: Experimental evidence from West African dryland forests* [en ligne]. [Consulté le 13 janvier 2020]. hess.org/Gambia%20Forest.pdf
- Hilderbrand, G.V., Schwartz, C.C., Robbins, C.T., Jacoby, M.E., Hanley, T.A., Arthur, S.M. et Servheen, C. 1999. The importance of meat, particularly salmon, to body size, population productivity, and conservation of North American brown bears. *Canadian Journal of Zoology*, 77: 132–138.
- Hill, S.L.L., Arnell, A., Maney, C., Butchart, S.H.M., Hilton-Taylor, C., Ciciarelli, C., Davis, C., Dinerstein, E., Purvis, A. et Burgess, N.D. 2019. Measuring forest biodiversity status and changes globally. *Frontiers in Forest and Global Change*, 2: 70 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. doi.org/10.3389/ffgc.2019.00070
- Hlásny, T., Krokene, P., Liebold, A., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K. 2019. *Living with bark beetles: impacts, outlook and management options*. From Science to Policy 8. European Forest Institute, Barcelone (Espagne).
- HLPE. 2017. *Gestion durable des forêts au service de la sécurité alimentaire et de la nutrition. Rapport du Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition du Comité de la sécurité alimentaire mondiale*. Rome. [www.fao.org/3/a-i7395f.pdf].
- Hoare, A. 2015. *Tackling illegal logging and the related trade: what progress and where next?* Chatham House Report. The Royal Institute of International Affairs, Chatham House, Londres.
- Hodgdon, B.D., Hughell, D., Ramos, V.H. et McNab, R.B. 2015. *Deforestation trends in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala 2000–2013*. Rainforest Alliance, New York (États-Unis).
- Hoffmann, B., Roeger, S., Wise, P., Dermer, J., Yunupingu, B., Lacey, D., Yunupingu, D., Marika, B., Marika, M. et Panton, B. 2012. Achieving highly successful multiple agency collaborations in a cross-cultural environment: experiences and lessons from Dhimurru Aboriginal Corporation and partners. *Ecological Management and Restoration*, 13(1): 42–50.
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R.S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A. et Romijn, E. 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4): 044009 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020] doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009
- Hudson, L.N., Newbold, T., Contu, S., Hill, S.L., Lysenko, I., De Palma, A., Phillips, H.R. 2017. The database of the PREDICTS (Projecting responses of ecological diversity in changing terrestrial systems) project. *Ecology and Evolution*, 7(1): 145–188.
- Hughes, T.W. et Lee, K. 2015. The role of recreational hunting in the recovery and conservation of the wild turkey (*Meleagris gallopavo* spp.) in North America. *International Journal of Environmental Studies*, 72(5): 797–809.
- Huntley, B.J. et Redford, K.H. 2014. *Mainstreaming biodiversity in practice: a STAP advisory document*. FEM, Washington (États-Unis).
- Ickowitz, A., Powell, B., Salim, M.A. et Sunderland, T. 2014. Dietary quality and tree cover in Africa. *Global Environmental Change*, 24: 287–294.
- IDH. 2019. *Green Cocoa Cameroon. IDH, The Sustainable Trade Initiative* [en ligne]. Utrecht (Pays-Bas). [Consulté le 4 janvier 2020] www.idhsustainabletrade.com/contact-directions/
- IIED. 2019. *Darwin Initiative Main and Post Project Annual Report: Livelihoods Insurance from Elephants (LIFE) in Kenya and Sri Lanka* [en ligne]. Londres. [Consulté le 4 janvier 2020] <https://pubs.iied.org/pdfs/G04412.pdf>
- INAB. 2019. *Cobertura forestal. SIFGUA – Sistema de Información Forestal de Guatemala* [en ligne]. Guatemala. [Consulté le 4 janvier 2020]. www.sifgua.org.gt/Cobertura.aspx
- Ingwall-King, L. et Gangur, A. À paraître. Integrating traditional knowledge into conservation policy and practice: a good practice review. PNUE-WCMC, Cambridge (Royaume-Uni).

Initiative 20x20. Sans date. *Healthy lands for food, water and nature* [en ligne]. Washington. [Consulté le 18 décembre 2019] initiative20x20.org/

Institute of Medicine. 2001. *Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc*. National Academies Press, Washington.

Instituto Socioambiental. 2015. *Advances and setbacks in territorial rights in Brazil*. Brasilia. Cité dans RRI. 2015. *Protected areas and the land rights of indigenous peoples and local communities: current issues and future agenda*. RRI, Washington.

IPBES. 2016. *The assessment report on pollinators, pollination and food production-policy platform on biodiversity and ecosystem services on pollinators, pollination and food production*. Bonn (Allemagne).

IPBES. 2019a. *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn (Allemagne).

IPBES. 2019b. *Chapter 2.2 Status and Trends – Nature. Unedited draft chapter for IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services* [en ligne]. Bonn (Allemagne). [Consulté le 13 janvier 2020]. ipbes.net/sites/default/files/ipbes_global_assessment_chapter_2_2_nature_unedited_31may.pdf].

Irvine, K.N., Devine-Wright, P., Payne, S.R., Fuller, R.A., Painter, B. et Gaston, K.J. 2009. Green space, soundscape and urban sustainability: an interdisciplinary, empirical study. *Local Environment*, 14(2): 155–172.

Isted, A. 2013. *An investigation into the benefits of forest school intervention for young people with ADHD in the education system (Examination paper)*. University of Greenwich, Londres.

ITC. 2016. *Sustainable sourcing: Markets for certified Chinese medicinal and aromatic plants*. Genève (Suisse)

Jalonen, R., Valette, M., Boshier, D., Duminiil, J. et Thomas, E. 2017. Forest and landscape restoration severely constrained by a lack of attention to the quantity and quality of tree seed: Insights from a global survey. *Conservation Letters*, 11(4): e12424 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020] doi. org/10.1111/cons.12424

Jamnadas, R., McMullin, S., Iiyama, M., Dawson, I.K., Powell, B., Termote, C., Ickowitz, A. 2015. Understanding the roles of forests and tree-based systems in food provision. Dans B. Vira, C. Wildburger et S. Mansourian (sous la direction de). *Forests and food: Addressing hunger and nutrition across sustainable landscapes*. Open Book Publishers, Cambridge (Royaume-Uni). dx.doi.org/10.11647/OBP.0085

Jayachandran S., de Laat, J., Lambin, E.F., Stanton, C.Y., Audy, R. et Thomas, N.E. 2017. Cash for carbon: A randomized trial of payments for ecosystem services to reduce deforestation. *Science*, 357(6348): 267–273.

Jenkins, M., Timoshyna, A. et Cornthwaite, M. 2018. *Wild at home: exploring the global harvest, trade and use of wild plant ingredients*. TRAFFIC International, Cambridge (Royaume-Uni).

Jonas, H.D., MacKinnon K., Dudley N., Hockings M., Jessen S., Laffoley D., MacKinnon D. 2018. Editorial essay: Other effective area-based conservation measures: From Aichi Target 11 to the Post-2020 biodiversity framework. *PARKS, The International Journal of Protected Areas and Conservation*, 24 (Special issue on OECMs): 9–16.

Jorgensen, A., Hitchmough, J. et Dunnet, N. 2006. Woodland as a setting for housing-appreciation and fear and the contribution of residential satisfaction and place identity in Warrington New Town (Royaume-Uni). *Landscape and Urban Planning*, 79(3–4): 273–287.

Kaimowitz, D., et Sheil, D. 2007. Conserving what and for whom? Why conservation should help meet basic human needs in the tropics. *Biotropica*, 39(5): 567–574.

Kaplan, R. et Kaplan, S. 1989. *The experience of nature – a psychological perspective*. Cambridge University Press, Cambridge (Royaume-Uni).

Kapos, V., Lysenko, I. et Leslie, R. 2002. *Assessing forest integrity and naturalness in relation to biodiversity*. FAO Document de travail n.54 d'évaluation des ressources forestières mondiales. Rome. [Consultable à l'adresse www.fao.org/3/ad654e/ad654e00.htm].

Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R. et Boucher, T. 2007. Domesticated nature: Shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science*, 316(5833): 1866–1869.

Katila, P., Pierce Colfer, C., De Jong, W., Galloway, G., Pacheco, P., et Winkel, G. (sous la direction de). 2019. *Sustainable Development Goals: their impacts on forests and people*. Cambridge University Press, Cambridge (Royaume-Uni).

Kawarazuka, N. et Béné, C. 2011. The potential role of small fish species in improving micronutrient deficiencies in developing countries: building evidence. *Public Health Nutrition*, 14(11): 1927–1938.

Kay, C.E. 2018. The Condition and Trend of Aspen, Willows, and Associated Species on the Northern Yellowstone Range. *Rangelands*, 40(6): 202–211. [Consultable à l'adresse www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0190052818300774?via%3Dihub]

Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J.V., Grainger, A. et Lindquist, E. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352: 9–20.

Kelleher, C.T., de Vries, S.M.G., Baliuckas, V., Bozzano, M., Frydl, J., Gonzalez Goicoechea, P., Ivankovic, M. 2015. *Approaches to the conservation of forest genetic resources in Europe in the context of climate change*. Programme européen sur les ressources génétiques forestières (EUFORGEN). Bioversity International, Rome.

Kerr, J., Pender, J. et Suyanto, B.L. 2008. Property rights, environmental services and poverty alleviation in Indonesia. BASIS Brief 2008-03. University of Wisconsin, Madison (États-Unis).

King, L., Lala, F., Nzumu, H., Mwambingu, E. et Douglas-Hamilton, I. 2017. Beehive fences as a multidimensional conflict-mitigation tool for farmers coexisting with elephants. *Conservation Biology*, 31(4): 743–752.

BIBLIOGRAPHIE

- Klein, A.M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. et Tscharnke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences*, 274: 303–313.
- Koskela, J., Lefèvre, F., Schueler, S., Kraigher, H., Olrik, D.C., Hubert, J., Longauer, R. 2013. Translating conservation genetics into management: Pan-European minimum requirements for dynamic conservation units of forest tree genetic diversity. *Biological Conservation*, 157: 39–49.
- Koskela, J., Vinceti, B., Dvorak, W., Bush, D., Dawson, I., Loo, J., Kjær, E.D. 2014. Use and transfer of forest genetic resources: A global review. *Forest Ecology and Management*, 333: 22–34.
- Krishnan, S., Wiederkehr Guerra, G., Bertrand, D., Wertz-Kanounnikoff, S. et Kettle, C. À paraître. *Enhancing the cross-sectoral benefits from forests for pollination services at landscape scales: a review of management interventions*. [Intitulé provisoire]. FAO working paper. Bioversity International et FAO, Rome.
- Lambin, E.F., et Meyfroidt, P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *PNAS*, 108(9): 3465–3472.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4): 261–269.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A.C., Fearnside, P.M., Ribeiro, J.E.L. et Capretz, R.L. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, 87(2): 469–482.
- Le Bel, S., Mapuivre, G. et Czudek, R. 2010. La boîte à outils des conflits humains-faune sauvage: des solutions pratiques pour les agriculteurs et les communautés. *Unasylva*, 236: 12–13.
- Lefèvre, F., Koskela, J., Hubert, J., Kraigher, H., Longauer, R., Olrik, D.C., Schüller, S. 2013. Dynamic conservation of forest genetic resources in 33 European countries. *Conservation Biology*, 27(2): 373–384.
- Lele, S., Wilshusen, P., Brockington, D., Seidler, R. et Bawa, K. 2010. Beyond exclusion: alternative approaches to biodiversity conservation in the developing tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1): 94–100.
- Leverington, F., Lemos Costa, K., Pavese, H., Lisle, A. et Hockings, M. 2010. A global analysis of protected area management effectiveness. *Environmental Management*, 46(5): 685–698.
- Levis, C., Costa, F.R., Bongers, F., Peña-Claros, M., Clement, C.R., Junqueira, A.B., Neves, E.G. 2017. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science*, 355(6328): 925–931.
- Lham, D., Wangchuk, S., Stolton, S. et Dudley, N. 2019. Assessing the effectiveness of a protected area network: a case study of Bhutan. *Oryx*, 53(1): 63–70.
- Li, Q., Morimoto, K., Kobayashi, M., Inagaki, H., Katsumata, M., Hirata, Y., Hirata, K. 2008. Visiting a forest, but not a city, increases human natural killer activity and expression of anti-cancer proteins. *International Journal of Immunopathology and Pharmacology*, 21: 117–128.
- Lindenmayer, D.B. et Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change: An ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington.
- Linnell, J.D. et Alleau, J. 2016. Predators that kill humans: myth, reality, context and the politics of wolf attacks on people. Dans Angelici F.M. (sous la direction de). *Problematic wildlife: A cross-disciplinary approach*, pp. 357–371. Springer, Cham (Suisse).
- Liu, X., Li, Y., Guasch-Ferré, M., Willett, W.C., Drouin-Chartier, J.-P., Bhupathiraju, S.N. et Tobias, D.K. 2019. Changes in nut consumption influence long-term weight change in US men and women. *BMJ Nutrition, Prevention et Health*, 2(2) [en ligne]. [Consulté le 13 janvier 2020]. dx.doi.org/10.1136/bmjnph-2019-000034
- Lo, M., Narulita, S. et Ickowitz, A. 2019. The relationship between forests and freshwater fish consumption in rural Nigeria. *PLOS ONE*, 14(6): e0218038 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. doi.org/10.1371/journal.pone.0218038
- Lobón-Cerviá, J., Hess, L.L., Melack, J.M. et Araujo-Lima, C.A. 2015. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*, 750(1): 245–255.
- Lompo, D., Vinceti, B., Gaisberger, H., Konrad, H., Duminil, J., Quedraogo, M., Sina, S. et Geburek, T. 2017. Genetic conservation in *Parkia biglobosa* (Fabaceae: Mimosoideae) – what do we know? *Silvae Genetica*, 66(1): 1–8.
- Lompo, D., Vinceti, B., Konrad, H., Gaisberger, H. et Geburek, T. 2018. Phylogeography of African locust bean (*Parkia biglobosa*) reveals genetic divergence and spatially structured populations in West and Central Africa. *Journal of Heredity*, 109(7): 811–824.
- Luke (Natural Resources Institute Finland). 2018. 5+1 Steps towards a functioning insect economy. *Natural Resources Institute Finland*, Helsinki. [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020] www.luke.fi/en/51-steps-towards-functioning-insect-economy/
- Lung, T. et Schaab, G. 2010. A comparative assessment of land cover dynamics of three protected forest areas in tropical eastern Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 161(1): 531–548.
- Lupala, Z.J., Lusambo, L.P., Ngaga, Y.M. et Makatta, A.A. 2015. The land use and cover change in Miombo woodlands under community based forest management and its implication to climate change mitigation: a case of southern highlands of Tanzania. *International Journal of Forestry Research*, Volume 2015: Article ID 459102 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. dx.doi.org/10.1155/2015/459102
- Maas, J., Verheij, R.A., Groenewegen, P.P., de Vries, S. et Spreeuwenberg, P. 2006. Green space, urbanity, and health: how strong is the relation? *Journal of Epidemiology & Community Health*, 60(7): 587–592.

- Mace, G.M. 2014. Whose conservation? *Science*, 345(6204): 1558–1560.
- Mahoney, S.P. et Geist, V. (sous la direction de). 2019. *The North American model of wildlife conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore (États-Unis).
- Maisels, F., Strindberg, S., Blake, S., Wittemyer, G., Hart, J., Williamson, E.A., Aba'a, R. 2013. Devastating decline of forest elephants in Central Africa. *PLOS ONE*, 8(3): e59469 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020]. doi.org/10.1371/journal.pone.0059469
- Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M. et Watson, J.E.M. 2016. The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615): 143–145.
- May, R. 2010. Tropical arthropod species, more or less? *Science*, 329(5987): 41–42.
- Mbora A., Jamnadass R. et Lillesø J.-P.B. 2008. *Growing high priority fruits and nuts in Kenya: Uses and management*. The World Agroforestry Centre, Nairobi.
- McDonell, E. 2019. Creating the culinary frontier. A critical examination of Peruvian chefs' narratives of lost/discovered foods. *Anthropology of Food*, 14 [en ligne]. [Consulté le 4 janvier 2020] journals.openedition.org/aof/10183
- McFarlane, R.A., Barry, J., Cissé, G., Gislason, M., Gruca, M., Higgs, K., Horwitz, P. 2019. SDG 3: Good health and well-being – framing targets to maximise co-benefits for forests and people. Dans P. Katila, C.J. Pierce Colfer, W. de Jong, G. Gallowa, P. Pacheco et G. Winkel (sous la direction de). *Sustainable Development Goals: their impacts on forests and people*, pp. 72107. Cambridge University Press, Cambridge (Royaume-Uni).
- McKeown, R. 2002. *Education for sustainable development toolkit*. Version 2. [Consulté le 4 janvier 2020] esdtoolkit.org/esd_toolkit_v2.pdf.
- McShane, T.O., Hirsch, P.D., Trung, T.C., Songorwa, A.N., Kinzig, A., Monteferrri, B., Mutekanga, D. 2011. Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biological Conservation*, 144: 966–972.
- MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Island Press, Washington.
- Mécanisme FLEGT de l'UE. Sans date. *FLEGT licensed timber – Essential information* [en ligne]. Bruxelles. [Consulté le 4 janvier 2020] www.flegtlicence.org/home
- Medaglia, J.C., Phillips, L.-K. et Perron-Welch, F. 2014. *Biodiversity legislation study: a review of biodiversity legislation in 8 countries*. Global Legislators' Organisation, Londres; World Future Council, Hambourg (Allemagne); Center for International Sustainable Development Law, Montréal (Canada). [Consultable à l'adresse www.cisd.org/wp-content/uploads/2018/04/Biodiversity-Legislation-Study.pdf]
- MEF (Ministry of Environment and Forestry). 2018. *The state of Indonesia's forests 2018*. Jakarta.
- MERECF. 2007. *Mount Elgon Regional Ecosystem Conservation Programme (MERECF), Work Plan (version March 2007)*. IUCN Eastern Africa Regional Office, Nairobi (Kenya).
- Min, Q. 2017. Learning from the past for the future: experiences of Hani Rice Terraces in coping with extreme drought. Présentation dans le cadre d'une rencontre sur les Systèmes ingénieux du patrimoine agricole mondial, organisée en marge de la vingt-troisième session de la Conférence des Parties à la CCNUCC à Bonn (Allemagne), le 10 novembre.
- MINEF (Ministère camerounais des forêts et de l'environnement). 1998. Chapitre VI, articles 28, 29 and 30. In *Rules on activities in forest areas*. Yaoundé.
- MINEF. 2001. Arrêté n 222 /A/MINEF du 25 mai 2001 fixant les procédures de la mise en œuvre des plans d'aménagement des forêts de production du domaine forestier permanent, article 11(1) et (3).
- MINEPDED (Ministère camerounais de l'environnement, de la protection de la nature et du développement durable). 2013. Readiness Preparation Proposal (R-PP) submitted to the World Bank's Forest Carbon Partnership Facility (FCPF)
- MINFOF (Ministère camerounais des forêts et de la faune). 2019. Décision 0117/D/MINFOF/SETAT/SG/DFAP du 20 mars 2019.
- MIPAAF (Ministère italien des politiques agricoles, alimentaires et forestières). 2017. Comunicati stampa – Creato primo elenco alberi monumentali d'Italia [Communiqué de presse – Création de la première liste des arbres monumentaux en Italie]. *Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali* [en ligne]. Rome. [Consulté le 4 janvier 2020]. www.politicheagricole.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/12052
- MIPAAF. 2019. Elenco degli alberi monumentali d'Italia ai sensi della Legge n. 10/2013 e del Decreto 23 ottobre 2014 [Liste des arbres monumentaux d'Italie en vertu de la Loi No. 10/2013 et du décret du 23 octobre 2014]. *Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali* [en ligne]. Rome. [Consulté le 4 janvier 2020] www.politicheagricole.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/11260
- Mitchell, R. et Popham, F. 2008. Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *Lancet*, 372(9650): 1655–1660.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J. et da Fonseca, G.A.B. 2004. *Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Cemex, Monterrey, Mexico.
- Mittermeier, R.A., Myers, N., Thomsen, J.B., da Fonseca, G.A.B. et Olivieri, S. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology*, 12(3): 516–520.

BIBLIOGRAPHIE

- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M. et Gascon, C. 2011. Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. Dans Zachos F.E. et Habel J.C. (sous la direction de). *Biodiversity hotspots: Distribution and protection of conservation priority areas*, pp. 3–22. Springer, Berlin, cité dans IPBES. 2019b. *Chapter 2.2 Status and Trends – Nature. Unedited draft chapter for IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services* [en ligne]. Bonn (Allemagne). [Consulté le 13 janvier 2020] ipbes.net/sites/default/files/ipbes_global_assessment_chapter_2_2_nature_unedited_31may.pdf.
- MNRT (Ministère tanzanien des ressources naturelles et du tourisme). 2015. *National Forest Resources Monitoring and Assessment of Tanzania mainland (NAFORMA). Main results*. Dar es Salaam, MNRT.
- Molinario, G., Hansen, M., Potapov, P., Tyukavina, A. et Stehman, S. 2020. Contextualizing Landscape-Scale Forest Cover Loss in the Democratic Republic of Congo (DRC) between 2000 and 2015. *Land* 9(1), 23. [Consultable à l'adresse doi.org/10.3390/land9010023]
- Monbiot, G. 2013. *Feral: Rewilding the Land, Sea and Human Life*. Penguin.
- Mongbo, R., Floquet, A., Choden, S. et Moreno Diaz, M.L. 2011. *Protected areas – Not just for biodiversity conservation. The contributions of protected areas to the economic and social development in Bhutan, Costa Rica and Benin*. Universidad Nacional, Costa Rica.
- MoP (Ministère jordanien de la planification et de la coopération internationale) et MoE (Ministère jordanien de l'environnement). 2008. *Integrated financing strategy for sustainable land management in Jordan. Final report*. Amman. [Consultable à l'adresse extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/jor169877.pdf].
- Mora, C., Tittensor, D.P., Adl, S., Simpson, A.G.B. et Worm, B. 2011. How many species are there on Earth and in the ocean? *PLOS BIOLOGIE*, 9(8): e1001127 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127
- Mulenga, B.P., Tembo, S.T. et Richardson, R.B. 2019. Electricity access and charcoal consumption among urban households in Zambia. *Development Southern Africa*, 36(5): 585–599.
- Myers, N. 1990 The biodiversity challenge: Expanded hot-spots analysis. *Environmentalist*, 10(4): 243–256.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. et Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- NACSO. 2017a. Human wildlife conflict – the hot potato. *Association namibienne des organisations d'appui à la gestion villageoise des ressources naturelles* [en ligne]. Windhoek [Consulté le 5 mars 2019]. www.nacso.org.na/news/2017/03/human-wildlife-conflict-%E2%80%93-the-hot-potato
- NACSO. 2017b. Resources and publications: State of Community Conservation figures and tables. *Association namibienne des organisations d'appui à la gestion villageoise des ressources naturelles* [en ligne]. [Consulté le 18 décembre 2019]. www.nacso.org.na/resources/state-of-community-conservation-figures-and-tables
- Nadkarni, N. 2004. Not preaching to the choir: Communicating the importance of forest conservation to nontraditional audiences. *Conservation Biology*, 18(3): 602–606.
- Nasi, R., Brown, D., Wilkie, D., Bennett, E., Tutin, C., van Tol, G. et Christophersen, T. 2008. Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis. Technical Series No. 33. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal (Canada), et CIFOR, Bogor (Indonésie).
- Nasi, R., Taber, A. et Van Vliet, N. 2011. Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *International Forestry Review*, 13(3): 355–368.
- Nature4Climate. 2019. Nature-based solutions: a summary of announcements and developments during the UN Climate Action Summit and Climate Week. *Nature4Climate* [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. nature4climate.org/news/nature-based-solutions-a-summary-of-announcements-and-developments-during-the-un-climate-action-summit-and-climate-week
- NCED. 2019. What is a conservation easement? *NCED, National Conservation Easement Database* [en ligne]. Greenville (États-Unis). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.conservationeasement.us/what-is-a-conservation-easement
- Nel, A. et Hill, D. 2013. Constructing walls of carbon—the complexities of community, carbon sequestration and protected areas in Uganda. *Journal of Contemporary African Studies*, 31(3): 421–440.
- Nellemann, C., Henriksen, R., Kreilhuber, A., Stewart, D., Kotsovou, M., Raxter, P., Mrema, E. et Barrat, S. (sous la direction de). 2016. *The rise of environmental crime: A growing threat to natural resources peace, development and security*. PNUE, Nairobi, et Centre norvégien d'analyses mondiales (RHIPTO), Oslo.
- Nelson F. et Sinandei, M. 2018. Building stronger grassroots organizations that can take community land rights to scale. *Land portal* [en ligne]. Amersfoort (Pays-Bas). [Consulté le 5 janvier 2020]. landportal.org/blog-post/2018/03/building-stronger-grassroots-organizations-can-take-community-land-rights-scale
- New Generation Plantations. 2018. *Rainforest restoration in Brazil's Atlantic Forest* [en ligne]. [Consulté le 13 décembre 2019]. newgenerationplantations.exposure.co/rainforest-restoration-in-brazils-atlantic-forest
- Newton, P., Miller, D.C., Byenkya, M.A.A. et Agrawal, A. 2016. Who are forest-dependent people? A taxonomy to aid livelihood and land use decision-making in forested regions. *Land Use Policy*, 57: 388–395.
- Nguingui, J.C., Czudek, R., Larrubia, C.J., Ilama, L., Le Bel, S., Angoran, E.J., Trebuchon, J.F. et Cornelis, D. 2017. Gérer les conflits entre l'homme et la faune sauvage en Afrique centrale et australe *Unasylva*, 249: 39–44.
- Nielsen, M.R., Meilby, H., Smith-Hall, C., Pouliot, M. et Treue, T. 2018. The importance of wild meat in the global south. *Ecological Economics*, 146: 696–705.

- Nilsson M., Griggs D. et Visbeck M. 2016. Policy: Map the interactions between Sustainable Development Goals. *Nature*, 534: 320–322.
- Nilsson, K., Sangster, M., Gallis, C., Hartig, T., De Vries, S., Seeland, K. et Schipperijn, J. (sous la direction de). 2010. *Forests, trees and human health*. Springer Science et Business Media, New York (États-Unis).
- Nirmal, S.A., Pal, S.C., Otimenyin, S.O., Aye, T., Elachouri, M., Kundu, S.K., Thandavarayan, R.A. et Mandal, S.C. 2013. Contribution of herbal products in the global market. *The Pharma Review*, novembre-décembre 2013: 95–104.
- Norgrove, L. et Hulme, D. 2006. Confronting conservation at Mount Elgon, Uganda. *Development and Change*, 37(5): 1093–1116.
- Nowak, D.J., Crane, D.E. et Stevens, J.C. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3–4): 115–123.
- Nwaokoro, N. et Kwon-Ndung, E. 2010. *Exploiting the potentials of Parkia biglobosa in Nigeria*. Paper presented at Plant Biology 2010, Joint Annual Meeting of the American Society of Plant Biologists and the Canadian Society of Plant Physiologists– La Société Canadienne de Physiologie Végétale, Montréal (Canada) 31 juillet–4 août 2010.
- NYDF. 2019. *Protecting and restoring forests: A story of large commitments yet limited progress*. New York Declaration on Forests Five-year assessment report. Climate Focus, Amsterdam.
- Nyhus, P.J. 2016. Human–wildlife conflict and coexistence. *Annual Review of Environment and Resources*, 41: 143–171.
- O'Brien, L. et Murray, R. 2007. Forest school and its impacts on young children: case studies in Britain. *Urban Forestry & Urban Greening*, 6(4): 249–265.
- O'Brien, L. 2009. Learning outdoors: The Forest School approach. *Education 3–13*, 37(1): 4560.
- OCDE. 2019a. *Suivi et évaluation des politiques agricoles 2019*. Paris.
- OCDE. 2019b. *Biodiversity: Finance and the economic and business case for action*. Paris.
- Ødegaard, F. 2000. How many species of arthropods? Erwin's estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society*, 71(4): 583–597.
- Odetokun, S.M. 1996. The nutritive value of baobab fruit (*Adansonia digitata*). *Rivista Italiana delle Sostanze Grasse*, 73: 371–373, cité dans Manfredini, S., Vertuani, S. et Buzzoni, V. 2002. *Adansonia digitata*. Il baobab farmacista. *L'integratore nutrizionale*, 5: 25–29.
- OIBT. 2002. *Directives de l'OIBT pour la restauration des forêts tropicales dégradées et secondaires*. OIBT, CIFOR, FAO, UICN et WWF International.
- OIBT et UICN. 2009. *Lignes directrices OIBT/UICN pour la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité dans les forêts tropicales de production*. N°17 de la série OIBT Développement des politiques Yokohama (Japon), OIBT.
- OIT. 2017. NORMLEX – C169 – Indigenous and Tribal Peoples Convention, 1989 (No. 169). *Organisation internationale du travail* [en ligne]. Genève (Suisse). [Consulté le 2 janvier 2020]. www.ilo.org/dyn/normlex/en/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO::P12100_ILO_CODE:C169
- Olival, K.J., Hosseini, P.R., Zambrana-Torrel, C., Ross, N., Bogich, T.L. et Daszak, P. 2017. Host and viral traits predict zoonotic spillover from mammals. *Nature*, 546: 646–650.
- Ollerton, J., Winfree, R. et Tarrant, S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3): 321–326.
- Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., Burgess, N.D., Powell, G.V.N., Underwood, E.C., D'Amico, J.A. 2015. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience*, 51(11): 933–938.
- OMS. 2002. *WHO Traditional medicine strategy: 2002–2005*. Genève (Suisse).
- OMS. 2016. *Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of disease*. Genève (Suisse).
- OMS. 2017. 5. Annexe 5. *Guidelines for the production, control and regulation of snake antivenom immunoglobulins. Replacement of Annex 2 of WHO Technical Report Series, No. 964*. Genève (Suisse).
- OMS. 2018a. Household air pollution and health. *Organisation mondiale de la Santé* [en ligne]. Genève (Suisse). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/household-air-pollution-and-health
- OMS. 2018b. Air pollution: Maps and databases. *Organisation mondiale de la Santé* [en ligne]. Genève (Suisse). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.who.int/airpollution/data/en
- OMS. 2019. Traditional, complementary and integrative medicine: About us. *Organisation mondiale de la Santé* [en ligne]. Genève (Suisse). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.who.int/traditional-complementary-integrative-medicine/about
- OMS. 2020. Q&A on coronaviruses (COVID-19). Dans *World Health Organization* [en ligne]. Genève (Suisse). [Consulté le 1 avril 2020] www.who.int/news-room/q-a-detail/q-a-coronaviruses.
- OMS/UNICEF 2000. *Global water supply and sanitation assessment 2000 report*. Genève (Suisse). Programme conjoint OMS/UNICEF de surveillance pour l'approvisionnement en eau, l'assainissement et l'hygiène
- Onana, J.-M., Cheek, M. et Pollard, B. 2011. *Red Data Book of the Flowering Plants of Cameroon: IUCN global assessments*. Kew Publishing, Richmond, Surrey (Royaume-Uni).

BIBLIOGRAPHIE

- Ong, S. et Carver, E. 2019. The rosewood trade: An illicit trail from forest to furniture. *YaleEnvironment360* [en ligne]. New Haven (États-Unis). [Consulté le 5 janvier 2020]. <https://e360.yale.edu/features/the-rosewood-trade-the-illicit-trail-from-forest-to-furniture>
- ONU. 1992a. *Convention des Nations Unies sur la diversité biologique*. New York (États-Unis) [Consultable à l'adresse www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf].
- ONU. 1992b. *Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques*. New York (États-Unis) [Consultable à l'adresse unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf].
- ONU. 1992c. *Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification*. New York (États-Unis) [www.unccd.int/sites/default/files/relevant-links/2017-01/UNCCD_Convention_ENG_0.pdf]
- ONU. 2008a. *Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones*. New York (États-Unis) [Consultable à l'adresse www.un.org/esa/socdev/unpfii/documents/DRIPS_fr.pdf].
- ONU. 2008b. *World urbanization prospects: The 2007 revision*. New York (États-Unis)
- ONU. 2015. *Accord de Paris*. New York (États-Unis) [Consultable à l'adresse unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/french_paris_agreement.pdf].
- ONU. 2017a. Plan stratégique des Nations Unies sur les forêts (2017-2030). *Département des Nations Unies pour les affaires économiques et sociales – Forêts* [en ligne]. New York (États-Unis). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.un.org/esa/forests/documents/un-strategic-plan-for-forests-2030/index.html
- ONU. 2017b. Déclaration de New York sur les forêts (liste des signataires actualisée en juillet 2017). New York (États-Unis) [Consultable à l'adresse www.undp.org/content/dam/undp/library/Environment%20and%20Energy/Forests/New%20York%20Declaration%20on%20Forests_DAA.pdf].
- ONU. 2019a. *Le Rapport sur les objectifs de développement durable 2019*. New York (États-Unis)
- ONU. 2019b. *Assemblée générale. Soixante-treizième session. 107ème séance plénière, lundi 16 septembre 2019, 10 h 00., New York. A/73/PV.107*. New York (États-Unis) [Consultable à l'adresse undocs.org/fr/A/73/PV.107].
- ONU. 2020. Indicateurs ODD: Référentiel central des métadonnées des ODD. *Département des Nations Unies pour les affaires économiques et sociales, Division des statistiques* [en ligne]. New York (États-Unis). [Consulté le 5 janvier 2020]. unstats.un.org/sdgs/metadata
- ONU, Commission européenne, FAO, FMI. 2014a. *System of Environmental Economic Accounting 2012 – Central Framework*. New York. [Consultable à l'adresse unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA_CF_Final_en.pdf]
- ONU, Commission européenne, FAO, OCDE. 2014b. *System of Environmental Economic Accounting 2012 – Experimental Ecosystem Accounting*. New York. [Consultable à l'adresse unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/eea_final_en.pdf]
- ONUUDC. 2016. *World wildlife crime report: Trafficking in protected species 2016*. Vienne.
- Oregon Fish and Wildlife Office. Sans date. Northern spotted owl. *U.S. Fish & Wildlife Service, Oregon Fish and Wildlife Office* [en ligne]. Washington. [Consulté le 5 janvier 2020]. www.fws.gov/oregonfwo/articles.cfm?id=149489595
- Orgiazzi, A., Bardgett, R., Barrios, E., Behan Pelletier, V., Briones, M.J.I., Chotte, J.-L., De Deyn, G. (sous la direction de). 2016. *Global Soil Biodiversity Atlas*. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Ostrom, E. et Nagendra, H. 2006. Insights on linking forests, trees, and people from the air, on the ground, and in the laboratory. *PNAS*, 103(51): 19224–19231.
- Osuri, A.M., Ratnam, J., Varma, V., Alvarez-Loayza, P., Hurtado Astaiza, J., Bradford, M., Fletcher, C. 2016. Contrasting effects of defaunation on aboveground carbon storage across the global tropics. *Nature Communications*, 7: 11351 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1038/ncomms11351
- Pacte Leticia. 2019. *Leticia Pact for the Amazon*. [Consulté le 2 janvier 2020]. id.presidencia.gov.co/Documents/190906-Pacto-Leticia-Amazonia-Ingles.pdf
- Park, B.J., Tsunetsugu, Y., Kasetani, T., Kagawa, T. et Miyazaki, Y. 2010. The physiological effects of *Shinrin-yoku* (taking in the forest atmosphere or forest bathing): evidence from field experiments in 24 forests across Japan. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 15: 18 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1007/s12199-009-0086-9
- Patenaude, G. et Lewis, K. 2014. The impacts of Tanzania's natural resource management programmes for ecosystem services and poverty alleviation. *International Forestry Review*, 16(4): 459–473.
- Paumgarten, F., Locatelli, B. et Witkowski, E.T.F. 2018. Wild foods: safety net or poverty trap? A South African case study. *Human Ecology*, 46(2): 183–195.
- Payn, T., Carnus, J.M., Freer-Smith, P., Kimberley, M., Kollert, W., Liu, S., Orazio, C., Rodriguez, L., Neves Silva, L. et Wingfield, M. 2015. Changes in planted forests and future global implications. *Forest Ecology and Management*, 352: 57–67.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proenca, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarres, J.F., Araujo, M.B. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010): 1496–1501.
- Peres, C.A., Thaise, E., Schiatti, J., Desmoulières, S.J.M. et Levi, T. 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *PNAS*, 113: 892–897.

- Persha, L., Agrawal, A. et Chhatre, A. 2011. Social and ecological synergy: Local rulemaking, forest livelihoods, and biodiversity conservation. *Science*, 331(6024): 1606–1608.
- Peters, C.M. 2000. Pre-Columbian silviculture and indigenous management of neotropical forests. Dans D.L. Lentz, ed. *Imperfect balance: landscape transformations in the PreColumbian Americas*, pp. 203–223. Columbia University Press, New York (États-Unis).
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. et Green, R. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. *Science*, 333(6047): 1289–1291.
- Plumptre, A.J., Kayitare, A., Rainer, H., Gray, M., Munanura, I., Barakabuye, N., Asuma, S., Sivha, M. et Namara, A. 2004. *The socio-economic status of people living near protected areas in the Central Albertine Rift*. Albertine Rift Technical Reports, 4. Albertine Rift Programme, Kampala.
- PNUE. 1979. *Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage*. Nairobi. [Consultable à l'adresse www.cms.int/sites/default/files/instrument/CMS-text.en_.PDF].
- PNUE. 2019. *Global environment outlook GEO-6. Summary for policy makers*. Cambridge University Press, Cambridge (Royaume-Uni).
- PNUE-WCMC. 2007. *A spatial analysis approach to the global delineation of dryland areas of relevance to the CDB Programme of Work on Dry and Subhumid Lands*. Cambridge (Royaume-Uni).
- PNUE-WCMC. 2020. *Welcome to the global ICCA Registry* [en ligne]. Cambridge (Royaume-Uni). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.iccaregistry.org/
- PNUE-WCMC et UICN. 2019. World Database on Protected Areas. *Protected Planet* [en ligne]. Cambridge (Royaume-Uni). [Consulté le 31 décembre 2019]. www.protectedplanet.net/c/world-database-on-protected-areas
- PNUE-WCMC, UICN et NGS. 2020. *Protected Planet Digital Report* [en ligne]. Cambridge (Royaume-Uni), Gland (Suisse) et Washington. [Consulté le 18 décembre 2019]. livereport.protectedplanet.net.
- PNUE-WCMC et UNSD. 2019. *Assessing the linkages between global indicator initiatives, SEEA Modules and the SDG Targets*. Working Document. [Consultable à l'adresse seea.un.org/sites/seea.un.org/files/seea_global_indicator_review_methodological_note_post_workshop_0.pdf]
- Polisar, J., de Thoisy, B., Rumiz, D., Diaz Santos, F., Balas McNab, R., Garcia-Anleu, R., Ponce-Santizo, G., Arispe, R. et Venega, C. 2016. Using certified timber extraction to benefit jaguar and ecosystem conservation. *Ambio*, 46: 588–603.
- Porter-Bolland, L., Ellis, E.A., Guariguata, M.R., Ruiz-Mallén, I., Negrete-Yankelevich, S. et Reyes-García, V. 2012. Community managed forests and forest protected areas: An assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management*, 268: 6–17.
- Potapov, P., Hansen, M.C., Laestadius, L., Turubanova, S., Yaroshenko, A., Thies, C., Smith, W. 2017. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances*, 3(1): e1600821 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. DOI: 10.1126/sciadv.1600821
- Poudel, J., Zhang, D. et Simon, B. 2019. Habitat conservation banking trends in the United States. *Biodiversity and Conservation*, 28(6): 1629–1646.
- Poulsen, J.R., Clark, C.J. et Palmer, T.M. 2013. Ecological erosion of an Afrotropical forest and potential consequences for tree recruitment and forest biomass. *Biological Conservation*, 163: 122–130.
- Powell, B., Hall, J. et Johns, T. 2011. Forest cover, use and dietary intake in the East Usambara Mountains, Tanzania. *International Forestry Review*, 13(3): 305–317.
- Premauer J. et Berkes F. 2012. Makuira, Colombia: the cosmological centre of origin for the Wayúu people. Dans N. Dudley et S. Stolton (sous la direction de). *Protected landscapes and wild biodiversity*, p. 53–60. UICN, Gland (Suisse).
- Premauer, J. et Berkes, F. 2015. A Pluralistic approach to protected area governance: Indigenous peoples and Makuira National Park. *Ethnobiology and Conservation* 4: 1–16.
- Pretty, J. et Smith, D. 2004. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation Biology*, 18(3): 631–638.
- Price, R. 2017. *Economic drivers and effects of the illegal wildlife trade in sub Saharan Africa*. K4D Helpdesk Report. IDS, Brighton (Royaume-Uni).
- Rasolofson, R.A., Hanauer, M.M., Pappinen, A., Fisher, B. et Ricketts, T.H. 2018. Impacts of forests on children's diet in rural areas across 27 developing countries. *Science Advances*, 4(8): eaat2853 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. DOI: 10.1126/sciadv.aat2853
- Ratnam, W., Rajora, O.P., Finkeldey, R., Aravanopoulos, F., Bouvet, J.-M., Vaillancourt, R.E., Kanashiro, M., Fady, B., Tomita, M. et Vinson, C. 2014. Genetic effects of forest management practices: Global synthesis and perspectives. *Forest Ecology and Management*, 333: 52–65.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *BioScience*, 42: 412–422.
- Redmond, I., Aldred, T., Jedamzik, K. et Westwood, M. 2006. *Recipes for survival: controlling the bushmeat trade*. London, Ape Alliance et World Society for the Protection of Animals.
- Reed, J., van Vianen, J., Foli, S., Clendenning, J., Yang, K., MacDonald, M., Petrokofsky, G., Padoch, Ch., Sunderland, T. 2017. Trees for life: The ecosystem service contribution of trees to food production and livelihoods in the tropics. *Forest Policy and Economics*, 84: 62–71.
- Reid, H. et Huq, S. 2005. Climate change-biodiversity and livelihood impacts. Dans C. Robledo, M. Kanninen et L. Pedroni (sous la direction de). *Tropical forests and adaptation to climate change*, pp. 57–70. CIFOR, Bogor (Indonésie).

BIBLIOGRAPHIE

- Reij, C., Tappan, G. et Smale, M. 2009. *Agroenvironmental transformation in the Sahel. Another kind of «Green Revolution»*. IFPRI Discussion Paper 00914. IFPRI, Washington.
- Reimchen T.E. et Arbellay, E. 2019. Influence of spawning salmon on tree-ring width, isotopic nitrogen, and total nitrogen in old-growth Sitka spruce from coastal British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 49: 1078–1086.
- Reimoser, F. 2000. Income from hunting in mountain forests of the Alps. Dans M.F. Price et N. Butt (sous la direction de). *Forests in sustainable mountain development: a state of knowledge report for 2000*, pp. 346–353. IUFRO Research Series No. 5. CABI Publishing, New York.
- Repetto, R. 1992. Accounting for environmental assets. *Scientific American*, 266(6): 94–101.
- Reyes-García, V., Guèze, M., Luz, A.C., Paneque-Gálvez, J., Macía, M.J., Orta-Martínez, M., Pino, J. et Rubio-Campillo, X. 2013. Evidence of traditional knowledge loss among a contemporary indigenous society. *Evolution and Human Behavior*, 34(4): 249–257.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. et Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6): 1141–1153.
- Ribot, J.C. 2002. *Democratic decentralization of natural resources: institutionalizing popular participation*. WRI, Washington.
- Ripple, W.J., Abernethy, K., Betts, M.G., Chapron, G., Dirzo, R., Galetti, M., Levi, T. 2016. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3: 160498 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1098/rsos.160498
- Ripple, W.J., Newsome, T.M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K.T., Galetti, M., Hayward, M.W. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances*, 1: e1400103 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1126/sciadv.1400103
- Ritchie, H., Roser, M., Mispy, J. et Ortiz-Ospina, E. 2018. SDG Tracker: Indicator 15.1.2. *SDG Tracker* [en ligne]. Oxford (Royaume-Uni). [Consulté le 19 décembre 2019]. https://sdg-tracker.org/biodiversity#15.1.2.
- Rivers, M.C., Beech, E., Bazos, I., Bogunić, F., Buirra, A., Caković, D., Carapeto, A. 2019. *European red list of trees*. IUCN, Cambridge (Royaume-Uni).
- RNZ. 2019. Calls to train a million UK volunteers to tackle invasive species. *RNZ* [en ligne]. Wellington (Nouvelle-Zélande). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.rnz.co.nz/news/world/401840/calls-to-train-a-million-uk-volunteers-to-tackle-invasive-species
- Roberts, P. 2019. *Tropical forests in prehistory, history, and modernity*. Oxford University Press, Oxford (Royaume-Uni).
- Rodas, A. et Stoian, D. 2015. *Determinación de los beneficios socioeconómicos del aprovechamiento forestal percibidos por tres comunidades con concesiones comunitarias en el Petén, Guatemala*. Report of the ADA Community Forestry Project in Mesoamerica. Bioversity International, Petén (Guatemala).
- Rohr, J.R., Civitello, D.J., Halliday, F.W., Hudson, P.J., Lafferty, K.D., Wood, C.L. et Mordecai, E.A. 2019. Towards common ground in the biodiversity–disease debate. *Nature Ecology & Evolution*, 4: 24–33.
- Rook, G.A. 2013. Regulation of the immune system by biodiversity from the natural environment: an ecosystem service essential to health. *PNAS*, 110(46): 18360–18367.
- Roosevelt, A.C., Lima da Costa, M., Lopes Machado, C., Michab, M., Mercier, N., Valladas, H., Feathers, J. 1996. Paleoindian cave dwellers in the Amazon: the peopling of the Americas. *Science*, 272(5260): 373–384.
- Roper, B.B., Saunders, W.C. et Ojala, J.V. 2019. Did changes in western federal land management policies improve salmonid habitat in streams on public lands within the Interior Columbia River Basin? *Environmental Monitoring and Assessment*, 191:574 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1007/s10661-019-7716-5
- Rowland, D., Blackie, R.R., Powell, B., Djoudi, H., Vergles, E., Vinceti, B. et Ickowitz, A. 2015. Direct contributions of dry forests to nutrition: a review. *International Forestry Review*, 17(S2): 45–53.
- Rowland, D., Ickowitz, A., Powell, B., Nasi, R. et Sunderland, T. 2017. Forest foods and healthy diets: quantifying the contributions. *Environmental Conservation*, 44(2): 102–114.
- RRI. 2015. *Protected areas and the land rights of indigenous peoples and local communities: current issues and future agenda*. RRI, Washington.
- RSCN. 2018. *Report on the benefits generated by local communities from DBR* [en arabe]. RSCN, Amman.
- RSCN et Wild Jordan. 2017. *Explore Dana: Jordan's rift valley spectacular*. Brochure. RSCN, Amman.
- Ruf, F. et Zadi, H. 1998. Cocoa: from deforestation to reforestation. *Smithsonian's National Zoo & Biology Institute* [en ligne]. Washington. [Consulté le 5 janvier 2020]. nationalzoo.si.edu/scbi/migratorybirds/research/cacao/ruf.cfm
- Ruijs, A. et Vardon, M. 2019. Natural capital accounting for mainstreaming biodiversity in public policy making. Dans Vardon, M., Bass, S., and Ahlroth, S. (sous la direction de). *Natural Capital Accounting for Better Policy Decisions: Climate change and Biodiversity. Proceedings and Highlights of the 3rd Forum on Natural Capital Accounting for Better Policy Decisions*, pp. 73–100. World Bank WAVES, Washington.
- Ruokolainen, L., Von Hertzen, L., Fyhrquist, N., Laatikainen, T., Lehtomäki, J., Auvinen, P. et Knip, M. 2015. Green areas around homes reduce atopic sensitization in children. *Allergy*, 70(2): 195–202.

- Sabogal, C., Besacier, C. et McGuire, D. 2015. La restauration des paysages forestiers: concepts, approches et défis de mise en œuvre. *Unasylva*, 245: 3–10.
- Sacande, M., Jøker, D., Dulloo, M.E. et Thomsen, K.A. (sous la direction de). 2004. *Comparative storage biology of tropical tree seeds*. IPGRI, Rome.
- Sachedina, H. et Nelson, F. 2012. The development of payments for ecosystem services as a community-based conservation strategy in East Africa. Dans J. Ingram, F. DeClerck et C. Rumbaitis del Rio (sous la direction de). *Integrating ecology and poverty reduction: the application of ecology in development solutions*, pp 149–171. Springer, New York (États-Unis).
- Sarkar, D., Walker-Swaney, J. et Shetty, K. 2019. Food diversity and indigenous food systems to combat diet-linked chronic diseases. *Current Developments in Nutrition*, nzz099 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1093/cdn/nzz099
- Sassen, M. 2014. *Conservation in a crowded place: forest and people on Mount Elgon, Uganda*. Wageningen University. (Thèse de doctorat)
- Sassen, M., Arnell, A.P. et van Soesbergen, A. À paraître. *Mapping risks to biodiversity and ecosystem services from cocoa-driven deforestation in West Africa*.
- Sassen, M., Sheil, D., Giller, K.E. et ter Braak, C.J. 2013. Complex contexts and dynamic drivers: understanding four decades of forest loss and recovery in an East African protected area. *Biological Conservation*, 159: 257–268.
- Saunders, C.D., Brook, A.T. et Meyers, O.E. 2006. Using psychology to save biodiversity and human well-being. *Conservation Biology*, 20: 702–705.
- Save the Elephants. 2019. *Welcome to The Elephants and Bees Project* [en ligne]. Nairobi. [Consulté le 5 janvier 2020]. elephantsandbees.com
- Sayer, J.A., Campbell, B., Petheram, L., Aldrich, M., Perez, M., Endamana, D., Nzooch Dongmo, Z.-L. 2007. Assessing environment and development outcomes in conservation landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 16(9), 2677–2694.
- Sayer, J.A., Margules, C., Boedihartono, A.K., Sunderland, T., Langston, J.D., Reed, J., Riggs, R. 2017. Measuring the effectiveness of landscape approaches to conservation and development. *Sustainability Science*, 12: 465–476.
- Schelley, C., Cross, J.E., Franzen, W.S., Hall, P. et Reeve, S. 2012. How to go green: creating a conservation culture in a public high school through education, modelling, and communication. *Journal of Environmental Education*, 43(3): 143–161.
- Schroth, G., Harvey, C.A., da Fonseca, G.A., Vasconcelos, H.L., Gascon, C. et Izac, A.M.N. (sous la direction de). 2004. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington.
- Schroth, G., Läderach, P., Martinez-Valle, A.I., Bunn, C. et Jassogne, L. 2016. Vulnerability to climate change of cocoa in West Africa: Patterns, opportunities and limits to adaptation. *Science of the Total Environment*, 556: 231–241.
- Schueler, S., Falk, W., Koskela, J., Lefèvre, F., Bozzano, M., Hubert, J., Kraigher, H., Longauer, R. et Olrik, D.C. 2014. Vulnerability of dynamic genetic conservation units of forest trees in Europe to climate change. *Global Change Biology*, 20: 1498–1511.
- Schulp, C.J., Thuiller, W. et Verburg, P.H. 2014. Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service. *Ecological Economics*, 105: 292305.
- Schuster, R., Germain, R.R., Bennett, J.R., Reo, N.J. et Arcese, P. 2019. Vertebrate biodiversity on indigenous-managed lands in Australia, Brazil, and Canada equals that in protected areas. *Environmental Science and Policy*, 101: 1–6.
- Schweik, C.M. 2000. Optimal foraging, institutions and forest change: A case from Nepal. *Environmental Monitoring and Assessment*, 62: 231–260.
- SEGeF. 2018. *Suivi de la gestion de la faune dans les forêts de production* [en ligne]. Yaoundé. [Consulté le 13 janvier 2020]. http://151.236.37.239/segef/public/
- Shackleton, S., Paumgarten, F., Kassa, H., Husselman, M. et Zida, M. 2011. Opportunities for enhancing poor women's socioeconomic empowerment in the value chains of three African non-timber forest products (NTFPs). *International Forestry Review*, 13(2): 136–151.
- Shaffer, L.J., Khadka, K.K., Van Den Hoek, J. et Naithani, K.J. 2019. Human-elephant conflict: a review of current management strategies and future directions. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6: 235 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.3389/fevo.2018.00235
- Shanahan, D.F., Lin, B.B., Bush, R., Gaston, K.J., Dean, J.H., Barber, E. et Fuller, R.A. 2015. Towards improved public health outcomes from urban nature. *American Journal of Public Health*, 105: 470–477.
- Sharpe, B. 1998. First the forest: conservation, community and participation in south-west Cameroon. *Africa*, 68(1): 25–45.
- Shisegar, N. 2014. The impact of green areas on mitigating urban heat island effect: a review. *International Journal of Environmental Sustainability*, 9: 119–130.
- Silva, L.N., Freer-Smith, P. et Madsen, P. 2019. Production, restoration, mitigation: a new generation of plantations. *New Forests*, 50(2): 153–168.
- Sinovas, P., Price, B., King, E., Hinsley, A. et Pavitt, A. 2017. *Wildlife trade in the Amazon countries: an analysis of trade in CITES listed species*. Technical report prepared for the Amazon Regional Program (BMZ/DGIS/GIZ). PNUF-WCMC, Cambridge (Royaume-Uni).
- Sirén, A. et Machoa, J. 2008. Fish, wildlife, and human nutrition in tropical forests: a fat gap? *Interciencia*, 33: 186–193.
- Skole, D. et Tucker, C.J. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260(5116): 1905–1910.

BIBLIOGRAPHIE

- Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., Dietzsch, L. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *PNAS*, 107(24): 10821–10826.
- Solecki, R. 1975. Shanidar IV, a Neanderthal flower burial in northern Iraq. *Science*, 190(4217): 880–881.
- Song, X.P., Hansen, M.C., Stehman, S.V., Potapov, P.V., Tyukavina, A., Vermote, E.F. et Townshend, J.R. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560: 639–643.
- Southworth, J., Nagendra, H. et Munroe, D.K. 2006. Introduction to the Special Issue: Are parks working? Exploring human-environment tradeoffs in protected area conservation. *Applied Geography*, 26(2): 87–95.
- Spies, T.A., Stine, P.A., Gravenmier, R., Long, J.W., Reilly, M.J., tech. coords. 2018. *Synthesis of science to inform land management within the Northwest Forest Plan area*. 3 volumes. General Technical Report PNW-GTR-966. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland (États-Unis).
- St. John, F.A.V, Edwards-Jones, G. et Jones, J.P.G. 2010. Conservation and human behaviour: lessons from social psychology. *Wildlife Research*, 37: 658–667.
- Stanturf, J., Mansourian, S. et Kleine, M. (sous la direction de). 2017. *Implementing forest landscape restoration: A practitioner's guide*. IUFRO-SPDC, Vienne.
- Stanturf, J.A., Palik, B.J. et Dumroese, R.K. 2014. Contemporary forest restoration: a review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*, 331: 292–323.
- Stattersfield, A.J., Crosby, M.J., Long, A.J., and Wege, D.C. 1998. *Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation*. BirdLife International, Cambridge (Royaume-Uni).
- Stavert, J.R., Pattemore, D.E., Gaskett, A.C., Beggs, J.R. et Bartomeus, I. 2007. Exotic species enhance response diversity to land-use change but modify functional composition. *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences*, 284(1860): 20170788 [en ligne]. [Consulté le 13 janvier 2020]. doi.org/10.1098/rspb.2017.0788
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223): 1259855 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1126/science.1259855
- Stevens, C., Winterbottom, R., Springer, J. et Reytar, K. 2014. *Securing rights, combating climate change: How strengthening community forest rights mitigates climate change*. WRI, Washington.
- Stoian, D. et Rodas, A. 2018. *Successful community stewardship of tropical forests: evidence from community forest concessions in Petén, Guatemala*. Paper presented at the 19th Annual Conference on Land and Poverty held by the World Bank in Washington on March 19–23, 2018 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/93439/Successful_Stoian_2018.pdf?sequence=1
- Stoian, D., Rodas, A., Butler, M., Monterroso, I. et Hodgdon, B. 2018. *Forest concessions in Petén, Guatemala: A systematic analysis of the socioeconomic performance of community enterprises in the Maya Biosphere Reserve*. CIFOR, Bogor (Indonésie).
- Stolton, S., Redford, K.H., Dudley, N., Bill, W., Corcuera, E. et Mitchel, B.A. 2014. *The futures of privately protected areas*. UICN, Gland (Suisse).
- Strassburg, B., Beyer, H.L., Crouzeilles, R. Iribarrem, A., Barros, F., Siqueira, M., Sánchez-Tapia, A. 2019. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution*, 3: 62–70.
- Sunderland, T., Sunderland-Groves, J., Shanley, P. et Campbell, B. 2009. Bridging the gap: how can information access and exchange between conservation biologists and field practitioners be improved for better conservation outcomes? *Biotropica*, 41(5): 549–554.
- Sunderlin, W.D., Angelsen, A., Belcher, B., Burgers, P., Nasi, R., Santoso, L. et Wunder, S. 2005. Livelihoods, forest, and conservation in developing countries: an overview. *World Development*, 33(9): 1383–1402.
- Tamosiunas, A., Gražulevičienė, R., Luksiene, D., Dedele, A., Reklaitiene, R., Baceviciene, M. et Milinaviciene, E. 2014. Accessibility and use of urban green spaces, and cardiovascular health: findings from a Kaunas cohort study. *Environmental Health*, 13: 20 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1186/1476-069X-13-20
- Taniwaki, R.H., Leal, C.G., de Barros Ferraz, S.F., Henrikson, L., Jägrud, L. et de Paula, F.R. 2018. *Blue Targeting Tool: a simple forestry planning for riparian buffer zones adapted to Brazilian streams*. Poster presented at the Joint Conference on Forests and Water, 2018, Valdivia (Chili). [Consultable à l'adresse www.researchgate.net/publication/329102135_Blue_Targeting_Tool_a_simple_forestry_planning_for_riparian_buffer_zones_adapted_to_Brazilian_streams].
- Tauli-Corpus, V., Alcorn, J. et Molnar, A. 2018. *Cornered by protected areas: replacing 'fortress' conservation with rights-based approaches helps bring justice for indigenous peoples and local communities, reduces conflict, and enables cost-effective conservation and climate change*. RRI, Washington.
- The Guardian. 2020. A rewilding triumph: wolves help to reverse Yellowstone degradation. *The Guardian* [en ligne]. [Consulté le 15 janvier 2020]. www.theguardian.com/environment/2020/jan/25/yellowstone-wolf-project-25th-anniversary
- Tibesigwa, B., Siikamäki, J., Lokina R. et Alvsilver J. 2019. Naturally available wild pollination services have economic value for nature dependent smallholder crop farms in Tanzania. *Scientific Reports*, 9: 3434 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.1038/s41598-019-39745-7
- TNC. 2019. Tropical Forest Conservation Act. Benefits for Natural Resources and the American People. *The Nature Conservancy* [en ligne]. [Consulté le 15 février 2020]. www.nature.org/en-us/about-us/who-we-are/how-we-work/policy/tropical-forest-conservation-act/

- Tracewski, Ł., Butchart, S.H.M., Donald, P.F., Evans, M., Fishpool, L.D.C. et Buchanan, G.M. 2016. Patterns of twenty-first century forest loss across a global network of important sites for biodiversity. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(1): 37–44.
- TRAFFIC. 2019. African elephants: elephant conservation and the global trade in ivory. *TRAFFIC* [en ligne]. Cambridge (Royaume-Uni). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.traffic.org/what-we-do/species/elephants-ivory
- Triguero-Mas, M., Davdand, P., Cirach, M., Martínez, D., Medina, A., Mompert, A., Basagaña, X., Gražulevičienė, R. et Nieuwenhuijsen, M.J. 2015. Natural outdoor environments and mental and physical health: relationships and mechanisms. *Environment International*, 77, 35–41.
- Turner, B.L. et Sabloff, J.A. 2012. Classic Period collapse of the Central Maya Lowlands: Insights about human–environment relationships for sustainability. *PNAS*, 109(35):13908–13914.
- Turner, I. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33: 200–209.
- UAESPNN. 2005. *Plan de manejo Parque Nacional Natural Macuira 2005–2009* [parc naturel national de Makuira, Plan de gestion 2005–2009]. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Bogota.
- Udawatta, R.P., Rankoth, L.M. et Jose, S. 2019. Agroforestry and biodiversity. *Sustainability*, 11(10): 2879 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.3390/su11102879
- UE. 2011. Accord de partenariat volontaire entre l'Union européenne et la République du Cameroun sur l'application des réglementations forestières, la gouvernance et les échanges commerciaux des bois et produits dérivés vers l'Union européenne (accord FLEGT), 6 avril, *Journal officiel de l'Union européenne*, 92: 4–125.
- UICN. 2013. Mitigating human-wildlife conflict. *UICN* [en ligne]. Gland (Suisse). [Consulté le 4 janvier 2020] www.iucn.org/content/mitigating-human-wildlife-conflict
- UICN. 2016. *A global standard for the identification of key biodiversity areas*. Version 1.0. First edition. Gland (Suisse).
- UICN. 2017. *The IUCN red list of threatened species*. Version 2017.3. www.iucnredlist.org.
- UICN. 2018. The Bonn Challenge barometer. *InfoFLR* [en ligne]. Gland (Suisse). [Consulté le 13 janvier 2020] infoflr.org/bonn-challenge-barometer
- UICN. 2019a. *The IUCN red list of threatened species*. Version 2019-2. www.iucnredlist.org. Consulté le 4 octobre 2019.
- UICN. 2019b. Over half of Europe's endemic trees face extinction. *UICN* [en ligne]. Gland (Suisse). [Consulté le 4 janvier 2020] www.iucn.org/news/species/201909/over-half-europes-endemic-trees-face-extinction
- UICN CMAP. 2018. *PARKS. The International Journal of Protected Areas and Conservation*. Volume 24 Special Issue. UICN, Gland (Suisse).
- UNDESAF. 2016. Documents – UN forest instrument. *Département des Nations Unies pour les affaires économiques et sociales Forêts* [en ligne]. [Consulté le 18 décembre 2019]. www.un.org/esa/forests/documents/un-forest-instrument/index.html
- UNDP. 2017. What is biodiversity finance? *Programme des Nations Unies pour le développement– BIODFIN – L'initiative de financement de la biodiversité* [en ligne]. New York (États-Unis) [consulté le 5 janvier 2020]. www.biodiversityfinance.net/about-biofin/what-biodiversity-finance
- UNESCO. 1971. *Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats de la sauvagine*. Paris. [Consultable à l'adresse treaties.un.org/doc/Publication/UNTS/Volume%20996/volume-996-I-14583-French.pdf].
- Union africaine (UA). Sans date. Agenda 2063: The Africa we want. *Union africaine* [en ligne]. Addis Ababa. [Consulté le 13 janvier 2020] au.int/fr/agenda2063/vue-ensemble
- USAID. 2017. Countries with TFCA Programs. *UNAID* [en ligne]. Washington. [Consulté le 2 janvier 2020]. www.usaid.gov/biodiversity/TFCA/programs-by-country
- USDA. Sans date a. Northwest Forest Plan. *United States Department of Agriculture, Forest Service* [en ligne]. Washington. [Consulté le 1er janvier 2020]. www.fs.usda.gov/detail/r6/landmanagement/planning/?cid=fsbdev2_026990
- USDA. Sans date b. 5022: Wild crop harvesting. *United States Department of Agriculture, Agricultural Marketing Service* [en ligne]. Washington. [Consulté le 2 janvier 2020]. www.ams.usda.gov/rules-regulations/organic/handbook/5022
- US Fish & Wildlife Service. 1998. *Recovery plan for the Oregon chub (Oregonichthys crameri)*. Portland (États-Unis).
- US Fish & Wildlife Service. 2018. North American Model of Wildlife Conservation. *US Fish & Wildlife Service, Hunting* [en ligne]. Washington. [Consulté le 1er janvier 2020]. www.fws.gov/hunting/north-american-model-of-wildlife-conservation.html
- US/ICOMOS. 2019. Heritage trees: international research and registries. *US/ICOMOS* [en ligne]. Washington. [Consulté le 5 janvier 2020]. uscomos.org/heritage-trees-international-research-and-registries/
- Uusivuori, J., Lehto, E. et Palo, M. 2002. Population, income and ecological conditions as determinants of forest area variation in the tropics. *Global Environmental Change*, 12: 313–323.
- Valencia, R., Balslev, H. et Paz y Miño, G.C. 1994. High tree alpha-diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity & Conservation*, 3:21–28, cité par Dirzo, R. et Raven, P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 137–167.
- van Lierop, P., Lindquist, E., Sathyapala, S. et Franceschini, G. 2015. Global forest area disturbance from fire, insect pests, disease and severe weather events. *Forest Ecology and Management* 352: 78–88.

- Van Vliet, N., Muhindo, J., Nyumu, J.K. et Nasi, R. 2019. From the forest to the dish: A comprehensive study of the wildmeat value chain in Yangambi, Democratic Republic of Congo. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 132 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.3389/fevo.2019.00132
- Verdone, M. et Seidl, A. 2017. Time, space, place, and the Bonn Challenge global forest restoration target. *Restoration Ecology*, 25(6): 903–911. [Consultable à l'adresse dx.doi.org/10.1111/rec.12512]
- Verissimo, D. 2013. Influencing human behaviour: an underutilised tool for biodiversity management. *Conservation Evidence*, 10: 29–31.
- Verschuuren, B. et Brown, S. (sous la direction de). 2018. *Cultural and spiritual significance of nature in protected areas: Governance, management and policy*. Routledge, Abingdon (Royaume-Uni).
- Vié, J.-C., Hilton-Taylor, C. et Stuart, S.N. (sous la direction de). 2009. *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland (Suisse).
- Vlam, M., van der Sleen, P., Groenendijk, P. et Zuidema, P.A. 2017. Tree age distributions reveal large-scale disturbance-recovery cycles in three tropical forests. *Frontiers in Plant Science*, 7: 1984 [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. doi.org/10.3389/fpls.2016.01984
- Vogt, P. 2019a. *Image object Accounting (Available in the free JRC software GuidosToolbox)*. Centre commun de recherche de la Commission européenne, Direction des ressources durables, Ispra (Italie). [Consultable à l'adresse ies-ows.jrc.ec.europa.eu/gtb/GTB/psheets/GTB-Objects-Accounting.pdf].
- Vogt, P. 2019b. *Measuring Forest Area Density to quantify forest fragmentation. (Available in the free JRC software GuidosToolbox)*. Centre commun de recherche de la Commission européenne, Direction des ressources durables, Ispra (Italie). [Consultable à l'adresse ies-ows.jrc.ec.europa.eu/gtb/GTB/psheets/GTB-Fragmentation-FADFOS.pdf]
- Vogt, P., Riitters, K.H., Caudullo, G., Eckhardt, B. 2019. *FAO – Situation des forêts du monde: Fragmentation forestière*. JRC Technical Report, EUR 29972 EN. Luxembourg, Bureau des publications de l'Union européenne. [Consultable à l'adresse publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC118594/technicalreport_fao_frag.pdf].
- Vorontsova, M.S., Clark, L.G., Dransfield, J., Govaerts, R. et Baker, W.J. 2016. *World checklist of bamboos and rattans*. INBAR Technical Report No. 37. INBAR, Pékin.
- Walker, X.J., Baltzer, J.L., Cumming, S.G., Day, N.J., Ebert, C., Goetz, S., Johnstone, J.F. 2019. Increasing wildfires threaten historic carbon sink of boreal forest soils. *Nature*, 572: 520–523.
- Watson, E.E. 2005. *Gendersensitive natural resource management (NRM) research-for-development*. DFID NRSP Programme Development Report PD123: Gender Sensitive Research for Development. University of Cambridge, Department of Geography, Cambridge (Royaume-Uni).
- Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B. et Hockins, M. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515: 67–73.
- Watson, J.E.M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C., Thompson, I. 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution* 2: 599610.
- West, P., Igoe, J., et Brockington, D. 2006. Parks and peoples: the social impact of protected areas. *Annual Review of Anthropology*, 35: 251–277.
- White, M.P., Alcock, I., Wheeler, B.W. et Depledge, M.H. 2013. Would you be happier living in a greener urban area? A fixed-effects analysis of panel data. *Psychological Science*, 24(6): 920–928.
- Wilcox, B.A. et Ellis, B. 2006. Les forêts et les maladies infectieuses émergentes chez l'homme. *Unasylva*, 224: 11–18.
- Wilkie, D.S., Wieland, M., Boulet, H., Le Bel, S., van Vliet, N., Cornelis, D., BriacWarnon, V., Nasi, R. et Fa, J.E. 2016. Eating and conserving bushmeat in Africa. *African Journal of Ecology*, 54: 402–414.
- Willitt, W., Rockström, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T. 2019. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet*, 393(10170): 447–492.
- Willis, K.J., ed. 2017. *State of the World's Plants 2017*. Kew Publishing, Richmond, Surrey.
- Willis, K.J., ed. 2018. *State of the World's Fungi 2018*. Kew Publishing, Richmond, Surrey.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vazquez, D.P., LeBuhn, G. et Aizen, M.A. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90: 2068–2076.
- Winfree, R., Williams, N.M., Dushoff, J. et Kremen, C. 2007. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters*, 10: 1105–1113.
- Witt, K.A. 2013. The nutrient content of *Moringa oleifera* leaves. *ECHO Community* [en ligne]. North Fort Myers (États-Unis). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.echocommunity.org/resources/a7ee06e3-40f2-4ef0-859e-4e64b90a56c8
- World Agroforestry. 2009. The Agroforestry Database. *World Agroforestry* [en ligne]. Nairobi. [Consulté le 13 janvier 2020]. www.worldagroforestry.org/output/agroforestrydatabase
- World Cocoa Foundation. 2017. Cocoa & Forests Initiative: Statement of intent. *World Cocoa Foundation* [en ligne]. Washington. [Consulté le 5 janvier 2020]. www.worldcocoafoundation.org/cocoa-forests-initiative-statement-of-intent/
- World Land Trust. Sans date. Golden-headed lion tamarin. *World Land Trust* [en ligne]. Halesworth, Suffolk (Royaume-Uni). [Consulté le 5 janvier 2020]. www.worldlandtrust.org/species/mammals/golden-headed-lion-tamarin

WWF. 2018. WWF Tanzania set to implement debt for nature swap programme. WWF [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. wwf.panda.org/?324230/WWF-Tanzania-Set-to-implement-Debt-for-Nature-Swap-Programme

WWF China. 2012. *Standards for Giant Panda friendly products*. Chengdu (Chine).

Yearsley. 2019. FairWild project in India is a win-win-win for *Terminalia* trees, people, and hornbills. *HerbalEgram*, 16(6) [en ligne]. [Consulté le 5 janvier 2020]. cms.herbalgram.org/heg/volume16/06June/FairWildTerminalia.html

Zhang, D. et Pearce, P.H. 2011. *Forest economics*. UBC Press, Vancouver.

Zhu, H., Xu, Z.F., Wang, H. et Li, B.G. 2004. Tropical rain forest fragmentation and its ecological and species diversity changes in southern Yunnan. *Biodiversity and Conservation*, 13(7): 1355–1372.

Zomer, R.J., Trabucco, A., Coe, R. et Place, F. 2009. *Trees on farm: analysis of global extent and geographical patterns of agroforestry*. ICRAF Working Paper 89. World Agroforestry Centre, Nairobi (Kenya).

ZSL et WWF. 2014. *Living Planet Index* [en ligne]. [Consulté le 26 décembre 2019]. www.livingplanetindex.org/home/index



2020

LA SITUATION DES FORÊTS DU MONDE

FORÊTS, BIODIVERSITÉ ET ACTIVITÉ HUMAINE

Alors que la Décennie des Nations Unies pour la biodiversité 2011-2020 touche à sa fin et que les pays se préparent à adopter un cadre mondial pour la biodiversité pour l'après-2020, la présente édition de *La Situation des forêts du monde (SOFO)* examine les contributions des forêts - et des personnes qui les utilisent et les gèrent - à la conservation et à l'utilisation durable de la biodiversité.

Les forêts recouvrent à peine plus de 30 pour cent de la superficie des terres émergées et cependant elles abritent une vaste majorité des espèces végétales et animales terrestres connues. Malheureusement, les forêts et la biodiversité qu'elles renferment demeurent menacées par la conversion en terres agricoles ou par une exploitation, pour une grande part illégale, à des niveaux non durables.

La Situation des forêts du monde 2020 récapitule les avancées qui, à ce jour, nous rapprochent des cibles et des objectifs mondiaux relatifs à la biodiversité des forêts, et analyse l'efficacité des politiques, actions et démarches en faveur de la conservation et du développement durable. Des études de cas fournissent des exemples de pratiques novatrices qui combinent conservation et utilisation durable de la biodiversité des forêts pour créer des solutions où s'équilibrent l'intérêt des populations humaines et celui de la planète.



ISBN 978-92-5-132420-2 ISSN 1020-5713



9 789251 324202

CA8642FR/1/05.20