



Intégration des données de télédétection et d'observation au sol pour l'estimation des émissions et des absorptions de gaz à effet de serre dans les forêts



**Méthodes et pratiques recommandées par l'Initiative
mondiale pour l'observation des forêts**

Édition 3.0

GF  **I**

Intégration des données de télédétection et d'observation au sol pour l'estimation des émissions et des absorptions de gaz à effet de serre dans les forêts

Méthodes et pratiques recommandées par l'Initiative mondiale pour l'observation des forêts

**Méthodes et pratiques recommandées
par l'Initiative mondiale pour
l'observation des forêts Édition 3.0**

Table des matières

Remerciements	xi
Acronymes	xiii
Explication des termes clés	xvii
Résumé analytique	xxii
Objectif et champ d'application	xxv
Structure	xxvii
Chapitre 1 Dispositifs institutionnels	1
1.1 Éléments fondateurs	3
1.1.1 Institutionnalisation	3
1.1.2 Renforcement des capacités	6
1.1.3 Partenariats et collaborations externes	7
1.2 Éléments stratégiques	13
1.2.1 Mandat	13
1.2.2 Identification des besoins d'informations et des parties prenantes	13
1.2.3 Utilisation efficace des ressources	15
1.2.4 Communication et diffusion	16
1.3 Éléments opérationnels	19
1.3.1 Processus	19
1.3.2 Gestion des informations	22
1.3.3 Infrastructure	24
1.3.4 Documentation	31
1.3.5 Assurance qualité et contrôle qualité	32
1.3.6 Amélioration continue	36
1.4 Maturité d'un SNSF par le biais de la représentation et de l'analyse du système	37
1.4.1 Représentation du système	38
1.4.2 Évaluation du système	39
1.4.3 Priorisation	45
1.4.4 Amélioration du système	45
Chapitre 2 Décisions de conception technique	47
2.1 Objectifs et but de la surveillance conformément à la CCNUCC	47
2.2 Harmonisation des rapports	50
2.3 Utilisation des Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques dans le contexte de la CCNUCC	51
2.3.1 Catégories de terres et conversions	53
2.3.2 Rapports basés sur les activités et sur les terres	56
2.3.3 Stratification	59
2.3.4 Méthodes	60
2.3.5 Approches	64

2.3.6	Niveaux	67
2.3.7	Réservoirs et gaz	71
2.3.8	Cohérence de la série temporelle et recalculs	72
2.3.9	Analyse des catégories clés	76
2.3.10	Attribution	77
2.3.11	Définition de la forêt	80
2.4	Cadres d'intégration pour l'estimation des émissions et des absorptions	83
2.4.1	Outils données sur les activités x facteur d'émission/absorption	88
2.4.2	Cadres entièrement intégrés	90
2.4.2.1	Méthodes spatialement explicites	96
2.4.2.2	Les méthodes référencées spatialement	96
2.4.3	Remarques pratiques sur le choix d'un outil d'intégration	97
2.5	Remarques méthodologiques pour les activités REDD+	100
2.5.1	Méthodes d'estimation pour les activités REDD+	100
2.5.1.1	Estimation des émissions causées par le déboisement	101
2.5.1.2	Estimation des émissions provenant de la dégradation	108
2.5.1.3	Gestion durable des forêts, renforcement des stocks de carbone forestiers (au sein de forêts existantes), et conservation des stocks de carbone forestier	114
2.5.1.4	Renforcement des stocks de carbone forestier (boisement de terres non forestières, reboisement d'anciennes forêts converties à d'autres utilisations)	116
2.5.2	Niveaux d'émission de référence pour les forêts	117
2.5.2.1	Cohérence avec l'inventaire des gaz à effet de serre	118
2.5.2.2	Types de niveaux de référence pour les forêts	120
2.5.2.3	Ajustements	124
2.5.2.4	Incertitudes	126
2.5.2.5	Approche par étapes et actualisation	127
2.5.2.6	Nombre de niveaux de référence par Partie	127
2.5.2.7	Niveaux de référence pour les forêts infranationaux et imbrications	128
Chapitre 3	Sources des données	133
3.1	Observations par télédétection	134
3.1.1	Données optiques	135
3.1.2	Radar à synthèse d'ouverture	141
3.1.2.1	Systèmes RSO utilisant des bandes à longueurs d'onde longues	142
3.1.2.2	Systèmes RSO utilisant des bandes à longueurs d'onde courtes	144
3.1.2.3	Synergie entre les données	145
3.1.3	LiDAR	146
3.1.3.1	Systèmes LiDAR spatioportés	146
3.1.3.2	Systèmes LiDAR aéroportés	148
3.1.4	Ensembles de données mondiales sur les changements du couvert forestier	149
3.1.5	Remarques sur les observations par télédétection	156

3.1.5.1	Cartes sur l'occupation du sol et le changement d'occupation du sol	156
3.1.5.2	Données de référence	160
3.1.5.3	Estimation de la biomasse	161
3.2	Observations de terrain	161
3.2.1	Inventaires forestiers nationaux	162
3.2.1.1	Capacité à estimer les émissions et les absorptions	163
3.2.1.2	Caractéristiques générales	164
3.2.1.3	Estimation stratifiée	166
3.2.1.4	Estimation assistée par modèle	170
3.2.1.5	Configuration des parcelles	171
3.2.1.6	Absence de réponse	172
3.2.2	Sites de surveillance régulière	174
3.2.3	Autres sources de données de terrain	175
3.2.4	Remarques sur l'utilisation des données existantes	178
	Chapitre 4 Traitement des données	181
4.1	Combinaison de données de sources différentes	181
4.1.1	Combinaison d'observations de terrain de sources différentes	182
4.1.2	Combinaison de données de télédétection de sources différentes	183
4.1.3	Combinaison des données de terrain et des données de télédétection	185
4.2	Méthodes pour estimer les données sur les activités	186
4.2.1	Cartes établies à partir de données obtenues par télédétection	187
4.2.2	La surveillance des changements et des perturbations sur la surface terrestre	190
4.2.3	Estimation des surfaces, des changements de surface et de leurs incertitudes	197
4.2.3.1	Estimateurs à utiliser dans les plans d'échantillonnage aléatoires simples et systématiques	213
4.2.3.2	Estimateurs à utiliser dans les plans d'échantillonnage stratifiés	213
4.2.3.3	Estimateurs à utiliser dans les plans assistés par modèle	215
4.3	Méthodes pour estimer les changements dans les réservoirs de carbone	216
4.3.1	Biomasse aérienne et biomasse souterraine	216
4.3.1.1	Modèles allométriques pour les estimations de la biomasse	217
4.3.1.2	Utilisation des cartes de la biomasse et des données de télédétection dans l'estimation des émissions/absorptions	223
4.3.2	Réservoirs de bois mort et de litière	226
4.3.3	Le carbone dans les sols organiques	227
4.3.4	Émissions provenant des feux dirigés et des incendies de forêt	231
4.4	Inférence	234
4.4.1	Inférence probabiliste	237
4.4.1.1	Facteurs d'émissions et d'absorptions	237
4.4.1.2	Incertitude des facteurs d'émissions et d'absorptions	238
4.4.2	Inférence basée sur un modèle	243

Chapitre 5 Intégration et estimation	247
5.1 Estimation des émissions et des absorptions totales et incertitude associée	250
5.2 Propagation d'erreur et analyse de Monte Carlo	255
Chapitre 6 Notification et vérification	257
6.1 Transparence et notification	257
6.2 Vérification interne et externe	258
6.3 Processus internationaux de notification et de vérification conformément à la CCNUCC	259
6.3.1 Description des contributions déterminées au niveau national	260
6.3.1.1 Orientations sur le contenu et les délais de soumission des contributions déterminées au niveau national	261
6.3.1.2 Informations requises pour les contributions déterminées au niveau national	261
6.3.1.3 Autres informations comptables requises	264
6.3.2 Notification et révision des rapports biennaux de transparence	265
6.4 REDD+	270
6.4.1 Niveaux d'émissions de référence pour les forêts ou niveaux de référence pour les forêts ..	273
6.4.2 Évaluation technique des niveaux d'émission de référence pour les forêts et des niveaux de référence pour les forêts	273
6.4.3 Notification des résultats des activités REDD+	274
6.4.4 Analyse technique de l'annexe REDD+ au RBA	276
6.4.5 Conseils supplémentaires pour la notification et la vérification des activités REDD+	279
Références	281
Indice	300
Annexe A Échantillonnage	309
Annexe B Efficacités relatives	315
Annexe C Systèmes d'alerte précoce	319

Liste des illustrations

Figure 1: Contexte général pour un système national de surveillance des forêts	xxvii
Figure 2: Maturation d'un SNSF à travers le processus répété de la représentation, de l'évaluation du système, de la définition des priorités et de la mise en œuvre des améliorations	38
Figure 3: Choix de la méthode d'estimation des émissions et absorptions de CO ₂ basé sur les données disponibles	62
Figure 4: Facteurs clés pour la conception du système et le choix du niveau et de l'approche utilisés dans l'estimation des GES	68
Figure 5: Comparaison entre un modèle de facteur d'émissions et d'absorptions et une courbe de croissance typique	87
Figure 6: Cycle de carbone généralisé dans les écosystèmes terrestres AFAT montrant les flux de carbone entrant et sortant du système, et les flux entre les cinq réservoirs de carbone du système ...	91
Figure 7: Diagramme décisionnel pour choisir un outil d'intégration existant	99
Figure 8: Profil d'un stock de carbone au fil du temps dans une forêt plantée sujette à des récoltes multiples et croissance consécutive	113
Figure 9: Processus institutionnel permettant d'assurer la cohérence entre les estimations REDD+ et l'IGES	120
Figure 10: Utilisation des données historiques pour la création des NERF/NRF	123
Figure 11: Remarques sur les ajustements NERF/NRF	125
Figure 12: Figures Calendrier de l'amélioration progressive des MNV	140
Figure 13: Mosaïque mondiale RSO en bande-L ALOS-2 PALSAR-2 25 m pour 2018	143
Figure 14: Scénario mondial d'observation RSO en bande-C Sentinel-1	145
Figure 15: Mesure altimétrique par photons ICESat-2 le long d'un transect forêt-rivière	147
Figure 16: Forme d'onde pleine LiDAR mesurée par GEDI	148
Figure 17: Recommandations pour l'utilisation d'ensembles de données mondiales dans l'estimation de l'occupation du sol et des changements d'occupation du sol	153
Figure 18: Le traçage des activités est possible à l'aide d'une série temporelle dense des observations de l'occupation du sol	193
Figure 19: Orientations pour choisir un cadre d'inférence afin d'estimer les données sur les activités	200
Figure 20: Orientations pour choisir un cadre d'inférence afin d'estimer les changements dans les réservoirs de carbone	234
Figure 21: Obligation de notification et échéances pour toutes les Parties de la CCNUCC avant et après l'Accord de Paris	260
Figure 22: Éléments que chaque Partie doit insérer dans sa composante d'atténuation pour toute contribution déterminée au niveau national	265
Figure 23: Processus d'évaluation technique du NERF/NRF	272

Liste des tableaux

Tableau 1: Tableau Illustration d'un RACI simplifié	43
Tableau 2: Tableau Versions des orientations du GIEC	51
Tableau 3: Tableau Catégories de terres prioritaires du GIEC pour la notification des inventaires de gaz à effet de serre	54
Tableau 4: Tableau Conversion et définition de l'utilisation des terres selon les bonnes pratiques du GIEC	55
Tableau 5: Tableau Principales exigences requises pour les données sur les activités des activités REDD+	56
Tableau 6: Tableau Définitions relatives aux réservoirs de carbone	71
Tableau 7: Tableau Exemples d'application des techniques d'épissage	73
Tableau 8: Tableau Exemples de données auxiliaires et d'hypothèses pour une classification de l'utilisation des terres	78
Tableau 9: Tableau Conversions potentielles contribuant au déboisement et Orientations du GIEC pour l'estimation des émissions dans ce domaine	103
Tableau 10: Tableau Termes de l'équation sur la dégradation	110
Tableau 11: Tableau Sources des facteurs d'émissions et d'absorptions des sols organiques	111
Tableau 12: Tableau Termes de l'équation sur la gestion durable des forêts	115
Tableau 13: Tableau Lien entre les activités REDD+, les catégories du GIEC et les conseils des MPR	119
Tableau 14: Tableau Différents types de niveau de référence	121
Tableau 15: Tableau Matrice d'erreur du décompte d'échantillons	204
Tableau 16: Tableau Matrice d'erreur des proportions des superficies estimées	205
Tableau 17: Tableau Estimations des superficies, erreurs type et limites de l'intervalle de confiance supérieur et inférieur à 95 pour cent	207
Tableau 18: Tableau Estimations des superficies, erreurs type et limites de l'intervalle de confiance supérieur et inférieur à 95 pour cent	210
Tableau 19: Tableau Facteurs d'émissions et d'absorptions du GIEC associés aux émissions non dioxyde de carbone des sols	228
Tableau 20: Tableau Facteurs d'émissions et d'absorptions du GIEC associés aux stocks de carbone des sols	228
Tableau 21: Tableau Facteurs d'émissions et d'absorptions du GIEC associés aux émissions directes et indirectes d'oxyde nitreux du sol	231
Tableau 22: Tableau Facteurs d'émissions du GIEC dus aux feux dirigés et incendies de forêt ...	233
Tableau 23: Tableau Informations nécessaires pour suivre les progrès de l'IGES national en matière d'atténuation	266
Tableau 24: Tableau Informations nécessaires pour suivre les progrès de la mise en œuvre et de la réalisation des objectifs d'atténuation	267
Tableau 25: Tableau Informations nécessaires pour suivre les progrès concernant les effets du changement climatique et les mesures d'adaptation	268
Tableau 26: Tableau Comparaison entre les exigences de l'analyse technique et celles de la révision par des experts techniques	269

Tableau 27: Tableau Comparaison entre les exigences pour un examen facilitatif multilatéral des progrès et un échange facilitatif de points de vue	270
Tableau 28: Tableau Critères de CCNUCC REDD+ pour accéder aux paiements basés sur les résultats	271
Tableau 29: Tableau Efficacité relative des cartes nationales par rapport aux cartes sur les F/NF et leurs changements basées sur le GFC de l'UMD pour le Gabon	315
Tableau 30: Tableau Efficacité relative des cartes nationales sur les F/NF et leurs changements et les cartes basées sur le GFC de l'UMD par rapport aux données d'échantillons pour le Gabon	315
Tableau 31: Tableau Efficacité relative des données nationales sur les F/NF basées sur le GFC de l'UMD par rapport aux données d'échantillons pour la Tanzanie	316

Liste des encadrés

Encadré 1: Initiative mondiale pour l'observation des forêts	xxiii
Encadré 2: Les dispositifs institutionnels	2
Encadré 3: Expérience nationale en matière d'institutionnalisation efficace	5
Encadré 4: Exemples de structures opérationnelles du SNSF et types de partenariats	9
Encadré 5: Partenariat et collaboration au système national de surveillance des forêts des Fidji	11
Encadré 6: Exemple d'informations qui pourraient être incluses dans un protocole d'accord	12
Encadré 7: Mozambique - Exemple de communication, de diffusion et de partage des données	17
Encadré 8: Infrastructure en nuage à l'appui du traitement de grands ensembles de données	28
Encadré 9: Liste de contrôle suggérée pour une révision interne des activités REDD+	34
Encadré 10: Approches pour l'évaluation du système	41
Encadré 11: Remarques sur la matrice RACI	43
Encadré 12: Utilisation des terres et activités REDD+	57
Encadré 13: Approches pour une représentation cohérente des terres	65
Encadré 14: Le concept de niveau du GIEC	69
Encadré 15: Quand faut-il modifier ou réviser les méthodes ou ajouter de nouvelles catégories ou de nouveaux gaz?	75
Encadré 16: Surveillance de la gestion des plantations au Kenya	79
Encadré 17: Données, hypothèses, modèles, outils et estimation des émissions	85
Encadré 18: Logiciel d'inventaire des gaz à effet de serre dans l'agriculture et l'utilisation des terres (ALU)	89
Encadré 19: Méthodes basées sur le bilan massique	91
Encadré 20: Description d'exemples d'outils entièrement intégrés	93
Encadré 21: Exemple de comptabilisation de Niveau 1 des émissions dues au déboisement résultant de la conversion de forêts primaires en terres cultivées	107
Encadré 22: Estimation des stocks de carbone moyens à long terme dans les forêts plantées	112
Encadré 23: Approches imbriquées pour les activités de projet REDD+	129
Encadré 24: Supprimer les nuages et l'ombre des nuages dans l'imagerie optique satellite utilisée pour cartographier les données sur les activités	137
Encadré 25: Développement progressif et adaptation du système de mesure, de notification et de vérification en Guyane	139
Encadré 26: Efficacités relatives	153
Encadré 27: Remarques particulières pour la surveillance des forêts dans les régions tropicales sèches	157
Encadré 28: Exemple de l'utilisation d'autres sources de données de terrain	176
Encadré 29: Méthodes basées sur les pixels et les objets et la segmentation	188
Encadré 30: Analyse d'une série temporelle des observations de la Terre pour le suivi des données sur les activités	192
Encadré 31: Exemple de données utilisées et règles appliquées pour attribuer les incendies et les ouragans à un changement d'occupation du sol au Mexique	195
Encadré 32: Une approche stratifiée pour des évaluations précises et des estimations des surfaces	203

Encadré 33: Une approche assistée par modèle pour des évaluations précises et des estimations de surface	209
Encadré 34: Atténuer l'impact des erreurs d'omission	211
Encadré 35: Domaine approprié des modèles allométriques génériques	218
Encadré 36: Catégorisation (espèces contre habitude de croissance) des modèles allométriques génériques	220
Encadré 37: Estimation de l'incertitude des facteurs d'émissions/absorptions échantillonnés avec remplacement partiel	242
Encadré 38: Le concept de prudence et son application	249
Encadré 39: Appliquer l'analyse de l'incertitude au déboisement	251
Encadré 40: L'incertitude dans la différence entre un NERF/NRF et les émissions dues au déboisement pendant une période d'évaluation	253
Encadré 41: Processus de consultation et d'analyse internationales de la CCNUCC et révision par des experts techniques	277
Encadré 42: Échantillonnage probabiliste et échantillonnage basé sur un modèle	310

Remerciements

La GFOI remercie le Groupe consultatif, l'équipe des principaux auteurs, les auteurs, les collaborateurs et les examinateurs énumérés ci-dessous, pour leurs contributions aux présentes Méthodes et pratiques recommandées (ci-après dénommées MPR). La GFOI est reconnaissante pour tous les apports individuels et institutionnels qui ont rendu possible la troisième édition des MPR, ainsi que pour le soutien apporté à l'équipe de l'auteur principal par le Département de l'environnement du Gouvernement australien, du Programme Silvacarbon des États-Unis et de la Banque mondiale.

Groupe consultatif

Président: María José Sanz (Basque Centre for Climate Change, Espagne)

Membres:

Sandro Federici (Unité d'appui technique GIEC; Japon)	Ake Rosenqvist (Comité sur les satellites d'observation de la Terre, CEOS)
Mwangi Kinyanjui (Université de Karatina; Kenya)	Rene Siwe (Service forestier des États-Unis; Cameroun)
Haruni Krisnawati (Agence de recherche forestière et de développement; Indonésie)	Rob Waterworth (Mullion Group; Australie)
Dalton de Morisson Valeriano (INPE; Brésil)	Yasumasa Hirata (Institut de recherche sur la forêt et les produits forestiers; Japon)
Dirk Nemitz (Secrétariat CCNUCC; Allemagne)	Mikaela Weisse (Institut des ressources mondiales; États-Unis)
Elizabeth Philip (Ministère des ressources naturelles et de l'environnement; Malaisie)	Curtis Woodcock (Université de Boston; États-Unis)

Équipe des auteurs clés

Andres Espejo (Banque mondiale; États-Unis)	Pontus Olofsson (Université de Boston; États-Unis)
Sandro Federici (Unité d'appui technique GIEC; Japon)	María José Sanz Sánchez (Centre basque pour le changement climatique; Espagne)
Carly Green (Services de comptabilité environnementale; Australie)	Rob Waterworth (Mullion Group, Australie)

Équipe des auteurs

Naikoa Amuchastegui (World Wildlife Fund, États-Unis)	Christoph Kleinn (Université Georg-August de Göttingen; Suède)
Rémi d'Annunzio (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture; Rome)	Werner Kurz (Service forestier canadien)
Heiko Balzter (Université de Leicester; Royaume-Uni)	Erik Lindquist (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture; Italie)
Pradeepa Bholanath (Guyana Forestry Commission)	Ronald McRoberts (Service des forêts des États-Unis)
Cris Brack (Université nationale australienne)	Anthea Mitchell (Université de Nouvelle-Galles du Sud)
Charles Brewer (Service des forêts des États-Unis)	Erik Næsset (Université norvégienne pour les sciences de la vie)
Luca Birigazzi (Secrétariat CCNUCC; Allemagne)	Evan Notman (Initiative mondiale pour l'observation des forêts; Italy)
Edersson Cabrera (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales; Colombie)	Shaun Quegan (Université de Sheffield; Royaume-Uni)
Sarah Carter (Université de Wageningen; Pays-Bas)	Ake Rosenqvist (solo Earth Observation; Japon)
Narendra Chand (Consultant indépendant; Fidji)	Stephen Roxburgh (Organisation de la recherche scientifique et industrielle du Commonwealth; Australie)
Danny Donoghue (Université de Durham; Royaume-Uni)	Christophe Sannier (Systèmes d'information à référence spatiale; France)

Simon Eggleston (GCOS; Suisse)	Charles Scott (Service des forêts des États-Unis)
Nikki Fitzgerald (Département de l'industrie, Australie)	Göran Ståhl (Université suédoise des sciences agricoles)
Giles Foody (Université de Nottingham; Royaume-Uni)	Stephen Stehman (Université d'État de New York; États-Unis)
Gustavo Galindo (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales; Colombie)	Viliame Tupua (Ministère de la foresterie; Fidji)
Grant Domke (Service des forêts des États-Unis)	Pete Watt (Indufor Asie-Pacifique; Nouvelle-Zélande)
Sara Goeking (Service des forêts des États-Unis)	Sylvia Wilson (Institut d'études géologiques des États-Unis)
Giacomo Grassi (Centre commun de recherche, Commission européenne)	Curtis Woodcock (Université de Boston)
Alex Held (Organisation de la recherche scientifique et industrielle du Commonwealth; Australie)	Mike Wulder (Service des forêts des États-Unis)
Martin Herold (Université de Wageningen; Pays-Bas)	

Examineurs

Gilberto Câmara (Institut national de recherches spatiales; Brésil)	Inge Jonckheere (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture; Italie)
Jerome Chave (Université Paul Sabatier; France)	Andrew Lister (Service des forêts des États-Unis)
Nagmeldin Elhassan (Haut conseil pour l'environnement et les ressources naturelles, Soudan)	Aristides Muhate (Fundo Nacional de Desenvolvimento Sustentável; Mozambique)
Africa Flores (NASA; États-Unis)	Dirk Nemitz (Secrétariat CCNUCC; Allemagne)
Giles Foody (Université de Nottingham; Royaume-Uni)	Carla Ramirez (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture; Italie)
Sabin Guendehou (Secrétariat CCNUCC; Allemagne)	Frank-Martin Seifert (Agence spatiale européenne; Italie)
Tom Harvey (Initiative mondiale pour l'observation des forêts; Rome)	Mikaela Weisse (Institut des ressources mondiales; États-Unis)
Mohamed Elgamri Ibrahim (Université du Soudan pour les sciences et la technologie)	

Acronymes

Acronyme	Terme
2006GL	Lignes directrices du GIEC pour les inventaires de gaz à effet de serre – Version 2006
96GL	Lignes directrices du GIEC pour les inventaires de gaz à effet de serre – Version 1996
AFAT	Agriculture, foresterie et autres affectations des terres
AGB	Biomasse aérienne
ALOS	Satellite évolué d'observation de la Terre (série japonaise)
ALU	Logiciel d'inventaire national des GES de l'agriculture et d'utilisation des terres
AP	Accord de Paris
AP	Alerte précoce
AQ/CQ	Assurance qualité et contrôle qualité
ARD	Boisement/reboisement/déboisement
AR	Boisement/reboisement
ASI	Agence spatiale italienne
BNCR	Bureau National de Coordination REDD+ Madagascar
CBERS	Satellite sino-brésilien d'exploration des ressources terrestres
CCDC	Méthode de classification et de détection des changements «en continu»
CCNUCC	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques
CDN	Contribution déterminée au niveau national
CE	Coefficient d'émission
CEOS	Comité sur les satellites d'observation de la Terre
CMA	Conférence des Parties agissant comme réunion des Parties à l'Accord de Paris
CN	Communication nationale
COP	Conférence des Parties de la CCNUCC
COVNM	Composés organiques volatils non méthaniques
CPDN	Contributions prévues déterminées au niveau national
CSIRO	Organisation de la recherche scientifique et industrielle du Commonwealth
CV	Coefficient de variation
EDI	Environnement de développement interactif
ER	Efficacité relative
ESA	Agence spatiale européenne
ET	Erreur-type (ou écart-type)
EXACT	Outil ex-ante bilan carbone
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FC	Fraction de carbone
FLINT	Outil d'intégration complet des terres
FPCF	Fonds de partenariat pour le carbone forestier de la Banque mondiale
FRA	Évaluation des ressources forestières

Acronyme	Terme
FullCAM	Modèle de comptabilisation complète du carbone
FVC	Fonds vert pour le climat
GEDI	Enquête sur la dynamique des écosystèmes dans le monde
GEO	Groupe pour l'observation de terrain
GES	Gaz à effet de serre
GFOI	Initiative mondiale pour l'observation des forêts
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GLAD	Laboratoire pour l'analyse et la découverte des terres du monde
GLAS	Système altimètre laser pour les sciences de la Terre
GOFC-GOLD	Programme d'observation mondiale de la couverture forestière et de la dynamique terrestre
GPG2000	Recommandations en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux sur les gaz à effet de serre de 2000
GPG2003	Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie de 2003
GPS	Système de positionnement mondial
GREG	Estimateur par la régression généralisée assisté par modèle
HLS	Harmonisation de Landsat et Sentinel-2
ICA	Consultation et analyse internationale
IC	Intervalle de confiance
IceSAT	Satellite de mesure des nuages et de la topographie terrestre
IFN	Inventaire forestier national
IGES	Inventaire des gaz à effet de serre
INCAS	Système indonésien de suivi du carbone
INEGI	Institut national mexicain de statistique, géographie et informatique
IROC	Infrarouges à ondes courtes
IRS	Système infrarouge
ISO	Organisation internationale de standardisation
ISRO	Organisation indienne de recherche spatiale
ISS	Station spatiale internationale
JAXA	Agence d'exploration aérospatiale japonaise
KCA	Analyse des catégories clés
L1G	Landsat Niveau 1 géorectifié
L1T	Landsat Niveau 1 orthorectifié
LAMP	Programme multi-sources assisté par LiDAR
LANDSAT	Satellite terrestre (séries de satellites des États-Unis)
LiDAR	Détection et estimation de la distance par la lumière
MBC-SFC3	Modèle du bilan du carbone du secteur forestier canadien
MDP	Mécanisme de développement propre
MMU	Unité minimale de cartographie
MNV	Mesure, notification et vérification
MODIS	Radiomètre spectral pour imagerie de résolution moyenne (séries de satellites des États-Unis)

Acronyme	Terme
MOLI	LIDAR et imageur d'observation multi-empreinte
MOU	Protocole d'accord
MPR	Méthodes et pratiques recommandées
NAMA	Mesures d'atténuation appropriées au niveau national
NASA	Administration nationale de l'aéronautique et de l'espace des États-Unis
NERF	Niveau d'émissions de référence pour les forêts
NISAR	Radar à synthèse d'ouverture développé par la NASA et l'ISRO
NRF	Niveau de référence pour les forêts
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OLCI	Instrument de mesure des couleurs de l'océan et des terres émergées
ONU	Organisation des Nations Unies
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
OSC	Organisation de la société civile
OT	Observation de la Terre
PAOE	Présent, approprié, opérationnel et efficace
PEID	Petits États insulaires en développement
PK	Protocole de Kyoto
PMA	Pays les moins avancés
PNCBMCC	Programme national de conservation des forêts pour l'atténuation des changements climatiques, Pérou
PNUD	Programme des Nations Unies pour le développement
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
PON	Procédures opérationnelles normalisées
PSTR	Post-stratification
RACI	Réalisateur, approuvateur, consulté, informé
RADAR	Détection et estimation de distance par des ondes radios
RADARSAT	Séries de satellites RSO canadiens
RBA	Rapports biennaux actualisés
RB	Rapport biennal
RBT	Rapport biennal de transparence
RDC	République démocratique du Congo
REDD+	Réduction des émissions causées par le déboisement et la dégradation des forêts, plus la gestion durable et la conservation des forêts ainsi que le renforcement des stocks de carbone forestier
RSO	Radar à synthèse d'ouverture
SAOCOM	Série de satellites d'observation microondes argentin
SEPAL	Système d'accès, de traitement et d'analyse des données d'observation de la Terre
SIACON	Système d'information sur l'agriculture et les produits alimentaires du Mexique
SIG	Système d'information géographique
SLA	Scanner laser aéroporté

Acronyme	Terme
SLEEK	Système d'estimation des émissions terrestres au Kenya
SNSF	Système national de surveillance des forêts
SPOT	Satellite pour l'observation de la terre (séries de satellites français)
SRS	Échantillonnage aléatoire simple
SRTM	Mission topographique radar à navette
STR	Échantillonnage stratifié
SYS	Échantillonnage systématique
TACCC	Transparence, exactitude, exhaustivité, cohérence, comparabilité
TA	Évaluation technique
TanDEM-X	Complément de TerraSAR-X pour la cartographie altimétrique numérique (Allemagne)
TER	Révision par des experts techniques
TerraSAR-X	Satellite d'observation de la terre équipé d'un RSO (Allemagne)
TERT	Équipe d'experts techniques chargés de la révision
TR	Révision technique
TTE	Équipe d'experts techniques
UCT	Unité centrale de traitement
USGS	Institut d'études géologiques des États-Unis
UTCATF	Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie
VPIR	Visible et proche infrarouge

Explication des termes clés

Pour un glossaire complet des termes du GIEC, veuillez consulter **la Révision 2019 de l'édition 2006 des Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre**

Concept	Signification	Notes	Référence (s'il y a lieu)
Données sur les activités	Données sur la portée des activités humaines entraînant des émissions et des absorptions.	Les données sur les activités concernent souvent des superficies ou des variations de superficie.	Chapitre 2; GPG2003 Volume 4, Chapitre 3; Lignes directrices 2006 du GIEC
Émissions et absorptions anthropiques	Par émissions et absorptions anthropiques, on entend signifier que les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre prises en compte dans les inventaires nationaux sont le résultat d'activités humaines.	Dans le secteur de l'agriculture, la foresterie et autres affectations des terres (AFAT), les émissions et les absorptions sur les terres gérées sont considérées comme une variable approximative des émissions et absorptions anthropiques (Managed Land Proxy), et les variations inter-annuelles des émissions et des absorptions d'origine naturelle, quoique ces dernières sont parfois importantes, sont supposées se stabiliser avec le temps.	Volume 1, Chapitre 1; Révision 2019
Facteurs d'émission ou d'absorption	Émissions ou absorptions de gaz à effet de serre (GES) par unité de donnée d'activité.		Chapitre 3; GPG2003 Volume 4, Chapitre 2; Lignes directrices 2006 du GIEC
Surveillance des forêts	Fonctions recouvertes par tout système national de surveillance des forêts en vue d'aider un pays à répondre aux exigences de mesure, notification et vérification, ou à d'autres objectifs.		
Niveau d'émissions de référence pour les forêts ou niveau de référence pour les forêts	Étalonnages comparatifs exprimés en tonnes d'équivalent CO ₂ par an pour évaluer la performance de chaque pays dans la mise en œuvre des activités REDD+	La cohérence avec les inventaires des gaz à effet de serre (IGES) doit être maintenue.	Décisions COP 12/CP.17, 13/CP.19 et 14/CP.19 voir aussi Fiches d'information de la CCNUCC relatives aux NERF/NRF

Concept	Signification	Notes	Référence (s'il y a lieu)
Inventaire des gaz à effet de serre	Estimations des émissions anthropiques de gaz à effet de serre à l'échelle nationale produites selon les méthodes du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) conformément aux décisions prises par la Conférence des Parties (COP) à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC).	Comprend l'énergie, l'utilisation de processus et produits industriels, l'agriculture, l'exploitation des forêts et toute autre utilisation des terres, et les déchets. La COP a convenu de baser les estimations des émissions et des absorptions REDD+ sur les méthodes les plus récentes du GIEC établies à cette fin. La Décision 12/CP.17 exige que les niveaux d'émissions de référence pour les forêts (NERF) et les niveaux de référence pour les forêts (NRF) soient cohérents avec les émissions et les absorptions anthropiques liées aux forêts incluses dans les IGES, et la Décision 14/CP.19 exige une cohérence entre les émissions et les absorptions notifiées pour les activités REDD+ et les NERF ou les NRF.	La décision de la COP 4/CP.15 demande à ce que les orientations et les lignes directrices les plus récentes du GIEC, telles qu'elles ont été adoptées ou soutenues par la COP, soient utilisées. Effectivement, dans le cadre de REDD+, l'Annexe III, Partie III de la Décision 2/CP.17 indique qu'elles correspondent à la version révisée des Lignes directrices du GIEC 1996 et des Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques 2000 et 2003. Les MPR renvoient eux aussi aux Lignes directrices 2006 et à leurs suppléments, auxquels il est possible de se rapporter sur base volontaire.
Données de terrain ou observations de terrain	Données recueillies par des mesures effectuées sur le terrain.	Les mesures effectuées sur le terrain peuvent aussi être considérées comme effectuées par télédétection si le point de mesure est loin de ce qui est mesuré (par exemple LiDAR ou concentrations gazeuses).	
Dispositifs institutionnels	Le Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD) décrit les dispositifs institutionnels comme étant des politiques, des systèmes et des procédures auxquels les organisations (ainsi que les gouvernements) ont recours afin de légiférer, planifier et gérer leurs activités de manière efficace et de se coordonner entre elles en vue de remplir leurs mandats respectifs.		Par exemple, les pays peuvent passer de la fuite des cerveaux au recrutement de cerveaux grâce à des mesures d'incitation qui encouragent les travailleurs qualifiés à rester, à revenir après leurs études universitaires, ou à prendre part à certains projets à court terme. Cet effort peut demander la participation des universités, de l'administration publique et du secteur privé.
Mesure, notification et vérification (MNV)	Les procédures associées à la communication de toutes les actions d'atténuation des pays en développement.	Mesurer signifie estimer les effets de l'action, notifier signifie communiquer les informations à la communauté internationale, et vérifier signifie contrôler les estimations; les procédures pour les trois opérations doivent être approuvées par la CCNUCC. Ce processus est parfois appelé à tort «surveillance, notification et vérification».	Accords de Cancún paragraphes 61 à 64, Décision 1/CP.16 de la COP; Décision 14/CP.19 (Modalités de mesure, de notification et de vérification).
Inventaire forestier national (IFN)	Système périodiquement actualisé et basé sur l'échantillonnage servant à fournir des informations sur l'état des ressources forestières d'un pays.	Bien que sans lien historique avec les émissions de GES, ces inventaires, lorsqu'ils existent, constituent une source potentielle de données pertinentes.	National Forest Inventories, Tomppo, E.; Gschwantner, Th.; Lawrence, M. et McRoberts, R.E. (eds.). 2010. Springer.

Concept	Signification	Notes	Référence (s'il y a lieu)
Système national de surveillance des forêts (SNSF)	Les dispositifs mis au point par un pays afin de surveiller les forêts, comprenant des éléments systémiques conceptuels, stratégiques et opérationnels. Dans le contexte de REDD+, le SNSF est un système de surveillance et de notification des activités REDD+, conformément aux décisions prises par la COP.	La COP a établi que les SNSF doivent utiliser une combinaison de données de télédétection et de données de terrain, fournir des estimations transparentes, cohérentes et autant que possible exactes, et qui réduisent les incertitudes, tout en tenant compte des compétences et des capacités; et que les résultats doivent être accessibles et adéquats en vue de la révision prévue par la COP. Les SNSF peuvent fournir des informations sur des mesures de garantie.	Décisions de la COP 4/CP.15, 1/CP.16 et 11/CP.19 (<i>Modalités des systèmes nationaux de surveillance des forêts</i>).
Précision	Dans quelle mesure les estimations d'une valeur réelle sous-jacente inconnue provenant de différents échantillons sont proches les unes des autres.		
Pays REDD+	Tout pays en développement qui a choisi sur base volontaire de fournir des rapports sur les émissions et les absorptions liées aux activités REDD+ dans le contexte de paiements basés sur les résultats.	Le mécanisme REDD+ reprend les efforts des pays pour réduire les émissions imputables au déboisement à la dégradation des forêts, et pour encourager la conservation, la gestion durable des forêts, et l'amélioration des stocks de carbone forestier.	
Données de référence	Il s'agit de la meilleure évaluation disponible des conditions au sol pour un lieu ou une unité spatiale donnée. Les observations de référence peuvent être utilisées, par exemple, pour produire des estimations de superficies, de densités de carbone et les erreurs-type qui s'y rapportent, sur la base d'un échantillonnage. Les données de référence sont également utilisées pour évaluer la précision des cartes élaborées à partir de données obtenues par télédétection et pour corriger les biais estimés. Les observations de référence peuvent être des données de terrain co-géoréférencées avec précision ou des données de télédétection à plus haute résolution ou classifiées de manière plus précise, disponibles pour un échantillon de probabilité des points de données et assorties d'une représentation suffisante de catégories d'intérêt (par exemple changements dus au déboisement).	Les données de référence sont généralement collectés selon un plan d'échantillonnage probabiliste. Cela signifie qu'elles peuvent être utilisées seules – pour produire des estimations associées aux activités REDD+ – ou combinées avec des données obtenues par télédétection pour corriger les biais de la classification. Cette dernière approche peut être plus efficace dans l'utilisation des ressources. Les données de référence sont souvent des données de terrain, bien qu'il arrive aussi que l'on utilise des données obtenues par télédétection à haute résolution.	

Concept	Signification	Notes	Référence (s'il y a lieu)
Observations par télédétection	Acquisition et utilisation de données de télédétection par satellite, par avion, à courte portée ou par d'autres plateformes.	Les mesures de concentrations gazeuses peuvent être considérées comme obtenues par télédétection si le point de mesure est éloigné de ce qui est mesuré.	Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective, Third Edition, Jensen, J. 2004.
Garanties	Mesures visant à protéger et renforcer la pérennité sociale et environnementale.	En particulier, la cohérence avec les programmes forestiers nationaux et les conventions et accords dans ce domaine; la transparence et l'efficacité de la gouvernance forestière nationale; le respect des connaissances et des droits des populations autochtones et des membres des communautés locales; la participation des acteurs concernés, en particulier les populations autochtones et les communautés locales.	Décisions COP 1/CP.16, 12/CP.17, 12/CP.19 et 17/CP.21.
Données de formation	Utilisées pour calibrer les algorithmes de classification.	Les données de formation peuvent être obtenues à partir de données de terrain ou d'autres données obtenues par télédétection, comme les données à haute résolution.	
Incertitude	Méconnaissance de la vraie valeur d'une variable qui peut se décrire comme une fonction de densité de probabilité qui caractérise la palette et la vraisemblance des valeurs possibles.	L'incertitude dépend de l'état des connaissances de l'analyste qui, à son tour, dépend de la qualité et de la quantité des données applicables ainsi que de la connaissance des procédures sous-jacentes et des méthodes d'inférence.	Pour des explications plus détaillées sur d'autres termes liés à l'incertitude, veuillez consulter GIEC, 2006. Volume 1, Chapitre 3.
Évaluation de l'incertitude	L'évaluation de l'incertitude est utilisée par les compilateurs d'inventaires afin d'améliorer les inventaires au fil du temps.	La procédure pour élaborer une évaluation de l'incertitude peut se résumer de manière pragmatique en quatre points: (1) une enquête rigoureuse des causes possibles de l'incertitude des données; (2) la production d'estimations quantitatives de l'incertitude et les corrélations entre les paramètres; (3) la combinaison mathématique de ces estimations utilisées comme intrants dans des modèles statistiques (par exemple propagation d'erreurs de premier ordre ou méthode de Monte Carlo); et (4) le choix d'actions pour l'amélioration des inventaires (plan d'amélioration) afin de répondre face aux résultats des trois premiers points.	

Concept	Signification	Notes	Référence (s'il y a lieu)
Vérification	La vérification prévoit la collecte des activités et des procédures menées durant la conception et la réalisation, ou après l'achèvement de l'inventaire qui aident à établir sa fiabilité pour les applications auxquelles l'inventaire est destiné.	Il est important de distinguer la vérification telle que définie dans les lignes directrices du GIEC de la vérification telle qu'on l'entend dans le secteur des marchés du carbone où elle est synonyme d'un contrôle d'audit indépendant.	Pour des explications plus détaillées sur la vérification, veuillez consulter GIEC, 2019, Volume 1, Chapitre 6.

Résumé analytique

Les Méthodes et pratiques recommandées (MPR) ont été préparées par l'Initiative mondiale pour l'observation des forêts (GFOI) (**Encadré 1**). Les MPR fournissent des orientations faciles à suivre qui permettent de mettre en lien les décisions de la CCNUCC concernant le processus de mesure, notification et vérification de REDD+ avec les recommandations du GIEC car, en général, les recommandations et les lignes directrices du GIEC ne mentionnent pas spécifiquement les activités REDD+.

Plus particulièrement, elles apportent des conseils sur la manière de produire des estimations reproductibles et fiables du changement du couvert forestier et des émissions qui y sont associées, utiles aux rapports prévus par les accords internationaux, en se basant sur l'expérience accumulée dans l'utilisation combinée des données de terrain et de celles obtenues par télédétection.

Le présent document est la troisième version des MPR. Par rapport à la deuxième version (publiée en 2016), cette mise à jour tient compte:

- ▶ des changements récents et pertinents intervenus dans le cadre des négociations de la CCNUCC sur les terres forestières
- ▶ des avancées méthodologiques publiées dans la **Révision 2019 des Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (Révision 2019)**;
- ▶ de la plus grande disponibilité des données et des nouvelles recherches; et
- ▶ de l'utilité des méthodes décrites en vue de répondre aux objectifs nationaux et internationaux plus larges en matière de surveillance des forêts.

Les utilisateurs auxquels les MPR sont destinées sont les experts techniques et leurs collègues chargés des politiques:

- ▶ **Le groupe d'utilisateurs 1** est responsable de la conception et de la mise en œuvre des décisions visant à répondre aux exigences MNV des systèmes nationaux de surveillance des forêts.
- ▶ **Le groupe d'utilisateurs 2** rassemble des personnes travaillant au sein de la CCNUCC qui pourraient être intéressées par la façon dont les activités REDD+ peuvent être décrites et liées aux méthodologies du GIEC, conformément aux décisions de la Conférence des Parties.

Les MPR visent à renforcer la compréhension mutuelle entre les groupes d'utilisateurs ainsi qu'avec les communautés scientifiques, techniques et politiques concernées, de leur fournir des orientations pour la collecte de données pertinentes sur les forêts et de les aider à échanger les données et leurs expériences. Elles visent à compléter les orientations du GIEC, les approches suivies par les initiatives qui sont soutenues par les partenaires du GFOI⁽¹⁾, et notamment par le Programme de collaboration des Nations Unies sur la réduction des émissions liées au déboisement et à la dégradation des forêts dans les pays en développement (le **programme ONU-REDD**), le **programme SilvaCarbon des États-Unis**, le **Fonds de partenariat pour le carbone forestier de la Banque mondiale de la Banque mondiale** et le **programme REDD Early Movers** ainsi que plusieurs autres programmes pertinents.

Les utilisateurs qui le souhaitent peuvent consulter les MPR disponibles sur le site de **REDDcompass** qui leur donne accès aux conseils les plus récents du GFOI et aux matériels et outils de formation sur les MNV REDD+; et qui les oriente à travers les différentes étapes pour la mise en place des niveaux

(1) Il s'agit aujourd'hui des représentants des Gouvernements d'Australie, d'Allemagne, de Norvège, du Royaume-Uni de Grande Bretagne et d'Irlande du Nord et des États-Unis d'Amérique, ainsi que du Comité international sur les satellites d'observation de la Terre (CEOS), de l'Agence spatiale européenne (ESA), de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et de la Banque mondiale.

de référence REDD+ et la production des estimations des émissions et des absorptions associées aux activités REDD+. Les MPR soulignent aussi, le cas échéant, comment un système bien conçu et fonctionnel pour la mesure, la notification et la vérification des émissions REDD+ peut s'avérer utile:

- ▶ pour produire des estimations des émissions et des absorptions dans les secteurs de l'utilisation des terres, des changements d'affectation des terres et de la foresterie;
- ▶ pour informer le pays afin de l'aider à évaluer les effets des politiques et des mesures nationales;
- ▶ pour planifier d'autres objectifs stratégiques relatifs au secteur des terres;
- ▶ pour produire des informations servant aux objectifs de notification d'autres pays, comme par exemple **l'Évaluation des ressources forestières de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, la Convention sur la diversité biologique et la la Convention des Nations Unies sur la lutte contre la désertification.**

Encadré 1: Initiative mondiale pour l'observation des forêts

L'initiative mondiale pour l'observation des forêts (GFOI) a été mise en place en 2011 par le Groupe sur l'observation de la Terre (GEO) et constitue un partenariat mondial pour la coordination de la fourniture d'un soutien international en matière de surveillance des forêts afin de répondre aux besoins des pays en développement. Grâce à l'action concertée de ses partenaires, la GFOI vise à aider les pays à produire des rapports fiables et cohérents sur l'évolution de la couverture forestière et de l'utilisation des forêts, ainsi que sur les émissions et les absorptions anthropiques de gaz à effet de serre qui y sont associées. Les partenaires coordonnent leurs activités dans le cadre des quatre composantes centrales de la GFOI :

- ▶ **Composante du renforcement des capacités** - vise à développer une compréhension commune des besoins des pays, et à faciliter les choix des pays dans la conception, le développement et la réalisation de leur propre SNSF. Les partenaires du renforcement des capacités de la GFOI soutiennent directement les pays dans le développement de ces systèmes et des capacités associées. Il s'agit notamment de faciliter l'assistance pratique coordonnée, la formation en collaboration, les ateliers, les cours de courte durée, les échanges d'experts et d'autres méthodes de transfert de connaissances et de technologies.
- ▶ **Composante des données** - soutient l'acquisition, la disponibilité, l'accessibilité et la capacité des pays à utiliser des ensembles de données, des outils et des services pour la surveillance des forêts et la comptabilisation des GES en fonction des exigences propres à chaque pays dans le monde. La composante des «Données» se concentre sur le rôle des ensembles de données spatiales et non spatiales (in situ), ainsi que sur les outils et services de découverte, d'accès et d'application des données, dans le but d'aider les pays à améliorer leurs systèmes de surveillance des forêts et les capacités associées. Plus précisément, grâce au travail du partenaire principal de la GFOI, le Comité sur les satellites d'observation de la Terre (CEOS), la GFOI travaille avec les agences spatiales internationales pour coordonner l'accès à la couverture continue annuelle de toutes les régions forestières du monde avec des données obtenues par télédétection.
- ▶ **Composante des méthodes et des orientations** - fournit des conseils méthodologiques sur l'utilisation conjointe de données obtenues par télédétection et de données au sol pour estimer et signaler les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre associées aux forêts d'une manière compatible avec les orientations du GIEC en matière d'inventaire

des gaz à effet de serre.⁽²⁾

- ▶ **Composante Coordination de la recherche et du développement** - encourage une communauté d'experts à combler les lacunes en matière de connaissances, faire progresser les nouvelles technologies et rechercher des améliorations continues. Cette composante identifie les sciences et les technologies émergentes, qui peuvent améliorer les efforts de surveillance et répondre aux besoins non satisfaits des pays. L'un des principaux résultats de cette composante est de fournir un forum régulier pour la progression des sujets de recherche vers des solutions et des orientations opérationnelles. Une fois que les solutions ont été identifiées et se sont avérées prêtes à l'emploi, elles peuvent alors être proposées pour être incluses dans de nouveaux modules MPR et être ensuite utilisées dans des activités de renforcement des capacités avec les pays.

(2) Ceci est exigé par les décisions de la CCNUCC pour la mise en œuvre volontaire des activités REDD+. Les activités REDD+ recensées dans les Accords de Cancun (**Décision 1/CP.16 paragraphe 70**) sont les suivantes: (a) la réduction des émissions dues au déboisement; (b) la réduction des émissions liées à la dégradation des forêts; (c) la conservation des stocks de carbone forestier; (d) l'aménagement durable des forêts; (e) le renforcement des stocks de carbone forestier.

Objectif et champ d'application

Les MPR de la GFOI fournissent des conseils pratiques pour la mise en place d'un système national de surveillance des forêts afin de mieux répondre aux exigences de notification nationales et internationales, en se proposant de:

- ▶ apporter des orientations faciles à suivre pour mettre en relation les décisions de la CCNUCC et les orientations du GIEC;
- ▶ se concentrer sur la manière dont les données obtenues par télédétection et les données de terrain peuvent être combinées de manière efficace afin d'améliorer les estimations des émissions et des absorptions de GES essentiellement liées aux forêts, y compris celles associées aux inventaires GES, aux activités REDD+ et aux contributions déterminées au niveau national (CDN);
- ▶ combler les éventuelles lacunes en fournissant des orientations pratiques pour la conception et la réalisation des MNV REDD+, tout en continuant à accorder une large place au suivi à objectifs multiples des changements entre terres forestières et terres non forestières, et tout particulièrement aux méthodologies élaborées pour la représentation des terres;
- ▶ fournir des recommandations détaillées pour appuyer les prises de décisions et leur application technique, ainsi que les grands principes pour la collecte et l'utilisation des données, qui restent pertinents malgré l'évolution des technologies et des méthodes;
- ▶ illustrer la façon dont les pays peuvent appliquer les principes esquissés dans ce document en s'inspirant d'exemples concrets tirés d'expériences nationales;
- ▶ souligner, le cas échéant, l'applicabilité à plus grande échelle des méthodes décrites dans la création d'un système de suivi à objectifs multiples.⁽³⁾

Dans les MPR, le terme orientation renvoie aux orientations du GIEC et le terme de recommandation est utilisé lorsque des informations complémentaires sont apportées. Par exemple, les orientations du GIEC reconnaissent l'importance des observations par télédétection dans l'élaboration des inventaires GES. Les MPR complètent les orientations du GIEC en apportant des recommandations basées sur l'expérience mondiale de l'utilisation combinée des données de télédétection et des données de terrain dans le cadre des activités REDD+.

Les MPR sont pertinentes pour tous les pays mais elles sont surtout destinées aux décideurs techniques et aux collègues chargés des politiques des pays REDD+, ainsi qu'à leurs partenaires des agences internationales et des programmes bilatéraux et multilatéraux. Pour répondre aux besoins des

(3) Un suivi à objectifs multiples est capable de répondre aux objectifs de large portée du SNSF, par exemple la rédaction d'un rapport national pour informer et soutenir différents objectifs stratégiques, ou des rapports internationaux pour l'**Évaluation des ressources forestières de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, la Convention sur la diversité biologique et la Convention sur la lutte contre la désertification.**

utilisateurs finaux, les MPR:

- ▶ décrivent les processus que les pays doivent suivre pour mettre au point un système qui réponde à leurs objectifs stratégiques nationaux;
- ▶ utilisent des diagrammes décisionnels et des liens internet pour aider les utilisateurs à naviguer et à trouver les informations et les outils qui leurs sont utiles;
- ▶ présentent des études de cas ou des exemples, lorsque c'est possible, afin de permettre aux lecteurs de mieux comprendre les recommandations données; et
- ▶ sont proposées en version imprimée et en format électronique dans l'application internet MPR de **REDDcompass**, qui donne accès aux MPR et à toute une série de matériels et outils de formation importants.

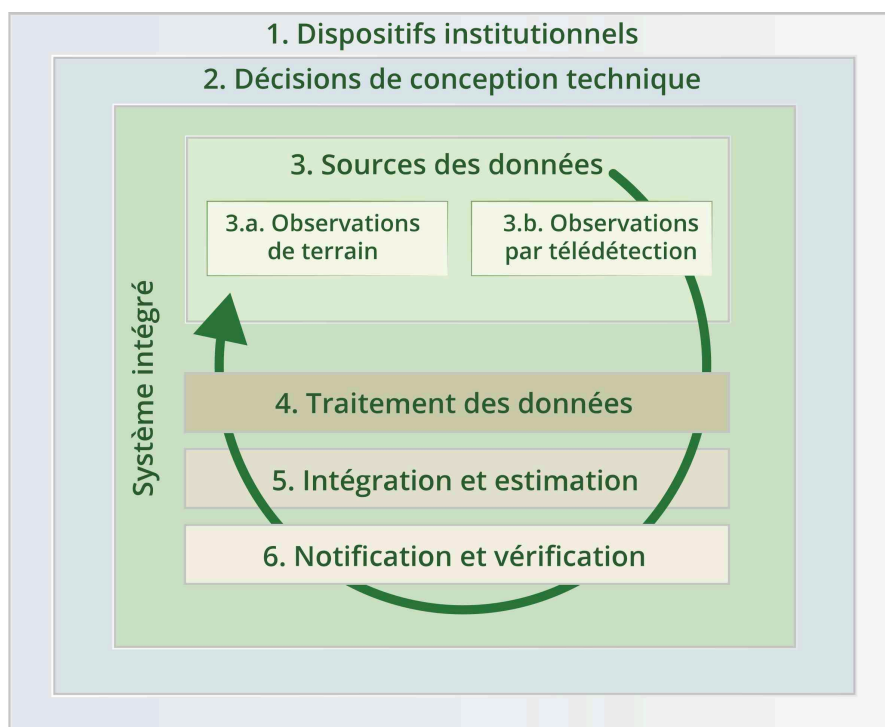
Les MPR reconnaissent l'importance des exigences MNV et des circonstances nationales dans la définition de la combinaison des observations de terrain et des observations obtenues par télédétection dont les pays disposent. Les circonstances nationales pertinentes, qui sont susceptibles de changer avec le temps, comprennent les éléments suivants:

- ▶ le niveau d'engagement des entités gouvernementales; les exigences en matière de politiques et de notification ainsi que les plans d'atténuation et le traçage des progrès à l'échelle nationale;
- ▶ l'historique et les facteurs moteurs de l'utilisation des forêts et de leur conversion d'une utilisation forestière vers d'autres utilisations des terres;
- ▶ la nature et la disponibilité des données historiques de terrain et obtenues par télédétection;
- ▶ la disponibilité d'une expertise technique et d'une capacité institutionnelle en matière d'acquisition, de traitement et d'analyse des données;
- ▶ la communauté, le régime foncier, les parties prenantes, les dispositions juridiques et administratives associées à la foresterie et à d'autres utilisations des terres, ainsi que le niveau d'engagement des parties prenantes et des décideurs; et
- ▶ les ressources financières disponibles pour concevoir, élaborer et mettre en œuvre les systèmes MNV.

Structure

Les MPR sont élaborées afin de mettre en lien les orientations et les recommandations avec les composantes génériques des SNSF (**Figure 1**), tout en tenant compte du contexte national de chaque pays. De manière générale, tout SNSF a des composantes techniques (encadrés) et des processus (flèches) qui sont totalement interdépendants et de ce fait doivent être entièrement intégrés pour que le SNSF puisse être réalisé de manière efficace.

Figure 1: Contexte général pour un système national de surveillance des forêts



Les MPR reconnaissent que la plupart des SNSF sont construits à partir d'une sorte de base pré-existante et que généralement, dans un premier temps, ils utilisent les données disponibles et remplissent les lacunes qu'ils trouvent dans les données. Toutefois, il est inévitable qu'au fur et à mesure que **les systèmes mûrissent** et que de nouveaux **objectifs de surveillance et de notification** apparaissent, des améliorations du système, voire des remaniements, soient demandés. En combinant les **décisions de conception technique** prises en compte avec un **cycle d'amélioration continue** opérationnel, il est possible de donner naissance à un SNSF multi-objectifs capable de répondre à toute une série d'indicateurs de notification, comme les émissions/absorptions pour les activités **REDD+**, **l'Inventaire des gaz à effet de serre (IGES)**, **le Rapport biennal actualisé (RBA)** et **le Rapport biennal de transparence (RBT)**, et autres besoins de notification, de planification et de gestion.

- 1. Dispositifs institutionnels** - Se baser sur les dispositifs institutionnels existants, et les renforcer, lorsque l'on crée un SNSF pour toute nouvelle fonction de MNV, permet de réduire la duplication des efforts et des coûts, de mieux utiliser les sources des données officielles, d'éviter les conflits institutionnels et d'optimiser les bénéfices partagés, ainsi que la cohérence des rapports. Le processus SNSF doit fournir une définition claire des rôles et des responsabilités, ainsi que des dispositifs institutionnels qui doivent être impliqués. C'est un pré-requis fondamental non seulement pour le succès de la mise en œuvre des processus techniques du SNSF mais

aussi pour la pérennité à long terme de ce dernier. En se créant des structures fondatrices, stratégiques et opérationnelles, le SNSF pourra avoir une fonction reproductible en continu auprès des institutions gouvernementales nationales, qui servira à soutenir les objectifs nationaux de notification et à répondre aux exigences internationales en matière de vérification.

2. **Décisions de conception technique** - Selon toute probabilité, les rapports du SNSF seront établis en fonction de différents cadres nationaux et internationaux afin de satisfaire aux obligations de notification du pays. Ces cadres doivent définir plusieurs aspects, comme le champ d'application spatial et temporel, la périodicité des rapports, les exigences de précision, les implications pour les résultats, la manière dont les niveaux de référence doivent être définis, etc. Il est essentiel de bien comprendre les implications, les imbrications et les différences au niveau de la conception afin d'optimiser les processus SNSF pour qu'ils puissent répondre aux objectifs de notification tout en restant à l'équilibre avec les ressources et les capacités du pays. Tout SNSF devrait être conçu comme un programme continu de le cadre de **dispositifs institutionnels** solides et bien définis et de décisions de conception bien raisonnées, afin qu'il puisse contribuer de manière durable à répondre aux engagements nationaux en matière de notification et, si possible, à informer plus largement les objectifs stratégiques nationaux. De plus, il est important de connaître l'état des connaissances et les lacunes scientifiques, puisqu'elles évoluent, et de contribuer à améliorer la diffusion et la compréhension.
3. **Sources des données** - Afin d'obtenir des données adéquates et cohérentes pour les SNSF, il faut mettre en place des **dispositifs institutionnels** qui permettent la disponibilité à long terme des ressources humaines et logistiques, des capacités techniques et la création de partenariats et de financements. Dans un système intégré, les sources des données doivent se compléter et s'enrichir mutuellement afin que les **décisions de conception**, telles que **la stratification**, et les **éléments opérationnels**, tels que **les processus** et **la gestion des informations** soient optimisés non pas pour chaque fonction individuellement mais pour leurs actions combinées. Ceci requiert la création de relations et de liens solides entre les observations de terrain et celles obtenues par télédétection dont le traitement doit suivre une logique de complémentarité plutôt que d'utilité (par exemple, les échantillonnages doivent être conçus de façon à ce que les deux sources de données soient insérées dans un système intégré unique et non pas dans deux systèmes séparés dont on combinerait les résultats par la suite).
 - a. **Observations de terrain**- Il est important de tenir compte des relations entre les données de terrain et les données obtenues par télédétection au vu de la manière dont elles vont être utilisées et combinées dans un SNSF, et en particulier de la compatibilité entre la géométrie de la parcelle de terrain et celle du pixel et celle de l'unité cartographique minimale (MMU) des données obtenues par télédétection. Il existe d'autres facteurs importants, comme les plans d'échantillonnage spatiaux et temporels de la collecte des données de terrain, qui peuvent s'avérer inappropriés dans certaines applications de données de télédétection. La nature périodique des cycles de la collecte des données de terrain, en particulier ceux des Inventaires forestiers nationaux (IFN) qui sont effectués habituellement tous les 5 à 10 ans, peut aussi influencer la manière dont les données de terrain sont intégrées dans le SNSF, et surtout la manière dont elles sont utilisées pour informer non seulement les classes variables mais aussi les classes stables.
 - b. **Observations par télédétection** - La définition de la forêt, la résolution temporelle et spatiale, le budget pour les achats et les moyens pour le traitement des données sont des éléments extrêmement importants à prendre en compte au moment d'évaluer l'utilité des observations par télédétection pour répondre aux exigences de notification. La pérennité à long terme des capacités est la clé qui garantit la cohérence et la mise en œuvre

opérationnelle du SNSF.

4. **Traitement des données** - Une fois que les données sont acquises, elles doivent être combinées entre elles pour produire des estimations finales des émissions et des absorptions des GES, ainsi qu'une estimation de l'incertitude totale conformément aux recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques. Pour ce faire, les sources de données et les méthodes doivent être appropriées et choisies en fonction du cadre et du contexte de notification.
5. **Intégration et estimation** - Les exigences en matière de surveillance et de notification doivent guider l'analyse et l'interprétation, et permettre ainsi d'optimiser les sources de données et les méthodes afin qu'elles soient prises en compte dans les estimations. Les règles et les objectifs de notification que les données doivent suivre déterminent la manière dont les informations sont utilisées et, par conséquent, prises en compte.
6. **Notification et vérification** - Parmi les exemples des produits des informations notifiées par les SNSF, on peut citer **les niveaux d'émissions de référence pour les forêts (NERF) et/ou les niveaux de référence pour les forêts (NRF)**, les rapports biennaux actualisés (RBA) et les inventaires GES (de la CCNUCC), les rapports sur les paiements basés sur les résultats (Annexe REDD+ aux RBA, et autres mécanismes), les rapports biennaux de transparence prévus dans l'Accord de Paris, et même **le bilan mondial** de l'Accord de Paris. Ils diffèrent en fonction des orientations spécifiques de chaque cadre de notification qui sont définies dans les **objectifs et but** du SNSF. Même si certains peuvent avoir des exigences qui se recoupent ou être basés sur les mêmes données, ils peuvent toutefois avoir des interprétations différentes selon le contexte concerné (par exemple, moyenne historique par opposition à ajustée historiquement par opposition à projetée). La notification et la vérification sont des produits essentiels des SNSF car c'est d'elles que dépendent la transparence et la qualité des données produites. Ainsi, il est important que toutes les parties impliquées aient une connaissance claire des attentes par rapport à la vérification pour que le processus se déroule correctement. La section **notification et vérification** fournit une vision d'ensemble de la manière dont le processus de vérification est défini par la CCNUCC, ainsi que quelques leçons apprises et recommandations.

Le système intégré dont il sera question prévoit que d'autres processus soient reproduits pour chaque cycle de mesure et, dans les systèmes matures, ces processus sont l'occasion d'insérer **l'amélioration continue** parmi les opérations du SNSF.

Toutes les informations doivent être stockées et gérées dans un système de **gestion des informations** qui comprend un système de banque de données, un système de traitement des données, des procédures d'assurance de la qualité, des protocoles de sécurité et de gestion des changements, et une méthode d'archivage et de documentation des informations. Ce système contribue à maintenir une cohérence durant la période de notification et une communication transparente dans l'ensemble du SNSF, notamment entre les données, les processus, les documents et les personnes.

Chapitre 1 Dispositifs institutionnels

Le présent chapitre décrit les dispositifs institutionnels qui contribuent à la mise en œuvre efficace des MNV et présente les éléments fondateurs, stratégiques et opérationnels dont tout SNSF doit être constitué pour que le système MNV soit durable et efficace. Comme dans la Révision de 2019⁽⁴⁾, les informations proposées dans le présent chapitre sont non contraignantes mais suggèrent plutôt des approches possibles afin d'élaborer des dispositifs qui permettraient d'améliorer la qualité, l'opportunité et l'utilisation des ressources. Le présent chapitre propose également aux pays des orientations pour cartographier leurs systèmes (**Section 1.4**) qui peuvent servir de base dans la définition, par exemple, de leurs dispositifs institutionnels et de leurs besoins de renforcement des capacités. La fonction MNV des SNSF conformément à la CCNUCC est remplie dans le contexte du processus de consultation et analyse internationale (ICA) pour les rapports biennaux actualisés (RBA) et conformément à la révision par des experts techniques dans le contexte du cadre de transparence de l'Accord de Paris pour les rapports biennaux de transparence (RBT) (**Section 2.2**).

La réalisation des objectifs nationaux de surveillance des forêts et des objectifs nationaux de notification, y compris ceux servant à satisfaire les exigences des contributions déterminées au niveau national (CDN) et les exigences en matière de notification prévues par la CCNUCC et autres accords et forums, requiert la mise en place de dispositifs institutionnels solides (**Encadré 2**). Les SNSF sont au cœur des processus de collecte et de transmission des données sur les forêts et les changements forestiers, mais ils peuvent aussi être reliés à d'autres systèmes de surveillance et de notification. Au moment d'établir les dispositifs institutionnels pour un SNSF, et ses éventuels liens avec d'autres systèmes, il faut tenir compte de l'ensemble des exigences, mandats et instances que les différents objectifs nationaux de surveillance et de notification peuvent comporter.

Les dispositifs institutionnels et les processus des SNSF doivent tenir compte des exigences prévues dans les décisions⁽⁵⁾ de la Conférence des Parties (COP) à la CCNUCC concernant les exigences de notification des activités REDD+. Par exemple, les éléments suivants doivent être créés pour permettre l'accès au financement REDD+: (i) une stratégie nationale ou un plan d'action; (ii) un NERF/NRF national; (iii) un SNSF solide et transparent⁽⁶⁾ conforme aux exigences de MNV pour REDD+; et (iv) un système d'information sur les garanties⁽⁷⁾ et les résultats doivent être fournis dans une annexe technique du RBA.⁽⁸⁾

Des dispositifs institutionnels bien conçus permettant de remplir les fonctions MNV des SNSF contribuent à renforcer la création et l'évaluation de mesures et d'actions cohérentes avec des politiques et une gouvernance forestières solides. Ceci contribue à améliorer la transparence du processus de notification, facilite les financements éventuels, et permet de quantifier et de notifier les

(4) Le **Volume 1, Chapitre 1, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019) propose des orientations non contraignantes sur les dispositifs pour les inventaires GES, et notamment les dispositifs institutionnels, les ensembles de données et les flux de données, les plans de travail, les systèmes de gestion des données, la gestion AQ/CQ, la formation et l'enseignement, la sensibilisation du public et l'accès du public aux informations. Il est recommandé d'appréhender ce matériel en l'associant aux propositions contenues dans le présent chapitre.

(5) **Section 2.1** fournit un résumé détaillé des décisions de la COP à ce sujet.

(6) Ou des dispositifs de surveillance infranationaux, en tant que mesures provisoires, voir la **Décision 1/CP.16, paragraphe 71**.

(7) Comme spécifié dans la **Décision 1/CP.16, paragraphe 71**.

(8) Les résultats doivent faire l'objet d'une annexe au rapport biennal actualisé, et doivent être vérifiés conformément aux modalités indiquées dans la **Décision 14/CP.19**.

mesures d'atténuation en termes de réduction des émissions et tout autre impact non GES.

Un SNSF opérationnel durable permet de répliquer les évaluations, les interprétations et les notifications des données, et de déduire des informations qui permettent de surveiller les changements et les tendances au fil du temps (FAO, 2017). Bien qu'il n'existe pas une approche unique, la création et la réalisation des SNSF s'appuient sur quelques éléments **fondateurs, stratégiques et opérationnels** de base qui permettent une surveillance efficace et un système de MNV. Ces éléments peuvent être mis en place tout en tenant compte des principes de base plus larges définis par le pays. Quelle que soit l'avancement du processus de l'amélioration continue du SNSF (**Section 1.3.6**), certains principes de base liés à la gouvernance, aux buts, à la conception, aux données et aux opérations générales, sont utiles au moment de définir les priorités. Ces principes, quoique n'étant pas contraignants pour le SNSF, sont des éléments de bon sens qui permettent d'obtenir un SNSF durable et peuvent guider la conception et l'amélioration des SNSF. Une description détaillée de ces principes est disponible dans les **Directives volontaires sur le suivi national des forêts** (FAO, 2017).

Encadré 2: Les dispositifs institutionnels

Les dispositifs institutionnels⁽⁹⁾ englobent les organisations responsables, leurs ressources humaines, leurs financements, leurs équipements et fournitures, leur direction, leur efficacité et les liens de communication au sein des organisations et entre elles. Les dispositifs institutionnels aident les pays à traduire des résultats techniques complexes en informations susceptibles d'être utilisées à des fins politiques.

La CCNUCC a publié une **boîte à outils**⁽¹⁰⁾ pour les pays non Annexe I, portant sur la mise en place et le maintien de dispositifs institutionnels dans le cadre de la préparation des communications nationales et des rapports biennaux actualisés (RBA). Bien que non spécifiques aux activités REDD+, les conseils d'ordre général sont pertinents et importants. Ils soulignent notamment que les dispositions institutionnelles peuvent aider les différentes Parties à s'assurer que des procédures appropriées sont adoptées, à l'échelle nationale, pour collecter, traiter, notifier et archiver les données et les informations requises, et que les parties prenantes concernées dans le secteur public comme le secteur privé, sont bien associées aux exigences relatives à l'élaboration de rapports de la Convention et que les questions plus générales de changement climatique, sont bien prises en compte, au niveau national.

Les dispositifs institutionnels peuvent notamment aider les Parties à:

1. Se conformer aux exigences de notification formulées par la Convention;
2. Élaborer et renforcer les capacités nationales afin d'assurer la durabilité et la cohérence des processus de notification;
3. Informer les décideurs politiques nationaux et internationaux, à différents niveaux; et
4. Contribuer à l'institutionnalisation des activités relatives aux rapports sur le changement climatique.

(9) **Le site internet du PNUD dispose d'une série de ressources sur les conseils et les expériences en matière de mise en place de dispositifs institutionnels.**

(10) **La boîte à outils élaborée par la CCNUCC pour les pays ne figurant pas dans l'Annexe 1, portant sur la mise en place et le maintien de dispositifs institutionnels dans le cadre de la préparation des communications nationales et des rapports biennaux actualisés .**

1.1 Éléments fondateurs

Les éléments fondateurs d'un SNSF garantissent son fonctionnement à long terme pour la production des informations en temps voulu et pour la qualité des informations collectées, analysées et notifiées au cours des étapes répétées du processus MNV (autrement dit, ces éléments rendent le système opérationnel). Les éléments fondateurs s'articulent autour de trois axes thématiques: (1) **institutionnalisation**; (2) **renforcement des capacités nationales**; et (3) **partenariats et collaborations externes**. Ces aspects sont inter-reliés et certains peuvent être poursuivis simultanément ou en utilisant une approche étape par étape en fonction des ressources disponibles, des progrès technologiques et des capacités renforcées, en vue de créer un système opérationnel durable.

1.1.1 Institutionnalisation

Les dispositifs institutionnels les plus efficaces sont ceux dans lesquels les parties prenantes sont impliquées dès le début et de manière efficace. Dans l'idéal, l'institutionnalisation signifie que le SNSF est inséré de manière formelle, solide et permanente dans l'administration nationale. La longévité d'un SNSF est garantie par un ancrage juridique, un engagement financier et un cadre institutionnel permanent qui garantissent une mise en œuvre et une réalisation efficaces. Seul un SNSF jouissant d'une institutionnalisation permanente peut garantir que:

1. la surveillance nationale des forêts soit considérée comme une responsabilité importante du gouvernement;
2. les données et les informations soient collectées de manière cohérente, gérées, rendues disponibles de façon permanente et analysées dans le temps afin de permettre une évaluation des changements;
3. le gouvernement dispose d'un point focal bien précis auquel s'adresser lorsque des analyses ou des informations spécifiques sur les forêts sont demandées;
4. l'expertise nationale soit engrangée et renforcée, en tant que condition préalable à l'amélioration continue du système; et
5. l'expertise et l'expérience obtenues soient engrangées et constituent la mémoire institutionnelle nécessaire.

Les possibilités et les obstacles en termes d'accessibilité des données et de dispositifs institutionnels sont spécifiques à chaque pays et appellent donc des réponses sur mesure à des échelles appropriées. Étant donné la nature interdisciplinaire de REDD+ et les autres exigences internationales de notification, il se peut que des agences gouvernementales, des organisations non gouvernementales (ONG) ainsi que des institutions et des parties prenantes des communautés soient impliquées. Même si la responsabilité du SNSF ne revient qu'à une seule institution, il se peut que plusieurs parties prenantes soient impliquées dans les différentes composantes du système, comme la planification, la collecte de données, les processus de AQ/CQ, la gestion des données, l'analyse et le suivi, en vue de produire des notifications sur l'état et les tendances du secteur forestier et d'effectuer les vérifications sur les réductions des émissions. Par conséquent, les responsabilités portant sur les différents éléments du SNSF peuvent être à charge de plusieurs institutions, ou divisions et départements internes, ou encore d'experts à l'extérieur du gouvernement.

Pour une bonne coordination, il faut que les responsabilités de chaque organisation soient clairement définies dans les dispositifs institutionnels nationaux. Une telle coordination permet de faciliter

les processus de notification au niveau national et international avec, notamment, la préparation des NRF, RBA, RBT ou des communications nationales à la CCNUCC. Pour ce faire, une entité institutionnelle est chargée de gérer le travail des institutions et des organisations; elle est responsable de la coordination des dispositifs administratifs et techniques, de la fourniture de produits et services particuliers, et de la qualité générale des estimations fournies. La définition claire et écrite des rôles et des responsabilités (par exemple dans des Protocoles d'accord (MOU)) pour la gestion et le suivi des émissions et absorptions de REDD+ et des IGES permet d'éviter toute confusion et contribue à la transmission efficace des informations à l'échelle nationale et internationale. Dans l'idéal, l'agence responsable des estimations REDD+ est la même que l'agence qui produit les estimations sur les émissions et absorptions liées au forêts pour l'IGES, ou alors ces agences doivent être étroitement coordonnées. Le SNSF peut aussi collecter des données sur l'utilisation d'autres terres qui peuvent être utilisées dans les rapports d'autres agences.

Les décisions de la CCNUCC suggèrent qu'un point focal (ou une entité) national(e) soit désigné(e) par l'organe institutionnel principal et si possible parmi les membres de cet organe. La **Décision 10/CP.19** invite les pays « à désigner, conformément aux circonstances nationales et aux principes de souveraineté, une entité nationale ou un point focal chargé d'assurer la liaison avec le secrétariat et les organes compétents en vertu de la Convention, selon qu'il conviendra, au sujet de la coordination de l'appui à la pleine mise en œuvre des activités mentionnées dans la **Décision 1/CP.16, paragraphes 70, 71 et 73**, notamment les différentes approches stratégiques, comme les démarches communes en matière d'atténuation et d'adaptation, et à en informer le secrétariat ». Dans l'idéal, cette entité nationale ou ce point focal est responsable de la coordination du processus MNV pour REDD+ et d'assurer la liaison avec la CCNUCC, mais il est convenu de souligner que ce critère n'est pas contraignant et que les pays sont invités à ne nommer qu'un seul point focal. Si un pays décide de nommer un point focal national, il faut qu'il le fasse le plus tôt possible afin d'éviter toute ambiguïté entre les parties prenantes quant au rôle et aux responsabilités de cette personne de référence.

Les mandats et les MOU sont importants pour clarifier les rôles, les responsabilités et les charges, et pour guider les institutions dans la production de données ou la réalisation de certaines tâches. Ces dispositifs doivent contribuer à réduire les difficultés au niveau de l'allocation des ressources humaines et financières. Les documents doivent indiquer la manière dont les institutions et parties prenantes concernées par REDD+ doivent travailler avec les responsables de la mise en œuvre des SNSF et des rapports REDD+ et des IGES nationaux et internationaux et avec ceux qui utilisent les données pour d'autres objectifs de gestion et de stratégie. L'utilisation stratégique des mandats juridiques dont il est question dans la **Section 1.2.1**, et les éléments que tout mandat SNSF devrait inclure sont:

1. La vision, le champ d'application, les objectifs et les buts du SNSF, qui doivent être spécifiques et mesurables, et pensés à court et à long terme.
2. Une définition claire des responsabilités et des fonctions pour toutes les entités impliquées dans la réalisation des objectifs et des buts du SNSF, et de l'entité en général unique chargée de la coordination.
3. Si le SNSF a une gestion décentralisée, l'entité principale doit harmoniser, coordonner et s'assurer de la cohérence entre les entités décentralisées.
4. Un engagement explicite à l'impartialité, à la liberté par rapport à toute forme d'influence inacceptable ou tout conflit d'intérêt potentiel susceptible de produire des résultats faussés et/ou corrompus.
5. L'identification claire des moyens à utiliser pour mettre en œuvre le SNSF, comme les ressources (humaines, financières, infrastructurelles, etc.). L'allocation de fonds par le biais de mécanismes

financiers durables/appropriés est un aspect déterminant pour le SNSF dans la réalisation et la poursuite de la production d'informations actualisées à intervalles réguliers. Un plan d'inventaire annuel (**Section 3.2.1**) est un outil qui permet de stabiliser les financements et d'enregistrer les connaissances institutionnelles.

Au lieu de créer un système entièrement neuf, ou un système qui ne prévoit que le financement de donateurs pour un projet temporaire, la solution efficace et la plus durable est d'insérer le SNSF et ses activités (ce qui doit être fait et produit, par qui, quand, et avec quelles ressources, etc.) dans des cadres nationaux pré-existants de type stratégique et juridique, et dans des structures (organisations) gouvernementales et des systèmes de financement (par exemple des budgets nationaux) déjà en place. Par exemple, au lieu de créer plusieurs cartes sur l'utilisation des terres et l'occupation des sols, il s'agit de coordonner les activités avec les agences cartographiques qui existent. Il faut également tenir compte des leçons apprises des expériences passées/existantes des processus d'institutionnalisation nationaux, et éventuellement des exemples pertinents hors du pays (**Encadré 3**). Pour répondre aux exigences à la fois des IGES et des MNV REDD+, des accords de partage des données (**Section 1.3.2**) ont été établis entre certains pays et certaines institutions, le plus souvent comme des solutions temporaires avant que des dispositifs institutionnels complets ne soient créés. Un diagramme décisionnel sur le rôle de la coordination institutionnelle permettant d'établir une cohérence entre les IGES et les activités REDD+ est disponible dans la **Section 2.5.2.1**.

Encadré 3: Expérience nationale en matière d'institutionnalisation efficace

Dans le cadre de l'élaboration du cadre REDD+, Madagascar a créé le Bureau national de coordination REDD+ (BNCR), qui avait pour mandat d'élaborer et de mettre en œuvre la stratégie REDD+. À l'époque, le mandat de notifier à la CCNUCC et de dresser l'inventaire national des GES appartenait au Bureau national de coordination sur le carbone et le changement climatique. La Direction des forêts a le mandat légal de surveiller les forêts et elle est chargée des communications internationales sur les forêts. Ces agences font partie du Ministère de l'environnement et des forêts. Afin de clarifier les compétences en termes de fonction MNV pour REDD+, le BNCR a engagé un consultant pour effectuer une cartographie du système, une évaluation des mandats légaux et des rôles et responsabilités. Après une consultation publique avec les agences concernées, elle a fait une proposition. Les deux bureaux de coordination ont été fusionnés, ce qui a permis de garantir qu'une seule entité serait chargée de notifier tous les processus de la CCNUCC. Une unité MNV au sein du bureau de coordination qui en résulte est maintenant chargée de compiler l'IGES pour le secteur forestier, y compris REDD+, et assure la liaison avec les agences compétentes pour l'estimation des informations sur les changements du couvert forestier. La contribution déterminée au niveau national et le futur IGES national seront mis à jour sur la base du NERF soumis à la CCNUCC, qui à son tour est basé sur les informations forestières générées dans le cadre du SNSF mis en œuvre par Madagascar. Ces compétences et mandats ont été intégrés dans un décret présidentiel qui sera approuvé dans un avenir proche.

1.1.2 Renforcement des capacités

Le renforcement des capacités doit faire partie intégrante du processus pour la réalisation efficace d'un SNSF et des systèmes de notification qui y sont associés. Le renforcement des capacités doit être fortement pris en compte dans les processus de planification et de réalisation du SNSF. Même si le renforcement des capacités doit viser à une **amélioration continue**, il n'est pas forcément un processus linéaire et il doit aussi prévoir une **évaluation régulière** et pouvoir s'adapter aux changements susceptibles d'intervenir dans les exigences, les méthodologies, et dans l'organisation institutionnelle.

La FAO (2017) fournit des lignes directrices très complètes sur le renforcement des capacités nationales pour les SNSF. Pour bien répondre aux exigences de notification sur des questions liées au climat, il faut aussi tenir compte des dispositifs avec les institutions et les parties prenantes qui sont au cœur des processus de notification mais ne sont pas forcément familiarisés avec les exigences des SNSF. Il faut aussi garantir l'harmonisation avec les programmes qui touchent d'autres éléments qui concernent le secteur des terres (par exemple l'agriculture). Les plans de renforcement des capacités doivent donc répondre à des besoins qui vont au-delà des exigences propres aux SNSF.

La mise en place de plans d'un ou de deux ans qui décrivent les besoins et les dispositifs du renforcement des capacités (qui, quand, comment) doit tenir compte des points suivants:

1. Intégrer le renforcement des capacités dans un processus régulier de planification et d'évaluation (**Section 1.3.1**) afin de permettre le suivi simultané de la mise en œuvre des opérations de surveillance et de notification sur les forêts et de l'identification des zones à améliorer. Ces besoins peuvent être identifiés ensemble grâce à une évaluation du système (**Section 1.4**).
2. Réfléchir attentivement pour comprendre où les capacités techniques spécifiques peuvent être le mieux remplies par des sources externes appartenant au secteur académique ou privé (**Section 1.1.3**). Dans ce cas, il peut être important de s'assurer de la présence de capacités à gérer et à surveiller dans les institutions pertinentes.
3. Tenir compte non seulement des capacités techniques mais aussi des besoins du secteur de l'administration et de la gestion. De même, faut tenir compte des exigences aussi bien à court terme que de celles à long terme.
4. Réfléchir à quels sont les endroits qui se prêtent le mieux à une formation inter-institutionnelle, et permettent aux équipes ou aux unités des différentes institutions qui devront collaborer (par exemple pour échanger dans des plateformes de données ou d'analyse) d'interagir et de tirer profit des échanges.
5. Garantir les capacités conservées/accumulées des institutions concernées, soit par le biais d'un processus de redondance (par exemple plusieurs personnes recouvrent la même fonction) pour qu'en cas de départ d'une personne les capacités ne se perdent pas, ou en imaginant des outils qui permettent de créer ou de conserver la mémoire institutionnelle (par exemple des tutoriels, des systèmes de documentation, des formations répétées pour les nouveaux membres du personnel).
6. Une communication interne efficace peut contribuer à renforcer les capacités dans tous les secteurs du SNSF, à savoir les dispositifs institutionnels, les capacités techniques et les besoins de l'administration et de la gestion.

La procédure d'évaluation et de planification des besoins de capacités comporte notamment les étapes suivantes:

1. Réalisation d'une évaluation globale basée sur les systèmes visant à identifier les positions et les institutions responsables pour le SNSF en question, et élaboration des rapports et identification

des besoins futurs. (**Section 1.4**).

2. Élaborer un plan initial des dispositifs institutionnels.
3. Identifier les lacunes des capacités existantes et de celles attendues à l'avenir.
4. Élaborer un plan pour le renforcement des capacités qui garantisse que les capacités actuelles soient maintenues et que les besoins futurs de renforcement des capacités soient satisfaits.
5. Partager le plan de renforcement des capacités avec les institutions et les partenaires concernés, afin de recevoir leurs réactions et identifier d'éventuelles collaborations pour un renforcement des capacités. La communication et la diffusion des informations peuvent avoir lieu ensuite.
6. Travailler avec les décideurs nationaux concernés et avec les sources de financement externes afin de définir comment réaliser et trouver les ressources financières et techniques du plan de renforcement des capacités.
7. Réviser régulièrement le plan de renforcement des capacités pour suivre les progrès et identifier les nouveaux besoins ou leurs changements en fonction de l'évolution du SNSF et des rapports.
8. Mener une évaluation régulière des progrès, des besoins et de l'état des dispositifs institutionnels (retour à l'étape 1).

1.1.3 Partenariats et collaborations externes

Les partenariats externes peuvent occuper une place importante et continue dans un SNSF opérationnel, et ils peuvent venir renforcer toute structure opérationnelle (**Encadré 4**) créée dans le cadre du processus d'**institutionnalisation**. Les partenaires externes peuvent être des départements de gouvernements nationaux n'appartenant pas à l'entité nommée pour le SNSF, des agences non gouvernementales, des industries, des experts nationaux et internationaux, des partenaires internationaux ou d'autres pays dans le cadre de la collaboration Sud-Sud. Plusieurs exemples de partenariats externes sont présentés dans l'**Encadré 5**.

La création de partenariats formels et informels permet de dépasser certaines limites des ressources et des capacités internes (**Encadré 5**). Bien souvent, le travail conjoint commence de manière informelle et s'avère très productif. Toutefois, les dispositifs informels s'avèrent parfois problématiques en cas de difficultés. Au fur et à mesure que le travail conjoint progresse, il est important de mettre en place les dispositifs appropriés pour une bonne gouvernance et gestion. Il peut s'agir notamment d'une lettre d'intention, d'un Protocole d'accord (MOU) ou d'un contrat.⁽¹¹⁾

Certaines situations typiques dans lesquelles une organisation peut s'engager dans un MOU (**Encadré 6**) qui n'est pas juridiquement contraignant, sont par exemple celles qui poursuivent les buts suivants:

- ▶ établir un accord entre deux agences ou plus afin d'identifier des programmes et des groupes cibles pour fournir des programmes à des clients communs;
- ▶ promouvoir la coopération et renforcer une relation positive entre deux agences, et encourager l'interaction entre les membres du personnel de chacune d'elles, par le biais de rencontres inter-agences, de publications et d'une collaboration entre les services aux clients.

Les partenariats peuvent fournir une plateforme pour de nouvelles connaissances. Grâce à des prises de décisions partagées, l'exécution de tâches collaboratives, une interdépendance mutuelle et la

(11) Le MOU a pour but de formaliser les termes de la relation, des arrangements ou de l'accord entre les parties, mais il n'a pas valeur contraignante, contrairement au contrat qui est une promesse ou un engagement juridiquement contraignant.

résolution de problèmes, chaque partie du partenariat peut apprendre avec et à partir des autres parties, et ceci permet d'améliorer les **éléments opérationnels** du SNSF. Ceci est d'autant plus faisable dans les partenariats où:

- ▶ les responsabilités et la redevabilité sont claires pour tous les partenaires;
- ▶ les objectifs sont alignés;
- ▶ le but est la collaboration et non pas la compétition;
- ▶ la duplication des efforts est évitée; et
- ▶ toutes les parties ont une connaissance globale du travail qui sera effectué.

En général, les partenariats informels se transforment en partenariats formels au fur et à mesure que le SNSF mûrit. Adopter une approche plus formelle avec les partenaires permet de mieux coordonner les nombreux et différents partenariats qui ont été établis précisément pour appuyer la création et la réalisation du SNSF, et permet d'éviter le plus possible toute duplication. Les quatre étapes pour construire des partenariats collaboratifs formels matures sont les suivantes:

1. Exploration

- ▶ Comprendre les besoins du SNSF.
- ▶ Enquêter afin de savoir qui est le mieux placé pour répondre aux besoins.

2. Formation

- ▶ Les pratiques de collaboration sont définies, approuvées et documentées.
- ▶ Un résultat commun attendu de la collaboration est défini.
- ▶ Des stratégies conjointes ou se renforçant mutuellement sont établies.
- ▶ Des politiques, procédures et autres outils compatibles pour mener un travail inter-agences sont créés.

3. Réalisation opérationnelle

- ▶ Les rôles, les responsabilités et les ressources sont convenues.
- ▶ Les besoins identifiés durant l'étape d'exploration sont remplis en faisant appel à toutes les ressources disponibles.

4. Évaluation

- ▶ Des mécanismes de surveillance, d'évaluation et de notification des résultats de la collaboration sont créés.
- ▶ Les conclusions tirées de l'évaluation de la collaboration servent à informer le processus d'**amélioration continue** du SNSF.

La participation des instituts de recherche et académiques ainsi que celle du secteur privé garantissent une pérennité à long terme du SNSF par le biais de plusieurs facteurs. La planification et la mise en œuvre réussie à long terme d'un SNSF, et de ses fonctions MNV, demandent qu'elles soient accompagnées d'actions pour la recherche et le développement dans tous les cas, quoique à des degrés différents (FAO, 2017). Les relations avec les organismes de recherche et le secteur privé peuvent donc être la clé du développement et de la durabilité d'un SNSF.

Premièrement, les instituts de recherche et académiques et les sociétés de conseil locales peuvent jouer un rôle actif dans le développement et la mise en œuvre du SNSF en apportant au SNSF

des améliorations dans la recherche et les tests qui lui permettent de résoudre certains défis. Deuxièmement, ces relations peuvent fournir une expertise locale et nationale, qui permet de renforcer les capacités nationales et de garantir une pérennité à long terme. Troisièmement, les données issues du suivi permettent elles aussi d'informer la recherche. Les données produites par les efforts nationaux de surveillance des forêts sont de plus en plus utilisées dans les projets de recherche et sont des apports essentiels utiles à la prise de décision dans les politiques forestières nationales. De plus, les données produites par un SNSF sont utiles à toute une série d'utilisations dans la recherche au-delà du domaine spécifique de la surveillance des forêts.

Les instituts de recherche et académiques nationaux et internationaux présents dans le pays doivent être considérés comme des parties prenantes dans la conception et la mise en œuvre d'un SNSF et, simultanément, comme des utilisateurs potentiels du SNSF ainsi conçu. Dans une large mesure, ceci est également valable pour le secteur privé et les organisations de la société civile qui, dans le domaine de la surveillance des forêts, ont souvent des liens étroits avec les organisations nationales pour la recherche.

Il y a un lien étroit entre le renforcement de la recherche dans le domaine de la surveillance des forêts et le renforcement des capacités. Toutefois, pour que la ou les relations soient efficaces, elles doivent être formalisées. La formalisation peut avoir lieu à deux niveaux:

1. Au niveau institutionnel ou stratégique, où la relation formelle est définie entre l'institution mandatée et l'institut de recherche concerné, par le biais d'un accord juridiquement contraignant comme un protocole d'accord (MOU).
2. Au niveau opérationnel, par le biais de marchés publics dédiés.

Identifier les priorités pour la recherche et le développement du secteur forestier demande en soi de créer des capacités suffisantes afin de s'assurer que les besoins des parties prenantes sont pris en compte. De plus, le renforcement des instituts de recherche contribue à (FAO, 2017):

1. Garantir que le flux des informations entre le SNSF et sa fonction MNV et les chercheurs soit réciproque: les objectifs de la recherche doivent être clairement énoncés par le SNSF, mais suffisamment flexibles pour permettre l'insertion dans le SNSF des résultats et des améliorations issus des nouvelles recherches.
2. Identifier les besoins de la recherche scientifique en vue de combler les lacunes des informations existantes, en indiquant les priorités de la recherche et en fournissant certains services essentiels pour faciliter les progrès, qui permettent au chercheur de guider le SNSF vers de nouveaux domaines de développement.
3. Promouvoir la collaboration avec différentes unités de recherche, là où c'est possible, dans le but de soutenir la mise en œuvre et de favoriser la pérennité du SNSF. Dans un tel contexte, la collaboration pour la recherche avec les universités encourage les jeunes chercheurs à s'intéresser à la surveillance des forêts voire même à s'enthousiasmer pour ce sujet.
4. Promouvoir la mise en réseau et la collaboration entre les institutions et les acteurs nationaux, régionaux et internationaux, afin de garantir des filières adéquates pour la diffusion des résultats.

Encadré 4: Exemples de structures opérationnelles du SNSF et types de partenariats

- ▶ **Centralisé ou décentralisé** - L'agence chef de file du pays peut conserver la plupart des pouvoirs de contrôle et de décision. Une approche centralisée laissera probablement peu de place à d'autres institutions. En revanche, une approche décentralisée peut inclure de nombreuses équipes et/ou institutions différentes ayant des rôles, des responsabilités et des ressources disponibles différents. Les pays dotés d'une grande administration et

de diverses institutions ayant une expertise pertinente sont plus susceptibles d'utiliser l'approche décentralisée. Dans ce cas, l'agence chef de file jouera essentiellement un rôle de coordination pour assurer la cohérence entre les décisions méthodologiques prises par les différentes équipes et/ou institutions concernées. Il convient d'étudier les moyens de renforcer la coopération avec les institutions juridiques infranationales qui assurent le suivi au niveau infranational.

- ▶ **Traitement interne ou externe** - Les agences gouvernementales et les employés peuvent préparer la plupart, ou la totalité, des estimations REDD+, et traiter ainsi en interne le processus. Le gouvernement peut également sous-traiter le travail à des consultants, des organismes de recherche, des institutions universitaires ou des ONG. L'externalisation peut être utile en cas de déficit d'expertise interne, mais elle présente des risques car l'expertise externe n'est pas toujours disponible et les conseils qu'elle prodigue peuvent être contradictoires. Pour être utile, une expertise externe devrait être liée à un renforcement des capacités des SNSF, afin de maintenir des éléments de cohérence et de durabilité au fil du temps, s'agissant notamment de la gestion des ressources externes pendant la phase de développement des capacités internes.
- ▶ **Agence unique ou pluri-agences** - L'agence chef de file peut être hébergée au sein d'une structure gouvernementale ou prendre la forme d'un groupe de travail, d'un comité multi-organismes ou de toute autre structure. Une structure multi-agences nécessite une délimitation claire des rôles et des responsabilités (généralement basée sur les mandats des agences), afin de s'assurer qu'il existe une ligne claire de prise de décision et de rapport sur l'estimation REDD+. Bien que l'approche multi-agences puisse présenter quelques avantages compte-tenu de la pluralité du processus décisionnel, il s'avère préférable de faire le choix d'une structure unique qui pourra assurer un rôle de coordination générale et prévenir les conflits.

Source: Hewson *et al.* (2014).

Encadré 5: Partenariat et collaboration au système national de surveillance des forêts des Fidji

Pour le fonctionnement de leur SNSF, les Fidji ont adopté une approche centralisée. Le Ministère des finances est l'agence chef de file et le point focal national de la CCNUCC, y compris pour REDD+. Le Ministère des finances s'appuie sur le Ministère des forêts pour les informations relatives aux forêts afin de remplir ses obligations de notification au titre de la CCNUCC. À ce titre, le Ministère des forêts est responsable du SNSF.

Le Ministère des forêts a établi une approche multi-agences pour guider la conception du SNSF et la prise de décision opérationnelle. Le Comité de pilotage REDD+ est composé de représentants de 15 organisations gouvernementales et non gouvernementales, chacune ayant des responsabilités clairement définies liées à la représentation des intérêts de ses groupes de parties prenantes et à l'apport d'une expertise technique spécifique à ses domaines d'intervention.

Dans la mesure du possible, le Ministère des forêts privilégie l'internalisation de l'exploitation du SNSF. Pour mettre en place les capacités et les infrastructures requises, un certain nombre de missions consultatives à court terme ont été entreprises, notamment: des conseils sur les méthodologies appropriées pour répondre aux décisions de conception; le renforcement des capacités internes liées au traitement et à l'analyse des données; la création de laboratoires et d'autres infrastructures appropriées ; et la documentation des processus du système. Grâce à ces missions consultatives à court terme, le Ministère des forêts est en mesure de générer en interne des données annuelles sur la couverture forestière et les changements de couverture forestière (données sur les activités) et dispose de la base de données et de l'outil d'intégration nécessaires pour générer des estimations des absorptions d'émissions REDD+ au Ministère des finances pour les exigences relatives à l'élaboration de rapports.

Les enseignements suivants ont été tirés de cette phase d'externalisation initiale :

- ▶ Le fait d'exiger que les contrats d'externalisation incluent des produits livrables qui renforcent les capacités et fournissent une documentation sur le système, comme des procédures opérationnelles standard, aide à établir les bases nécessaires pour les capacités internes.
- ▶ L'engagement de ressources financières pour les infrastructures et une formation supplémentaire ciblée se sont avérés efficaces pour rendre opérationnelle la capacité interne au sein du Ministère des finances.
- ▶ Les partenariats internes et externes, tels que ceux établis par le Comité de pilotage REDD+ et l'Unité de soutien technique de la Banque mondiale, sont des structures de soutien importantes pour le personnel, à mesure que les capacités et la confiance augmentent.
- ▶ Le partage d'expériences avec d'autres agences et pays peut renforcer davantage les capacités et la confiance.

Encadré 6: Exemple d'informations qui pourraient être incluses dans un protocole d'accord

De manière générale, un protocole d'accord (MOU) devrait contenir:

- ▶ Des informations sur les parties du document (personnes désignées qui peuvent prendre des décisions ou parler au nom de l'agence en ce qui concerne le protocole d'accord et la fourniture des services qui y sont spécifiés)
- ▶ Contexte
- ▶ Objectifs, finalités et bénéfices attendus
- ▶ Actions/services convenus
- ▶ Dispositifs opérationnels et de mise en œuvre.

En outre, lorsque deux ou plusieurs agences partagent un revenu et/ou participent à une recherche commune, les éléments suivants peuvent être pris en compte en fonction de la réglementation locale:

- ▶ Modalités de paiement
- ▶ Dispositions relatives à la propriété intellectuelle
- ▶ Dispositions financières et/ou de ressources
- ▶ Mécanismes de résolution des conflits
- ▶ Gestion des risques (tels que les exclusions ou les limitations de responsabilité, les exigences en matière d'assurance et les indemnités).

Chaque protocole d'accord doit comporter une déclaration d'accord (c'est-à-dire une déclaration expresse selon laquelle le protocole d'accord n'a pas pour objet de créer des obligations juridiquement contraignantes pour les parties). En règle générale, un protocole d'accord ne contient pas d'informations sur les dates d'expiration ou de résiliation, mais il doit préciser une date de révision.

Un exemplaire du protocole d'accord signé par un fonctionnaire exécutif et/ou un Président (ou équivalent) doit être conservé par chacune des agences prenant part à la participation et à la signature du protocole d'accord. Dans le cas d'une agence développant un certain nombre de protocoles d'accord avec plusieurs agences, il peut être conseillé de créer une référence pour chaque protocole d'accord, comprenant :

- ▶ Numéro de référence
- ▶ Noms de la/des partie(s) concernée(s)
- ▶ Nom, fonction et coordonnées du contact du protocole d'accord
- ▶ Description des objectifs de l'accord et des actions à entreprendre par notre agence
- ▶ Validité du document, y compris les options de révision et de prolongation
- ▶ Résultat(s) spécifié(s) (facultatif)
- ▶ Lettres de résiliation ou d'extension.

1.2 Éléments stratégiques

Les éléments stratégiques sont les actions pour l'organisation et la planification des activités MNV dans un système national de surveillance des forêts, et notamment: **le mandat, l'identification des besoins d'informations et des parties prenantes, la communication et la diffusion et l'utilisation efficace des ressources.**

1.2.1 Mandat

La mise en œuvre d'un SNSF s'appuie sur la définition d'un mandat politique clair, qui ne peut être donné que par une entité gouvernementale. En général, les mandats prévoient aussi la définition d'une vision, d'objectifs et de cibles ainsi que l'indication des ressources disponibles, notamment financières, humaines et infrastructurelles. Dans certains cas, il arrive que des normes juridiques soient aussi nécessaires, par exemple pour faciliter l'accès aux terres privées à des fins d'inventaires. D'un point de vue stratégique, les mandats sont importants pour plusieurs raisons, dont la plupart sont mentionnées dans la **Section 1.1.1**. Formaliser les attentes et les responsabilités permet d'offrir aux parties prenantes un environnement opérationnel favorable.

La définition d'un mandat est un processus typiquement politique qui contribue à réunir les organisations qui utiliseront les informations du SNSF, comme les agences environnementales et les groupes non gouvernementaux, le secteur de la foresterie et l'industrie forestière, les universités, la société civile et les entités internationales. Plus l'appui est large, plus le gouvernement sera à même de définir le mandat nécessaire.

Souvent, les différentes agences ont des mandats qui se ressemblent ou même qui se chevauchent, comme c'est le cas pour le département de l'agriculture chargé de mener l'inventaire forestier national, le département de géologie chargé des cartes nationales, et le département de la protection de l'environnement chargé des rapports nationaux et internationaux REDD+ et des IGES. Malheureusement, il arrive que cela soit source de conflits, de retards et d'informations lacunaires. L'entité institutionnelle doit travailler avec chacune de ces organisations pour trouver un accord face à de telles situations. Lorsque les mandats se chevauchent ou contiennent des lacunes, l'entité institutionnelle et les organisations membres doivent travailler ensemble pour modifier les mandats afin de résoudre ces difficultés.

1.2.2 Identification des besoins d'informations et des parties prenantes

L'identification et la prise en compte de toutes les exigences de notification internationales et nationales et de toutes les parties prenantes impliquées dans ces processus permettent d'améliorer la pérennité du système à long terme. La définition de la fonction MNV d'un SNSF pour les émissions de gaz à effet de serre du secteur forestier exige que le gouvernement établisse un mandat clair. Une fois que l'organisation ou les organisations chargées de ce mandat ont été identifiées, il faut définir les résultats et les conclusions attendus du système. Pour ce faire, le processus doit d'abord tenir compte des⁽¹²⁾ exigences stratégiques internationales et nationales et des besoins d'informations qui s'y rapportent. Ces besoins d'informations se retrouvent souvent dans différentes organisations à différents niveaux, de sorte qu'il faut parfois effectuer une deuxième collecte d'informations après

(12) Les exigences de notification de la CCNUCC sont présentées dans le **Chapitre 6**.

que d'autres parties prenantes aient été identifiées, qui sont susceptibles d'alimenter et d'utiliser les informations produites.

Identifier les parties prenantes est parfois un processus itératif, qui suppose plusieurs consultations avec les parties prenantes. Les consultations avec les parties prenantes peuvent être de plusieurs types, en fonction des résultats attendus. Quand on ne dispose que de peu d'informations sur les parties prenantes et sur les besoins existants, une enquête en ligne ou par la poste peut être un bon outil mais le taux de retours est généralement bas et elle doit être suivie au minimum d'interviews semi-structurées, pour lesquelles l'enquête sert de trame générale. Quand la plupart des parties prenantes sont identifiées, une bonne manière de collecter les informations est d'organiser des ateliers auxquels les parties prenantes identifiées sont invitées. Toutefois, ce processus doit être bien structuré, ses activités clairement définies et ses résultats doivent montrer qu'il a été réalisé dans les délais impartis.

Les besoins d'informations peuvent être examinés en détail et résumés par les parties prenantes réunies en groupes. Les parties prenantes se regroupent généralement selon les catégories suivantes:

- ▶ **Les institutions gouvernementales** - sont représentées par leurs institutions et partenaires opérationnels, qui sont pour la plupart des utilisateurs d'un service ou d'un résultat, et parfois aussi des producteurs de capacités. Les utilisateurs nationaux doivent tout d'abord fournir des rapports conformément aux exigences prévues par la CCNUCC (par exemple REDD+) mais ils ont aussi besoin d'informations sur la création de politiques nationales (par exemple pour les CDN) et leur mise en œuvre, ainsi que sur l'élaboration des plans d'aménagement des forêts. On compte aussi dans ce groupe des entités juridictionnelles sous-nationales responsables de la gestion des forêts.
- ▶ **Les bailleurs de fonds** - sont les donateurs et les agences de développement internationales qui contribuent à la réalisation de REDD+ et à une utilisation des terres durable et sensible au climat où les forêts jouent un rôle central. Les bailleurs de fonds sont des utilisateurs des informations sur les forêts et ils sont aussi actifs dans la mise en œuvre technique du SNSF, et ses fonctions MNV, et des processus de la CCNUCC. En outre, il existe des parties prenantes qui sont particulièrement importantes du fait de l'appui technique et financier qu'elles apportent aux SNSF.
- ▶ **Les chercheurs et la communauté scientifique** - sont à la fois des utilisateurs et des producteurs (à savoir qu'ils mettent au point les méthodologies qui sous-tendent le système et qu'ils garantissent la qualité des résultats de ce même système).
- ▶ **Les organisations de la société civile (OSC)** - utilisent les données forestières pour remplir leur rôle d'organisations gardiennes indépendantes et d'entités promotrices et opérationnelles. Dans une certaine mesure, les OSC peuvent être des producteurs des capacités qui contribuent à un tel système.
- ▶ **Les organisations du secteur privé** - sont également à la fois des utilisateurs et des producteurs de capacités. Les institutions du secteur privé sont parfois chargées de gérer les concessions forestières ou des sociétés conseil qui offrent leurs services au secteur de la foresterie et/ou à partir des observations de la Terre.

Un examen du système actuel dans le cadre d'ateliers pour des parties prenantes ciblées peut aider à identifier les capacités actuelles, et un examen des lacunes peut faire apparaître les priorités et les points où concentrer les efforts (**Section 1.4**). Ces examens permettent de faire avancer les processus structurés et comparables du suivi et de l'évaluation des progrès vers la réalisation d'un SNSF opérationnel, mature et efficace.

1.2.3 Utilisation efficace des ressources

La création et le maintien d'un SNSF exige de mobiliser dès le départ et tout au long du processus un engagement et des ressources importants. Un SNSF bien conçu offre un certain nombre d'atouts pour l'élaboration de rapports nationaux et internationaux. Les pays et les agences internationales doivent évaluer les ressources humaines et financières les plus efficaces pour remplir les diverses fonctions MNV requises. Pour ce faire, il convient de poser les questions suivantes:

- ▶ quels réservoirs et quelles activités peuvent jouer un rôle important dans la détermination du niveau et des tendances des émissions et des absorptions;
- ▶ la disponibilité et le coût des données obtenues par télédétection;
- ▶ les besoins durant la phase de pré-traitement et les coûts qui y sont liés;
- ▶ l'évaluation des sources des données existantes et les coûts relatifs à l'acquisition et au traitement de nouvelles sources de données;
- ▶ l'existence d'un ensemble de données de terrain et le besoin d'enquêtes plus récentes ou supplémentaires;
- ▶ la disponibilité et l'adéquation des outils existants pour insérer les données et produire les rapports demandés;
- ▶ les ressources de l'aide nationale, humaines et financières, pour mettre en œuvre, améliorer et réaliser le système à long terme;
- ▶ le niveau des aides et des paiements incitatifs et les coûts à long terme;
- ▶ les co-avantages de la participation et le coût de renonciation des activités abandonnées;
- ▶ les possibilités d'intégration dans d'autres systèmes plus amples de suivi de l'utilisation des terres en vue des inventaires GES, d'autres processus de notification (comme l'Évaluation des ressources forestières) ou l'amélioration de la gestion des ressources qui facilite le flux des informations, la coordination entre les différentes institutions et la cohérence entre les activités de notification.

Pour être efficace, la gestion financière doit prendre en compte les coûts d'un suivi à long terme. La conception d'un cadre stratégique REDD+ peut avoir un impact significatif sur les coûts opérationnels et d'amélioration à long terme. Les politiques REDD+ et les fonctions de suivi MNV évoluent ensemble, de sorte que les processus MNV doivent être conçus de manière à répondre aux exigences stratégiques actuelles et futures, et elles sont aussi conditionnées par les capacités techniques et les coûts pour la création initiale et la réalisation (Böttcher *et al.*, 2009; Maniatis *et al.*, 2019).

Le coût des améliorations et de la réalisation à long terme, ainsi que les coûts de la réalisation à court terme doivent aussi être pris en compte. Une importance prioritaire doit être accordée aux liens avec d'autres activités de suivi permanent à l'échelle nationale, comme par exemple les IFN. Il convient également de réfléchir à la manière dont on peut exploiter les plateformes de collecte des données existantes et créer des systèmes qui contribuent à répondre aux possibilités et aux exigences de notification nationales et internationales. Le processus de conception doit tenir compte des points suivants qui contribueront à réduire le risque d'avoir un programme MNV financièrement

insoutenable:

- ▶ Les fonctions MNV doivent être pensées comme un programme à long terme, et non un projet, et elles doivent être insérées parmi les opérations régulières des institutions.
- ▶ La conception des MNV doit se baser sur les politiques et les besoins de notification, sur les circonstances et les définitions propres au pays, sur les mécanismes de financement, sur les technologies disponibles et les perspectives de paiements basés sur les résultats. Pour ce faire, une étroite collaboration entre les décideurs et les responsables techniques est nécessaire.
- ▶ L'évolution des budgets annuels à toutes les étapes du programme doit être prise en compte depuis le départ dans la conception et la mise en œuvre, afin de garantir que le programme soit correctement financé.
- ▶ Les sources de financement sont un autre élément dont il faut tenir compte, car si les bailleurs de fonds sont enclins à financer les étapes de la conception et de la mise en œuvre, l'étape de l'amélioration des programmes est généralement financée à long terme par les pays.
- ▶ La difficulté d'assurer un financement à long terme de l'étape opérationnelle du programme MNV ne doit pas être sous-estimée étant donné les pressions de plus en plus fortes qui sont faites pour obtenir des preuves de rentabilité.
- ▶ L'insertion de données dans des plateformes de données (une politique unique pour les plateformes de données doit être considérée comme un outil de rentabilité et de pérennité à long terme).

Le rapport coût-efficacité d'un programme MNV dépend de l'équilibre entre le coût des MNV et les autres coûts et les bénéfices de la participation dans les processus CCNUCC, comme REDD+, ainsi que de la possibilité ou non d'utiliser le SNSF dans une plateforme plus large du suivi de l'utilisation des terres. En fonction des réponses apportées, les résultats varient d'un pays à l'autre. La rentabilité exige que l'on économise les ressources selon des approches alternatives et non pas que l'on ajoute des dépenses disproportionnées au vu des bénéfices escomptés.

Si les coûts de la surveillance sont partagés entre les secteurs, un système intégré de surveillance peut représenter des avantages multiples pour la gestion de l'utilisation des terres au-delà du secteur forestier (Böttcher *et al.*, 2009). Si l'on tient compte des coûts du suivi associés aux co-avantages dans d'autres secteurs comme la gestion optimisée des terres, la gestion améliorée des incendies, le suivi agricole, et le suivi d'autres valeurs environnementales comme la biodiversité, les coûts totaux de gestion sont probablement inférieurs aux coûts d'un suivi séparé pour chaque secteur.

La GFOI a amélioré la coopération au niveau de la collecte, de l'interprétation et du partage des informations de l'observation de la Terre et elle y voit un moyen pour augmenter la rentabilité et aider les décideurs à concevoir leurs programmes MNV.

1.2.4 Communication et diffusion

La communication et la diffusion sont des éléments clés qui garantissent la pérennité du système national de surveillance des forêts car ils facilitent l'accès des parties prenantes concernées, y compris les décideurs, à toutes les informations produites et ils les sensibilisent aux efforts réalisés et aux besoins à satisfaire. Il arrive que les gouvernements déploient de très grands efforts pour collecter les données et évaluer la situation des ressources naturelles mais que ceux-ci n'aient qu'un impact limité faute de communication interne et externe. De plus, les gouvernements bailleurs de fonds qui pourraient fournir un appui supplémentaire au système de surveillance des forêts ne reçoivent que peu d'informations sur les progrès réellement effectués par les pays, ce qui laisse croire à un manque de

progrès, et ne sont pas informés des réelles lacunes.

La communication et la diffusion doivent s'adresser aux parties prenantes internes (par exemple les agences gouvernementales) et externes (par exemple les universités, la société civile, les gouvernements bailleurs de fonds) et doivent être définies par écrit dans un plan de communication et de diffusion géré et dirigé par une personne désignée. Le plan de communication et de diffusion est un simple document qui en général expose les objectifs du plan (à savoir les points principaux à aborder), les groupes cibles, les outils de diffusion et leurs liens avec chaque groupe cible (par exemple les réseaux sociaux, les sites internet, les publications scientifiques, les lettres d'information), le suivi et l'évaluation pour suivre les progrès, la planification (comme les activités et le calendrier à suivre) et les rôles et les responsabilités pour chaque activité. À l'ère des technologies de l'information, la communication et la diffusion sont beaucoup plus efficaces et moins onéreuses et il convient donc d'utiliser ces outils. Les sites internet ou les blogs permettent de toucher un certain public et les réseaux sociaux peuvent être utilisés pour atteindre encore davantage de personnes. Un exemple de diffusion réalisée à l'aide de sites internet est celui du Mozambique (**Encadré 7**). D'autres actions permettant une diffusion et une communication efficaces sont proposées dans les Directives volontaires sur le suivi national des forêts (FAO, 2017).

La communication et la diffusion ne doivent pas uniquement concerner les résultats et les méthodes mais aussi les besoins en capacités et les lacunes existantes. Pour que leur appui soit adéquat, les parties prenantes internes et externes doivent également comprendre les besoins du système national de surveillance des forêts. Cela doit aller de pair avec les preuves des résultats du SNSF afin que les décideurs des gouvernements et les pays donateurs soient plus enclins à fournir un soutien supplémentaire.

La communication et la diffusion doivent faire de la transparence un principe de base si l'on veut que les résultats fournis par les SNSF soient crédibles. La transparence est une bonne pratique dans l'élaboration des inventaires; les nombreuses procédures de la CCNUCC visent à accroître la transparence dans les rapports et les actions et effets d'atténuation, mais cela devrait également être pris en compte dans le développement et la mise en œuvre des stratégies de communication et de diffusion.

Encadré 7: Mozambique - Exemple de communication, de diffusion et de partage des données

Un exemple de bonne diffusion et de partage des données est celui du Mozambique. Un site internet spécifique sur les MNV⁽¹³⁾ donne accès aux données et résultats pertinents et fournit des informations actualisées sur les activités menées. Des sites web comme celui-ci peuvent être créés avec n'importe quel constructeur de pages web gratuit que l'on peut trouver sur Internet; ce site web spécifique a été créé par l'unité MNV. En outre, un géoportail et un tableau de bord⁽¹⁴⁾ permet d'accéder facilement et de télécharger gratuitement toutes les informations et données géographiques, y compris les estimations des parcelles de l'IFN, les données historiques sur le déboisement, la carte de l'utilisation et de l'occupation des sols de 2016 et les cartes annuelles de déboisement par province. Dans ce cas, toutes les données sont accessibles aux utilisateurs, à l'exception des données arborescentes de l'IFN, qui doivent être accessibles via un formulaire spécifique sur le site web. Il s'agit de puissants outils de diffusion et de communication visuelle qui peuvent être facilement partagés avec les parties prenantes internes et externes. Le Mozambique est un exemple de politique de données totalement transparente, qui a été définie après des discussions avec le ministère en charge des politiques

(13) www.fnds.gov.mz/mrv/

(14) <https://www.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=1e201cf974584b38ac5dd92b005c99ae>

de données publiques. Les pays sont encouragés à discuter avec leurs ministères compétents avant de définir leurs politiques en matière de données.

1.3 Éléments opérationnels

Les éléments opérationnels sont ceux qui permettent la définition et l'optimisation d'un cadre pour la **gestion des informations, les processus du système, l'infrastructure, la documentation** ainsi que les qualités qui doivent sous-tendre le système comme **l'assurance qualité et le contrôle qualité et l'amélioration continue**.

1.3.1 Processus

Tout SNSF comporte des composantes et des processus (**Figure 1**), qui doivent être tous deux définis et établir les **objectifs de la surveillance**. Les processus sont l'ensemble des choses à faire afin que le système soit opérationnel. Ils s'appuient sur des intrants, à savoir des données ou des ressources humaines, et produisent des résultats, à savoir des données ou des rapports. Dans leur définition, les processus doivent spécifier le **mandat**, les rôles et les responsabilités et les **décisions de conception technique** qui servent à répondre aux objectifs de suivi. Les processus généralement associés aux SNSF peuvent se subdiviser en processus de création et processus opérationnels.

Les processus de création veillent à ce que les éléments fondateurs et stratégiques suivants soient pris en compte et documentés:

- ▶ **Conception** - La conception inclut les objectifs du système de surveillance, ce qui est à surveiller, comment les données sont utilisées, quels indicateurs sont créés et comment les parties prenantes sont impliquées. Elle mentionne certaines précisions géographiques et temporelles de la surveillance comme, par exemple, sa fréquence, sa régularité et l'endroit où elle a lieu.
- ▶ **Mise en œuvre** - Les parties responsables de chaque aspect du système sont identifiées et reçoivent la formation nécessaire. Les méthodes et les stratégies d'échantillonnage sont testées et documentées. Des plans d'urgence sont établis pour réagir face à d'éventuels problèmes. Les processus importants de la mise en œuvre sont ceux qui sont répétés.

Les processus opérationnels sont typiquement reproduits durant toute la période de suivi telle que prévue dans la phase de création, et ils peuvent se classer en fonction du type d'activités comme suit:

- ▶ **Collecte des données** - Des procédures et des pratiques pour obtenir les données sont définies et appliquées. Les échantillons et les enregistrements des données sont documentés et archivés.
- ▶ **Contrôle qualité** - Les méthodes sont appliquées de manière cohérente, en suivant les orientations et les critères donnés. D'autres contrôles qualité existent et ont pour but de veiller à l'intégrité des séries des données.
- ▶ **Traitement des données et analyse des données** - Les données sont converties dans des formes adéquates afin de les rendre utilisables dans les rapports. Des indicateurs sont calculés et utilisés pour comparer les résultats à ceux obtenus à une autre période et en d'autres lieux, en utilisant des méthodes statistiquement fiables.
- ▶ **Notification et communication internes** - Les résultats sont communiqués au sein des organisations responsables du suivi. Les données sont disponibles en interne, avec une description de leurs propriétés et de leurs limites.
- ▶ **Notification et communication externes** - Les résultats sont communiqués à des publics externes (le grand public, le parlement, ou les entités internationales, tels que les secrétariats chargés des accords internationaux). Des utilisateurs spécialisés ont accès aux résultats détaillés du suivi.

- ▶ **Révision du système** - Des évaluations du système de suivi sont menées afin d'évaluer s'il remplit ses objectifs et d'identifier les possibilités d'amélioration.

La documentation issue de ce processus est utilisée par le SNSF comme un guide à l'usage des décideurs et des parties prenantes internes/externes. Cette documentation doit fournir une description détaillée de la manière dont chaque processus du SNSF est mené et elle peut être constituée de toute sorte de documents de support, comme:

- ▶ des règles
- ▶ des listes de vérification
- ▶ des tutoriels
- ▶ des formulaires
- ▶ des captures d'écran
- ▶ des liens vers d'autres applications
- ▶ des organigrammes de processus

Le fait de fournir la **documentation** pour chaque processus SNSF permet de:

- ▶ **améliorer les processus** - documenter les processus réels permet de faire apparaître les points de friction et les inefficacités;
- ▶ **former les employés** - les documents des processus peuvent aider les nouveaux employés à comprendre leur rôle et à se familiariser avec le processus auquel ils participent. Les employés expérimentés peuvent aussi se référer à ces documents si nécessaire pour s'assurer qu'ils exécutent correctement le processus;
- ▶ **conserver les connaissances** - garder une mémoire des processus qui n'étaient connus que des quelques personnes spécialisées qui les exécutaient facilite le travail des nouveaux venus;
- ▶ **atténuer les risques** - et assurer la cohérence opérationnelle; et
- ▶ **faciliter** - des processus d'externalisation ou d'automatisation.

Une méthode étape par étape pour documenter un processus permet de l'exécuter de manière plus efficace.

Étape 1: Identifiez et nommez le processus - Définissez son but (pourquoi et comment le processus est bénéfique à l'organisation) et fournissez une brève description.

Étape 2: Définissez le champ d'application du processus - Fournissez une brève description de ce qui est prévu dans le processus et ce qui dépasse son champ d'application, ou ce qui n'y est pas prévu.

Étape 3: Expliquez les limites du processus - Où commence et où finit le processus? Quel est l'élément qui le fait démarrer? Et comment sait-on qu'il est terminé? Définissez clairement ces limites.

Étape 4: Identifiez les résultats du processus - Établissez ce que le processus va produire ou quel résultat le processus atteindra une fois qu'il sera terminé.

Étape 5: Identifiez les intrants du processus - Faites la liste des ressources nécessaires à la réalisation de toutes les étapes du processus.

Étape 6: Analysez les étapes du processus - Récoltez toute les informations sur les étapes du processus du début à la fin. Soit vous commencez par les éléments qui déclenchent le processus soit vous partez de la fin et vous remontez les étapes jusqu'à la première. La session d'analyse doit impliquer tous ceux qui sont directement responsables des tâches du processus, ou ceux qui en ont

une connaissance complète, car les données fournies doivent être précises.

Étape 7: Organisez les étapes de manière séquentielle - À partir de la liste des étapes que vous avez préparée, ordonnez-les en séquence afin de créer le flux du processus. Faites en sorte d'avoir le moins d'étapes possibles et si une étape comporte plusieurs tâches, insérez-les dans l'étape principale.

Étape 8: Précisez qui est impliqué - Décidez quelles sont les personnes responsables des tâches du processus. Définissez leur rôle. Mentionnez le titre de la fonction plutôt que le nom d'une personne. Tenez compte de ceux qui citeront le document. Écrivez-le de façon à ce que n'importe quel employé avec des connaissances moyennes puisse le lire et le comprendre.

Étape 9: Visualisez le processus - Ceci vous permettra d'améliorer la clarté et la lisibilité de votre documentation. À l'aide d'un diagramme de flux, visualisez clairement les étapes du processus que vous avez précédemment définies.

Étape 10: Notez toutes les exceptions au flux normal du processus - Il arrive qu'un processus ne suive pas le même déroulement, pour différentes raisons. Mentionnez ces exceptions et quelles étapes sont à prendre dans ces cas-là.

Étape 11: Ajoutez des points de contrôle et des systèmes de mesure - Identifiez à quel moment un risque peut survenir et ajoutez des points de contrôle afin d'aider le responsable du processus à le surveiller. Décidez de systèmes de mesure permettant de calculer l'efficacité du processus et d'aider à l'améliorer.

Étape 12: Réviser et testez le processus - Réunissez toutes les personnes impliquées et passez en revue le diagramme de flux que vous avez établi. Manque-t-il des étapes? Est-ce que tout est en ordre? Une fois que c'est fait, testez le processus et voyez si vous avez oublié quelque chose.

Dans le document de processus, tenez compte de ce qui suit:

- ▶ Faites en sorte que le document soit simple et concis. Le document doit être aussi précis, d'un point de vue technique, que facile à suivre.
- ▶ Ayez un plan adéquat en réserve qui permette de mettre à jour les documents quand/si le processus change. Assurez-vous de réviser les documents au moins une fois par an. Ou nommez un responsable du processus chargé d'effectuer des révisions régulières et d'informer les autres des changements.
- ▶ Gardez une documentation séparée pour chaque processus différent afin d'éviter toute confusion.
- ▶ Lorsque vous préparez la documentation d'un processus pour la première fois, évitez de couvrir l'ensemble de l'organisation en une seule fois. Commencez par un simple processus qui ne concerne qu'un département, ou par un processus plus important qui est commun à toute l'organisation.
- ▶ Conservez les documents dans un endroit facile d'accès à tous ceux qui voudront les consulter. Pensez par exemple à conserver les documents en ligne sur une plateforme accessible grâce à un outil prévu pour la documentation du processus.
- ▶ Assurez-vous que le processus puisse être facilement soumis à révision le cas échéant et que la nouvelle version puisse être facilement distribuée à toutes les personnes impliquées.
- ▶ Utilisez des exemples adéquats, des graphiques, des codes couleur, des captures d'écran, différentes plateformes, etc. selon les besoins.
- ▶ Assurez-vous que la documentation des processus soit conforme aux éventuelles normes en vigueur dans votre organisation.

- ▶ Créez un guide pour la documentation des processus accessible à tous ceux qui voudront s'y référer comme à un modèle type de documentation d'un processus.
- ▶ Utilisez le matériel de documentation déjà existant, les enregistrements, les interviews, les études de cas, les carnets de route du personnel du projet et des connaissances des employés, pour récolter les informations pour la documentation du processus.

1.3.2 Gestion des informations

La gestion des informations sert à faciliter l'accès aux ensembles (ou sous-ensembles) de données SNSF et prévoit les procédures de gestion suivantes destinées à assurer la cohérence et la transparence des rapports:

- ▶ Archivage des données
- ▶ Confidentialité des données
- ▶ Documentation sur les données et méta-données
- ▶ Formats des fichiers et types de données
- ▶ Contrôle des versions des données
- ▶ Sécurité et cryptage des données
- ▶ Stockage des données et sauvegardes

Un système de gestion des informations opérationnel s'appuie sur des dispositifs institutionnels et les accords et procédures qui y sont associés, en particulier sur: (i) des politiques de partage des données; (ii) des structures de bases de données (logiciels) et des bases de données matérielles (ordinateurs); (iii) des experts des bases de données ayant accès aux données et aux méta-données; et (iv) une ou plusieurs institutions où se trouvent les bases de données et les experts.

Les informations du SNSF, qui comprennent à la fois les données brutes et les données traitées, peuvent intéresser beaucoup de parties et doivent être accessibles aux différents utilisateurs, que ce soit sous forme d'ensembles de données originales ou agrégées. Ceci ne signifie par forcément que l'accès est ouvert au public pour toute les données disponibles, mais plutôt qu'une politique claire en faveur du partage des données a été formulée et sert de référence pour les parties nationales et internationales intéressées. Cette politique peut contenir des restrictions en fonction des intérêts et de la législation du pays, comme des restrictions sur l'emplacement des parcelles afin d'en limiter l'accès.

Accorder une attention à la gestion des informations dès le début est un facteur essentiel pour s'assurer que les estimations soient reproduites et protégées contre les pertes de données et des informations, et que les données soient gérées et conservées à long terme. Le stockage des séries de données, et de leurs méta-données, doit être fait de façon à permettre: (1) d'accéder aux données pour pouvoir les modifier en cas de besoin; (2) de les retraiter, soit que l'on ait trouvé des erreurs soit que le calibrage ait été amélioré; (3) de les recalculer en tenant compte des nouvelles données produites, des nouveaux algorithmes et des nouvelles technologies qui sont mis au point; et (4) une facilité d'accès.

La documentation et l'archivage, réalisés de manière efficace, servent de mémoire institutionnelle et doivent contenir:

- ▶ non seulement les données finales mais aussi les données-source qui ont servi à l'estimation des algorithmes, des modèles, etc.; et

- ▶ des informations suffisamment détaillées pour aider les nouvelles équipes ou les nouveaux membres des équipes à remplir leurs fonctions.

Si possible, toutes les informations doivent être stockées dans un emplacement central et, dans l'idéal, le SNSF a une fonction multi-objectifs afin de limiter la duplication du travail et de permettre une utilisation efficace des ressources.

Les responsabilités du fonctionnement et de l'entretien du système d'information doivent être **institutionnalisées**. Les processus opérationnels doivent être **documentés** et indiquer, par exemple, ce qui peut être modifié ou actualisé, et par qui, quand et comment les actualisations ou les modifications sont faites, et qui a accès à la fonction qui permet de modifier la documentation dans l'archive, en mentionnant les procédures spéciales d'archivage des données confidentielles telles que les informations sur les propriétaires des terres ou les résidents.

Le système ne doit pas être onéreux ni compliqué et peut être numérique et/ou sur support papier; son emplacement doit être spécifié et central dans le SNSF. Il existe un certain nombre de sources disponibles qui aident à créer des systèmes d'information. Les **normes de gestion de la qualité et de gestion environnementale ISO** esquissent un cadre utile qui peut s'enrichir avec le temps.

Les recommandations pour un système de gestion des informations efficace se résument comme suit:

1. Insérer la gestion globale des informations dans le SNSF dès sa conception. Prendre les dispositions nécessaires pour un gestion des informations à long terme, afin que les analyses puissent être répétées et que des séries temporelles puissent être créées à partir d'inventaires antécédents.
2. Établir un ensemble de données bien documentées accompagnées de leurs méta-données (comme des coefficients et des références du modèle, la création d'échantillons et la configuration des parcelles), un protocole complet et précis pour l'archivage et la conservation des données comprenant le stockage et les sauvegardes, et une vision à long terme pour s'assurer que les technologies de stockage des données soient toujours à jour et que les données restent consultables même après que les systèmes opérationnels et les systèmes de stockage des données ont été modifiés.
3. Prévoir un protocole de sécurité qui décrive les protections techniques et procédurales des informations, y compris les informations confidentielles, et expose dans le détail comment les permissions, les restrictions et les embargos sont à appliquer.
4. Définir une politique des données qui décrive quelles données peuvent être partagées et comment (par exemple libres et accessibles, accessibles à la demande, restreintes), ainsi que les procédures d'accès, les périodes d'embargo (le cas échéant), les mécanismes techniques pour la diffusion et l'échange des formats. Dans les cas où certaines parties d'un ensemble de données ne peuvent pas être partagées, les raisons doivent être indiquées (par exemple éthiques, règlements sur les données personnelles, propriété intellectuelle, publicité, domaine de la vie privée, raisons sécuritaires). Évaluer la possibilité de limiter la diffusion des coordonnées effectives aux analystes concernés ou de ne rendre accessibles à tous que les données agrégées. La décision concernant le choix des ensembles de données à rendre accessibles à tous, et des ensembles dont l'accès est limité, dépend de la législation, des stratégies et des politiques nationales.
5. Définir comment et où les données sont stockées, en indiquant la typologie du référentiel de données (institutionnel, référentiel-type de la discipline, etc.) et la/les institution(s) responsables

du stockage et de l'archivage des données.

6. Établir, documenter et recourir à des normes sur le contenu des données, leur classement et les technologies utilisées pour la collecte et la production des données.
7. Définir/concevoir le logiciel de collecte des données et le matériel informatique compatible requis, surtout si l'on utilise des enregistreurs de données portables.
8. S'assurer que les membres du personnel ne sont pas seulement capables d'effectuer les tâches de collecte, encodage et analyse des données, mais sont aussi capables d'actualiser ou de modifier les bases de données le cas échéant.
9. Documenter les méthodes et les modèles d'estimation choisis à l'aide des formules de modèles statistiques et le code informatique utilisé.

1.3.3 Infrastructure

Tout SNSF opérationnel suppose des dépenses d'investissement et des frais de fonctionnement pour son infrastructure et pour son équipement physique, sans oublier l'infrastructure du bâtiment qui doit être appropriée pour stocker le matériel et le faire fonctionner. Les types de dépenses varient aussi en fonction de la gouvernance et des **dispositifs institutionnels**. Par exemple, il se peut que l'organisation responsable de l'élaboration des estimations des émissions ne soit pas responsable de la collecte des données de l'inventaire forestier ou du calcul des variations des stocks ou des facteurs d'émissions. Il se peut aussi qu'elle soit différente de celle responsable de la collecte des données obtenues par télédétection. Dans ces cas-là, bien qu'une infrastructure soit requise, sa gestion relève de la responsabilité de plusieurs entités. Il n'y a pas de modèle unique. Des exemples de coûts infrastructureux et de problématiques communes à tous les SNSF sont énoncés ci-dessous.

Infrastructure du bâtiment

L'infrastructure du bâtiment est l'aspect le plus évident des SNSF et pourtant celui que l'on sous-estime le plus. Il peut avoir des conséquences à long terme. Déplacer les bureaux d'un gouvernement est un processus habituellement long et fastidieux et les emplacements commerciaux des bureaux sont souvent à relativement long terme (trois ans ou plus). Les équipements de bureaux coûtent parfois plus que la location. C'est pourquoi les points suivants méritent d'être examinés, sans oublier l'utilité que peuvent avoir des conseils d'experts sur les installations et les dispositions concernant les bureaux avant de prendre des engagements à long terme.

- ▶ **Sécurité** - la sécurité doit comprendre la protection du personnel, des données et des biens. La sécurité des données est souvent négligée, parce que la plupart des données détenues par le SNSF peuvent être publiques. Toutefois, l'accès à certaines données soulève de nombreuses questions (par exemple, les données accessibles grâce à des permis spéciaux ou soumises à des accords de confidentialité) et elles doivent être gérées de manière appropriée. Les biens matériels doivent aussi être sécurisés, ce qui veut dire que le bâtiment peut avoir plusieurs espaces avec plusieurs niveaux d'accès.
- ▶ **Dimension** - le bâtiment doit non seulement pouvoir accueillir tout le personnel mais aussi avoir l'espace suffisant et les pièces nécessaires pour le matériel, etc.
- ▶ **Chauffage et air conditionné** - pour le personnel et pour le matériel, en particulier l'air conditionné pour les serveurs et autre matériel informatique.

- ▶ **Connexion électrique fiable** - particulièrement requise quand le SNSF est doté d'une infrastructure du matériel informatique importante. Un système d'alimentation sans interruption peut être installé dans les bâtiments.
- ▶ **Connexions à internet** - lorsque l'on utilise des services en nuage une connexion rapide à internet est nécessaire et, dans l'idéal, elle est reliée à des machines principales avec des câbles plutôt que des connexions Wi-Fi.

Matériel informatique et logiciels

Le SNSF doit pouvoir s'appuyer sur du matériel informatique et des logiciels pour le traitement, l'accès et/ou le stockage de données brutes et traitées. Auparavant les systèmes de stockage et de traitement des données obtenues par télédétection et des données d'inventaire forestier, et le recours à des analyses et des systèmes plus sophistiqués exigeaient que l'on dispose de ressources informatiques ponctuelles, comme des serveurs et d'importants systèmes de stockage. Aujourd'hui, la quantité de matériel informatique nécessaire dépend de la manière dont le système est conçu et du nombre de pays qui peuvent, ou veulent, utiliser des services en nuage (**Encadré 8**). À côté des infrastructures matérielles, beaucoup d'organisations s'orientent vers des systèmes virtuels, en particulier le stockage et les systèmes de traitement et les logiciels en nuage. Le mélange exact entre les infrastructures matérielles et virtuelles varie selon le contexte du pays et notamment, mais pas seulement, selon les exigences du système déterminées par **les décisions de conception technique, les capacités internes**, les politiques du gouvernement, la sécurité et les ressources financières. Les services en nuage présentent plusieurs avantages, comme une réduction des frais courants, une plus grande sécurité, une plus grande rapidité et fiabilité et une plus grande possibilité de sauvegarde et de récupération des données.

Toutefois, il n'est pas possible actuellement de remplacer entièrement toutes les exigences du matériel informatique du SNSF par des systèmes en nuage car ceux-ci exigent une connexion à internet parfaitement stable, et il faut donc tenir compte de tous les risques. Le matériel minimum requis est un matériel informatique de base, à savoir des ordinateurs fixes et portables. Si un pays souhaite recourir à des traitements plus avancés, il peut utiliser des serveurs plus importants dotés d'une grosse unité centrale de traitement (UCT) pour stocker, traiter et partager toutes les informations géospatiales. D'autres systèmes sont aussi requis pour stocker et actualiser les données non géospatiales et la documentation SNSF, comme les manuels d'instructions, les procédures opérationnelles normalisées et les tutoriels. Des serveurs séparés peuvent être requis pour héberger des portails web et des registres. Dans tous les cas, les pays doivent savoir qu'il existe des systèmes de sauvegarde, de secours et autres systèmes redondants qui, ensemble, peuvent devenir onéreux et exiger la création d'une infrastructure.

Le logiciel requis sert à répondre à plusieurs exigences informatiques, comme faire fonctionner des serveurs, classifier les données, traiter et analyser les données. Un SNSF peut utiliser une dizaine de logiciels, comme des logiciels de gestion des programmes, des logiciels statistiques, des systèmes d'information géographique (SIG) et les outils d'intégration.

Il existe trois catégories générales de logiciels; propriétaire⁽¹⁵⁾, libre accès, et open source⁽¹⁶⁾. Les logiciels propriétaires sont essentiellement des logiciels commerciaux qui peuvent s'acheter, se louer

(15) Le logiciel propriétaire, aussi connu sous le nom de logiciel de source fermée, est un logiciel pour lequel l'éditeur ou une autre personne détient les droits de la propriété intellectuelle - en général les droits d'auteurs du code source mais parfois aussi des droits de brevet.

(16) Les produits open source autorisent l'utilisation du code source, des documents de conception, ou du contenu du produit. Le plus souvent il s'agit du **modèle open source**, où le **logiciel open source** ou d'autres produits sont rendus accessibles sous une **licence open source** dans le cadre du **mouvement du logiciel libre**. Les logiciels open source ne sont pas forcément gratuits mais ils correspondent à un modèle décentralisé

ou dont on peut acheter la licence au vendeur/développeur. Les logiciels libre accès sont accessibles gratuitement (parfois certains sous conditions ou derrière licence) mais le code source n'est pas accessible. Les logiciels open source sont ceux pour lesquels le code est accessible gratuitement sous certaines conditions et licences et où, dans certains cas, le code est fourni prêt à l'usage (comme pour le libre accès).

Seuls quelques rares progiciels sont vraiment entièrement gratuits⁽¹⁷⁾. En général, les logiciels propriétaires ont un coût fixe qui comprend l'utilisation du logiciel, l'aide, la formation et les mises à jour. Les progiciels libre accès fournissent souvent une aide moins directe et il arrive que l'on doive faire appel à des consultants ou d'autres experts pour les utiliser. Les progiciels open source ressemblent aux progiciels libre accès mais exigent parfois que l'on doive faire appel à des développeurs pour compiler et installer le logiciel. Tous les logiciels ont des conditions de licence qui réglementent leur utilisation et/ou modification. Ces conditions doivent être bien comprises car elles peuvent être lourdes de conséquences pour les pays qui produisent une nouvelle propriété intellectuelle au-dessus de systèmes existants.

Ces catégories générales de logiciels prévoient deux principales méthodes de paiement: achat ou abonnement. Les logiciels proposés à l'achat signifient parfois un investissement initial onéreux mais ils permettent une utilisation continue sans frais supplémentaires. Toutefois, la plupart du temps, l'utilisateur est invité à payer pour obtenir de nouvelles versions quand des mises à jour sont disponibles. La mise en place des services en nuage a marqué un passage rapide vers des services par abonnement. Ces services mettent à disposition leur capacité de stockage et de traitement, et de ce fait réduisent les coûts des équipements matériels. Les logiciels passent eux aussi de plus en plus à des services par abonnement. Les frais d'abonnement demandent un investissement initial moins important que celui de l'achat du logiciel, mais si les utilisateurs sont nombreux ou les stockages, à long terme le coût peut finir par dépasser celui du prix d'achat d'un logiciel.

Le choix d'un progiciel ne doit pas être uniquement guidé par son coût. Même s'il n'y a pas de dépense d'investissement prévue pour le logiciel (et donc on préfère un logiciel libre accès ou open source), il faut prévoir des budgets opérationnels pour les coûts d'un logiciel-comme-service et pour le renforcement des formations/capacités qui s'y rapportent. Ainsi, les facteurs à prendre en compte

qui encourage la collaboration libre. Les utilisateurs peuvent en général télécharger le logiciel et l'utiliser gratuitement et contribuer à son évolution en introduisant des modifications qui répondent à leurs besoins spécifiques. Si les utilisateurs ont besoin d'aide ou de personnaliser le logiciel open source, ils peuvent s'adresser aux nombreux programmeurs qui fournissent des services et de l'aide dans ce domaine. Ainsi, leur logiciel reste libre et gratuit, mais ils ont des frais lorsqu'ils demandent de l'aide (si nécessaire) pour installer, personnaliser, utiliser le logiciel et en cas de problème à résoudre.

(17) **Open Foris** est une initiative dirigée par la FAO, qui vise à créer, partager et soutenir des outils logiciels libres et open source pour la réalisation des inventaires forestiers multi-objectifs et du suivi forestier. Les composantes principales sont Collect, Collect Mobile, Collect Earth, Calc et SEPAL. Les outils Open Foris sont conçus pour fournir une aide tout au long du cycle des inventaires: évaluation des besoins, conception, planification, collecte et gestion des données de terrain, analyse des estimations, et diffusion. Open Foris peut aussi être utilisé pour collecter et gérer d'autres types de données, comme les données socio-économiques ou sur la biodiversité.

au moment de choisir un progiciel sont:

- ▶ Adéquation aux tâches à remplir
- ▶ Coûts opérationnels totaux y compris les équipements matériels et autres besoins
- ▶ Facilité d'utilisation et d'accès (par exemple sur internet ou uniquement dans des systèmes internes)
- ▶ Accès à des experts, formation et aide (une solide communauté d'utilisateurs est un atout)
- ▶ Possibilité de rejoindre d'autres plateformes à l'avenir (format des données, etc.)
- ▶ Fiabilité (par exemple durée, stabilité)
- ▶ Besoin et coûts des modifications
- ▶ Informatisation et liens avec d'autres systèmes
- ▶ Restrictions de licence

Équipement pour le travail sur le terrain

La collecte des données de terrain (par exemple pour **l'inventaire forestier national, les sites de surveillance régulière, et d'autres sources de données de terrain**) exigent un certain type d'équipement, qui va de petits et simples instruments de mesure, comme des compas et des mètres rubans, jusqu'à des outils technologiques plus sophistiqués comme les systèmes de géolocalisation et les dispositifs électroniques de collecte de données,⁽¹⁸⁾ voire même un équipement plus volumineux comme des véhicules appropriés (4X4 et bateaux) pour faciliter l'accès au site. Il existe de nombreux manuels qui présentent des listes de l'équipement de terrain conseillé (FAO, 2008; Walker *et al.*, 2012; and Huy *et al.*, 2013), que les responsables des mesures au sol peuvent utiliser pour la planification des infrastructures. Pour les équipements comme pour les logiciels, il faut disposer de systèmes de stockage appropriés et il y a des coûts initiaux d'investissement ainsi que des coûts opérationnels d'entretien du matériel.

Laboratoires et équipement analytique

Certains échantillons collectés sur le terrain doivent être soumis à un traitement analytique dans des laboratoires scientifiques pour produire les intrants de données requises pour le SNSF. Créer de tels laboratoires s'avère parfois être une opération onéreuse et qui va au-delà du mandat opérationnel des institutions gouvernementales. Dans ces cas-là, le moyen le plus rentable et le plus approprié pour traiter ces échantillons au sol consiste à **renforcer les relations avec la recherche et le développement** ou à créer **des partenariats externes**.

Les remarques précédentes sur les équipements et les logiciels concernent la création de laboratoires de traitement des données obtenues par télédétection. Il faut aussi remarquer que la grande variété de **sources de données de télédétection** directement disponibles permet aux pays d'avoir accès à une quantité d'informations comme jamais auparavant. Tout cela pose des défis en termes de limites de la puissance et du stockage informatiques, qui peuvent être résolus grâce aux avancées des infrastructures

(18) Le coût plus faible des ordinateurs de poche (par exemple les téléphones portables) a permis à certains pays d'avoir accès à des collecteurs de données de terrain. L'expérience montre que l'utilisation de collecteurs de données à l'aide de logiciels de collecte, qui prévoient des règles de validation et **des procédures AQ/CQ**, améliore la qualité des données collectées car elle permet de corriger des erreurs évidentes et de renforcer l'automatisation dans le contrôle qualité. En outre, les données sont disponibles plus rapidement et immédiatement sauvegardées.

des données géospatiales (**Encadré 8**) qui peuvent aider les laboratoires locaux dans leurs activités.

Considérations financières

En ce qui concerne les infrastructures, de nombreuses questions financières doivent être abordées, comme la séparation des dépenses d'investissement et des dépenses opérationnelles, la séparation entre les sources de financement (par exemple bailleurs de fonds par opposition au gouvernement), la dépréciation, les ventes des équipements usagés et les règles générales d'achat. Faire appel aux services d'un conseiller de la qualité et d'un responsable du budget dès la première phase de conception du système, et fournir ainsi un profil clair des coûts à long terme, peut accroître significativement les chances de création d'un programme opérationnel à long terme.

La prise en compte des coûts opérationnels et des frais d'investissement d'un SNSF dès l'étape de la **décision de conception technique** peut avoir des effets sur la durabilité du système. Les coûts d'investissement sont généralement de grosses dépenses ponctuelles, dont l'importance varie en fonction de l'approche méthodologique adoptée et de la quantité d'infrastructures et des données déjà disponibles. Les coûts opérationnels sont des coûts permanents ou récurrents pour produire des estimations répétées des émissions et des absorptions REDD+. Avoir une vision à long terme des coûts permet d'éviter de prendre des décisions de conception qui sont moins chères, ou qui bénéficient d'une aide financière de partenaires externes, à court terme mais qui s'avèrent plus onéreuses ou non durables à long terme.

Il est recommandé de mener une **évaluation de l'infrastructure requise pour le SNSF** et des budgets d'investissement et opérationnels qui y sont prévus.

Encadré 8: Infrastructure en nuage à l'appui du traitement de grands ensembles de données

L'informatique en nuage (*cloud computing*) est la disponibilité à la demande des ressources d'un système informatique, en particulier le stockage des données et la puissance de calcul, sans gestion active directe par l'utilisateur. Ce terme est généralement utilisé pour décrire les centres de données accessibles à de nombreux utilisateurs sur internet. Dans le contexte d'un SNSF, deux options viables pour les pays sont d'évaluer d'une part les services de commutation dans le nuage et d'autre part l'infrastructure de données géospatiales dans le nuage.

- ▶ **Informatique en nuage** - L'informatique en nuage consiste à fournir différents types de services sur internet, allant des logiciels et des analyses au stockage de données et aux ressources de réseautage sécurisés et sûrs. Cela permet aux pays d'avoir accès à des services performants qui ne seraient pas disponibles autrement et de profiter d'économies d'échelle, tout en reconnaissant qu'une connexion internet peu fiable ou limitée peut représenter un défi pour son adoption. La prise en compte de l'utilisation de l'informatique en nuage pour certains processus est conforme aux politiques nationales en matière de données et aux exigences de sécurité. Plusieurs pays s'appuient actuellement sur l'informatique en nuage pour une partie de leurs processus.
- ▶ **Infrastructure en nuage de données géospatiales** - le caractère abordable des services d'informatique en nuage et le libre accès à l'imagerie satellite permettent la création de nouvelles infrastructures de données géospatiales. Une série d'initiatives différentes ont créé l'infrastructure nécessaire pour permettre le traitement de l'imagerie satellite dans le nuage et de modifier le coût d'accès. Les pays déplacent de plus en plus certaines étapes de leurs chaînes de traitement sur ces plateformes, combinant dans de nombreux cas des processus en nuage avec des processus locaux. Par exemple, les pays utilisent ces plateformes pour créer des composites sans nuages qu'ils traitent ensuite localement,

réduisant ainsi la quantité d'images à télécharger.

Voici quelques exemples d'outils:

SEPAL

Le système d'accès, de traitement et d'analyse des données d'observation de la Terre (SEPAL) est le fruit d'une collaboration entre la FAO et la Norvège. SEPAL est une plateforme informatique basée sur le nuage pour le traitement et le stockage de données géospatiales volumineuses. Elle offre un accès direct à des sources de données satellites via une interface utilisateur graphique, y compris des données à résolution fine (par exemple les données de la planète), un ensemble d'outils et de modules logiciels libres, et la capacité d'exécuter des scripts Python personnalisés et des chaînes de traitement de données sur une machine virtuelle hébergée par Amazon Web Services. La plateforme SEPAL est gratuite mais fournit un nombre limité de pièces virtuelles qui peuvent être utilisées pour le traitement.

Google Earth Engine

Google Earth Engine est une plateforme basée sur les nuages pour l'analyse des données environnementales à l'échelle planétaire. Elle combine une archive à l'échelle du pétaoctet d'images obtenues par télédétection et d'autres données accessibles au public avec l'infrastructure de calcul de Google optimisée pour le traitement parallèle des données géospatiales. Cela comprend des API pour JavaScript et Python, et un EDI basé sur le web pour le prototypage rapide et la visualisation d'analyses spatiales complexes et des jeux de données Landsat et Sentinel. Cependant, il n'est disponible gratuitement que pour la recherche, l'enseignement et l'utilisation à but non lucratif, et l'accès et le traitement des données ne sont pas des sources ouvertes. Les pays doivent tenir compte de leur politique en matière de données lorsqu'ils exécutent certains processus sur cette plateforme.

Forestry TEP

La plateforme TEP (Forestry Thematic Exploitation ou F-TEP) est une plateforme de traitement et d'analyse des données d'OT en cours de développement par l'ESA. L'objectif est de créer un guichet unique de services de télédétection forestière pour les secteurs universitaire et commercial. Le service offrira de grandes archives de données satellites prétraitées, en plus de la puissance de calcul et d'outils de traitement des données et de logiciels SIG faciles à utiliser. L'objectif est d'encourager l'utilisation des données des satellites Sentinel pour soutenir la surveillance des écosystèmes forestiers et la gestion durable des forêts. Le projet est dans une phase pilote, axée sur la gestion des forêts en Finlande et au Mexique, et n'est pas ouvert à un usage général. Il intègre actuellement certains outils pertinents pour les pays en développement, tels que les outils de surveillance par satellite pour la gestion des forêts <https://www.smfm-project.com/> pour la surveillance des forêts sèches.

Plateforme européenne DIAS (Data and Information Access Services) de Copernicus

Le service d'accès aux données et aux informations de Copernicus (DIAS) de la Commission européenne est composé de cinq plateformes basées sur le nuage qui fournissent un accès centralisé aux données et aux informations de Copernicus, ainsi qu'aux outils de traitement. Ces plateformes en ligne permettent aux utilisateurs de découvrir, manipuler, traiter et télécharger les données et informations de Copernicus et donnent accès aux données de Copernicus Sentinel, ainsi qu'aux produits d'information des six services opérationnels de Copernicus,

avec des outils basés sur le nuage (open-source et/ou sur la base d'un paiement à l'utilisation).

Amazon Web Services

Cette plateforme se compose d'une section consacrée aux ensembles de données d'OT et est disponible sur la base d'un paiement à l'utilisation. Outre la nature commerciale de la plateforme, les pays doivent savoir que toutes les archives historiques de Landsat ne sont pas disponibles sur cette plateforme et que les outils ne sont pas mis en œuvre, ce qui oblige les pays à disposer de capacités de programmation pour mettre en œuvre leurs processus dans le nuage.

Sentinel Hub

Sentinel Hub est un moteur de traitement des pétaoctets de données satellites, y compris les images Sentinel, Landsat et autres images d'observation de la Terre. Il s'appuie en partie sur Amazon Web Services, et rend les images accessibles pour la navigation, la visualisation et l'analyse. Le système peut être mis à l'échelle mondiale grâce à une interface intuitive et conviviale. Il dispose de plusieurs options gratuites, et sa fonctionnalité complète peut être exploitée moyennant une redevance. Le programme est partiellement financé par l'Union européenne entre autres.

1.3.4 Documentation

La documentation des décisions de conception, les hypothèses, les données, les méthodes et les éléments opérationnels contribuent à la communication externe du système et permettent de conserver une mémoire institutionnelle.

Pour que la réalisation et la communication du système national de surveillance des forêts soient pérennes et efficaces, il est important que tous les aspects du système soient documentés en détail et accessibles à toutes les parties prenantes concernées (**Section 1.3.2**).

La documentation du système se subdivise selon les catégories suivantes:

- ▶ **Exigences** - La documentation des exigences du système comprend ses attributs, capacités, caractéristiques ou qualités. Ceci est à la base de ce qui sera ou a été réalisé.
- ▶ **Architecture/Conception** - Aperçu du système qui reprend ses liens avec d'autres systèmes le cas échéant, et les principes à suivre dans la conception de ses composantes. Les documents de conception décrivent les dispositifs institutionnels, les rôles et les responsabilités, tous les processus techniques et administratifs, la documentation du système et les rapports internes et externes produits par le système.
- ▶ **Technique** - Documentation des méthodes, approches et niveaux adoptés, et explication de toutes les sources des données nationales, comment elles sont appliquées, les hypothèses et les limites. Cette partie présente aussi les principales décisions de conception comme la définition des forêts, la stratification, les systèmes de classification de l'occupation des sols et de l'utilisation des terres, les réservoirs de carbone, les gaz, etc.⁽¹⁹⁾
- ▶ **Opérationnel** - Les manuels et les procédures opérationnelles normalisées (PON) sont essentiels pour les utilisateurs techniques du système, les administrateurs du système et le personnel de soutien. Ces documents sont des instructions simples et claires pour que tous les processus opérationnels de routine soient menés de manière cohérente et conformément aux normes de qualité définies. En général, les PON doivent présenter les objectifs/buts, les ressources nécessaires, les rôles et les responsabilités, les procédures/instructions à suivre, les procédures AQ/CQ et les procédures pour l'enregistrement/archivage. Les PON doivent être suffisamment détaillées pour permettre la réplification des opérations et doivent être mises à jour régulièrement à chaque fois que des problèmes de cohérence apparaissent durant la réalisation du processus, par exemple des incohérences dans les mesures dues à des lacunes dans les recommandations.⁽²⁰⁾ Pour les processus complexes, ces PON peuvent être accompagnées d'un manuel qui fournit de plus amples détails sur la mise en œuvre de la PON, par exemple un manuel pour les inventaires, ou un manuel pour l'interprétation de l'occupation des sols.⁽²¹⁾ Une PON doit être élaborée pour chaque processus du système et doit être accessible à toutes les personnes responsables qui ont été identifiées dans le document de conception.
- ▶ **Communication** - La communication du SNSF peut être à la fois interne et externe. Il est recommandé d'élaborer un plan de communication afin de répondre aux différents publics de parties prenantes généralement impliqués dans le SNSF. La communication peut se faire à partir de plusieurs formats - documents, portails en ligne et sites Internet, présentations et imagerie - et permet de renforcer l'institutionnalisation et les capacités internes. Le matériel ciblé pour la

(19) Des modèles utiles pour la préparation de la documentation du cadre SNSF sont fournis par l'USEPA dans **Developing a national greenhouse gas inventory template workbook**.

(20) Un exemple de PON est proposé dans Vallejo *et al.* (2011).

(21) Pour des exemples de protocole d'interprétation, consultez **BNCR, 2018** ou **GIMBUT, 2018**.

communication externe, comme le partage des expériences et la participation à des processus de vérification, est aussi très valable.

Pour toute la documentation, il est important d'avoir mis en place une version de système de contrôle qui permette des mises à jour en fonction des améliorations du processus et d'éviter la multiplication des versions utilisées (par exemple la collecte et l'analyse des données doivent être stockées de façon à ce que les méta-données se réfèrent à une version bien précise de la documentation en question).

1.3.5 Assurance qualité et contrôle qualité

Le système AQ/CQ permet de répondre aux objectifs des bonnes pratiques dans l'élaboration des inventaires, en particulier d'améliorer la transparence, la cohérence, la comparabilité, l'exhaustivité et l'exactitude des inventaires nationaux des gaz à effet de serre. Le principe AQ/CQ a une portée systémique et doit être pris en considération dans tous les processus des SNSF où les données sont collectées, stockées, produites et notifiées.

L'assurance qualité et le contrôle qualité sont définis par le GIEC⁽²²⁾ comme suit:

- ▶ **Assurance qualité (AQ)** - un système planifié de procédures de révision menées par du personnel non impliqué dans le processus de création des inventaires (par exemple, révision d'un sous-échantillon de données d'échantillonnage faite par une équipe qui n'est pas impliquée dans la collecte des données).
- ▶ **Contrôle qualité (CQ)** - un système d'activités techniques de routine mis en place par l'équipe chargée de la réalisation de l'inventaire pour mesurer et contrôler la qualité de l'inventaire pendant sa réalisation (par exemple, formation régulière sur la collecte de données), révision rapide des données collectées, respect des règles pour éviter les incohérences dans la collecte des données.

Il est fondamental que tout système AQ/CQ ait son propre plan écrit. La **Section 5.5.2 des GPG2003** présente le concept de plan AQ/CQ, qui est décrit plus en détail au **Volume 1, Section 6.5 des 2006GL** ⁽²³⁾ Un plan AQ/CQ définit les activités AQ/CQ, le personnel responsables de ces activités, et le calendrier de leur réalisation. Les mécanismes de coordination, l'évaluation des risques et les procédures de révision à prévoir pour mettre en œuvre le plan peuvent se résumer comme suit:

1. **Coordination** - Un coordinateur AQ/CQ est chargé de la mise en œuvre du plan AQ/CQ. Dans cette fonction, le coordinateur AQ/CQ doit:
 - ▶ clarifier et communiquer les responsabilités AQ/CQ;
 - ▶ élaborer et actualiser des listes de vérification AQ/CQ appropriées pour chaque rôle;
 - ▶ garantir la réalisation dans les délais et avec précision des listes de vérification AQ/CQ et les activités qui s'y rapportent;
 - ▶ établir un calendrier général des activités AQ/CQ et des révisions externes;
 - ▶ gérer et produire une documentation sur les activités AQ/CQ selon les procédures établies pour la **tenue des registres**; et

⁽²²⁾ La documentation du GIEC en matière de bonnes pratiques fournit un matériel de référence précieux pour l'AQ/CQ. La **Section 5.5 des GPG2003** et le **Volume 1, Chapitre 6 des 2006GL** fournissent des recommandations générales utiles. Le **Volume 4, Chapitre 4 des 2006GL** fournit du matériel supplémentaire sur les questions de AQ/CQ dans le secteur des terres.

⁽²³⁾ Et dans le **Developing a national greenhouse gas inventory template workbook** par l'EPA.

- ▶ coordonner les révisions externes des estimations et des rapports, et s'assurer que les commentaires ont été insérés.

2. Évaluation des risques - L'évaluation des risques est un élément important en vue d'élaborer un plan AQ/CQ solide. Par exemple, les activités de collecte des données présentent souvent des risques importants d'erreurs, d'inexactitudes ou d'omissions, de sorte qu'il faut concentrer les contrôles du système si l'on veut garantir une atténuation des risques. L'évaluation des risques permet de concentrer les rares ressources destinées aux procédures AQ/CQ là où les risques d'erreurs sont les plus grands.

3. Procédures de révision - Bien que les procédures générales de CQ soient conçues pour toutes les catégories et de manière routinière,⁽²⁴⁾ il peut ne pas être nécessaire ou possible de vérifier tous les aspects des données, paramètres et calculs insérés chaque année. Un échantillon représentatif des données et des calculs pour chaque catégorie peut être soumis aux procédures générales CQ chaque année. Au moment d'établir des critères et des procédures de sélection des données d'échantillonnage et des processus, les bonnes pratiques prévoient que des contrôles CQ soient effectués sur certaines parties du système sur une période de temps adéquate comme indiqué dans le plan AQ/CQ.

Lors des révisions internes des procédures MNV, des méthodologies et des résultats, il est recommandé de s'assurer que:⁽²⁵⁾

- ▶ on dispose d'une expertise suffisamment indépendante pour mener une révision interne;
- ▶ les méthodes de révision appliquées soient transparentes, rigoureuses et scientifiquement valables;
- ▶ les résultats de la révision soient raisonnables et bien expliqués; et

(24) **GPG2003, Section 5.5** ou **2006GL, Volume 1, Section 6.**

(25) Adapté de **GPG2003 Section 5.7.3.**

- ▶ l'approche et les conclusions de la révision soient documentées et prises en compte dans les processus d'amélioration continue.

L'**Encadré 9** propose une liste de vérification pour les révisions internes. Lors d'une révision interne, il est utile d'inclure les éléments suivants dans le rapport et la documentation:

- ▶ les informations qui ont été soumises à une vérification interne;
- ▶ les critères utilisés dans la sélection des priorités de vérification;
- ▶ les approches de vérification, ainsi que les données collectées pertinentes;
- ▶ toute éventuelle restriction dans les approches mentionnées;
- ▶ les comparaisons effectuées avec des inventaires indépendants, des séries de données, la littérature scientifique ou d'autres études;
- ▶ les retours de la part des réviseurs, ainsi qu'un résumé des commentaires clés, et une référence aux actions menées en réponse à ces commentaires;
- ▶ les principales conclusions de la vérification;
- ▶ les actions prises en réponse au processus de vérification;
- ▶ toute éventuelle recommandation pour l'amélioration des inventaires ou pour la recherche à l'échelle nationale/internationale découlant des conclusions selon l'ordre de priorité; et
- ▶ l'identification des besoins en renforcement des capacités le cas échéant.

Les résultats des processus AQ/CQ peuvent donner lieu à une ré-évaluation des estimations ou des incertitudes des inventaires ou des catégories et, par la suite, à des améliorations des estimations des émissions ou des absorptions. Par exemple, les résultats du processus AQ/CQ peuvent indiquer certaines variables bien précises dans la méthodologie d'estimation pour certaines catégories où les efforts d'amélioration doivent être prioritaires.

Encadré 9: Liste de contrôle suggérée pour une révision interne des activités REDD+

Liste de contrôle suggérée pour une révision interne des activités REDD+:

- ▶ Toutes les données et les hypothèses utilisées pour estimer les émissions et les absorptions sont-elles documentées de manière transparente pour toutes les activités, tous les réservoirs de carbone et tous les gaz sélectionnés/importants?
- ▶ Les méthodes appliquées sont-elles cohérentes avec les méthodes utilisées pour calculer les émissions et les absorptions du secteur de l'utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (UTCATF) notifiées dans les IGES à la CCNUCC?
- ▶ Si certaines activités REDD+ ou certains réservoirs de carbone ont été omis, le rapport explique-t-il pourquoi?
- ▶ Tous les gaz à prendre en compte selon les orientations et les lignes directrices du GIEC sont-ils inclus? Si ce n'est pas le cas, des explications sont-elles fournies pour l'omission?
- ▶ Les émissions et les absorptions sont-elles déclarées en termes positifs et négatifs, respectivement?

Comparaisons, une ou plusieurs comparaisons doivent être faites:

- ▶ Comparer les estimations REDD+ avec des estimations préparées indépendamment pour les mêmes zones/activités ou comparer les sous-ensembles régionaux des estimations

REDD+ nationales avec des estimations préparées indépendamment pour ces régions.

- ▶ Comparer les données sur les activités et/ou les estimations d'émissions utilisées dans l'élaboration des estimations REDD+ avec des bases de données internationales indépendantes et/ou d'autres pays.
- ▶ Comparer les estimations REDD+ avec les résultats calculés en utilisant une autre méthodologie de niveau, y compris le Niveau 1 du GIEC.
- ▶ Comparer les estimations REDD+ avec les études et expériences de haute intensité disponibles.
- ▶ Comparer les terres émergées et les stocks de biomasse, et tout autre stock pour lequel des données sont disponibles, utilisés dans les ensembles de données mondiales REDD+.

Comparaisons des incertitudes, une ou plusieurs comparaisons devraient être faites:

- ▶ Comparer les estimations des incertitudes avec l'incertitude mentionnée dans la littérature.
- ▶ Comparer les estimations des incertitudes avec celles d'autres pays et les valeurs par défaut du GIEC.

Mesures directes:

- ▶ Recoupement avec les mesures directes indépendantes disponibles (qui peuvent provenir d'inventaires forestiers locaux (si elles ne sont pas déjà utilisées dans les estimations), de mesures de croissance détaillées et/ou des mesures effectuées sur des écosystèmes particuliers à des fins de recherche).

Utilisation d'outils de qualité :

- ▶ Plusieurs outils de qualité peuvent être utilisés pour identifier les problèmes liés à la qualité: Diagrammes de contrôle, diagrammes de causes et effets, organigrammes, feuilles de contrôle, diagrammes de Pareto, diagrammes de dispersion.

De nombreux contrôles de données peuvent être automatisés afin de laisser plus de temps pour le contrôle de qualité qui doit être effectué manuellement. Les contrôles automatisés comprennent la vérification des marges de données d'entrée et de sortie par rapport aux estimations précédentes, ainsi que la vérification des moments de vérité connus. Les contrôles automatisés génèrent souvent une liste de données suspectes plutôt qu'une liste complète des réussites et des échecs. Ainsi, une intervention manuelle est prévue afin de vérifier les erreurs potentielles. Même avec des systèmes automatisés, un certain nombre de contrôles aléatoires devraient être mis en place afin de vérifier qu'aucune question n'ait échappé au système automatisé et, le cas échéant, améliorer ces derniers.

Source: Adaptation à partir des **GPG2003, Encadré 5.7.3.**

1.3.6 Amélioration continue

La création d'un SNSF, et ses fonctions MNV, doit prévoir un processus d'amélioration continue, qui est reconnu comme étant une meilleure pratique dans les Lignes directrices et les Recommandations du GIEC, et est encouragé à travers l'utilisation d'une **analyse des catégories clés**, une analyse des incertitudes,⁽²⁶⁾ **AQ/CQ** et des activités de vérification.⁽²⁷⁾ Dans le Cadre de Varsovie pour REDD+, les pays peuvent aussi créer leur NERF/NRF en suivant une approche par étapes qui permet d'incorporer des données meilleures ou nouvelles, des réservoirs supplémentaires et des méthodologies améliorées.⁽²⁸⁾ en reconnaissant le besoins d'une amélioration continue.

Les processus d'amélioration continue peuvent être construits à partir d'outils existants qui sont utilisés pour améliorer, optimiser et stabiliser les procédures et les concepts commerciaux à partir d'un processus itératif comme le cycle planifier-faire-vérifier-agir (PFVA)⁽²⁹⁾ et le cycle définir-mesurer-analyser-améliorer-contrôler (en anglais DMAIC, Define-Measure-Analyze-Improve-Control).⁽³⁰⁾

Un processus d'amélioration continue doit être mené régulièrement et peut être plus efficace s'il tient compte des événements des rapports, des cycles budgétaires ou des résultats les plus importants. Ces événements spécifiques peuvent déterminer des réponses AQ/CQ et des résultats de vérification qui peuvent être utilisés dans la phase d'évaluation de l'étape de planification. La phase d'évaluation peut comporter une révision globale des éléments du SNSF ainsi qu'une série d'interviews/ateliers avec l'équipe chargée de la mise en œuvre du SNSF et les parties prenantes concernées (**Section 1.4**).

Les résultats de cette phase d'évaluation peuvent ensuite être associés à un examen des catégories clés qui orientent les estimations du SNSF. Il est peu probable que toutes les améliorations relevées dans la phase d'évaluation soient à même d'être réalisées durant le cycle d'amélioration continue et ce, pour plusieurs raisons liées au budget, aux capacités, à la technologies et aux contraintes de temps. **L'analyse des catégories clés** peut contribuer à prioriser les améliorations les plus déterminantes pour améliorer les estimations.

La prise en compte du processus d'amélioration continue dans le cadre opérationnel du SNSF peut renforcer les capacités et améliorer la compréhension des rôles et des responsabilités et, au final, mener à des résultats plus précis et plus transparents des SNSF, qui sont autant de caractéristiques d'un **système opérationnel mature** capable de fournir des résultats cohérents qui répondent aux objectifs nationaux en matière de rapports.

(26) Le GIEC décrit le rôle des incertitudes dans l'amélioration continue au **Volume 1, Chapitre 3, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019).

(27) Les **Lignes directrices de 2006 du GIEC, Volume 1, Chapitre 6** présentent des concepts et des outils destinés à appuyer une gestion efficace, un contrôle et une amélioration continue des inventaires. Ces activités garantissent le meilleur usage des ressources disponibles et une qualité conforme aux meilleures pratiques pour chaque inventaire.

(28) **Décision 1/CP.17 paragraphe 10 de la CCNUCC**.

(29) **Planifier**: Évaluer le système, identifier les possibilités et planifier le changement. **Faire**: Réaliser le changement à petite échelle. **Vérifier**: Utiliser les données pour analyser les résultats du changement et déterminer s'il y a une différence. **Agir**: En cas de succès, mettre en œuvre le changement à plus grande échelle et évaluer régulièrement vos résultats. En cas d'échec, recommencer le cycle.

(30) **Définir** le problème, les activités visant à l'amélioration, les possibilités d'amélioration, les buts du projet, et les exigences des clients (internes et externes). **Mesurer** la performance du processus. **Analyser** le processus pour trouver les causes profondes des changements et les mauvaises performances (défauts). **Améliorer** la performance du processus en s'intéressant et en éliminant les causes profondes. **Contrôler** le processus améliorer et la performance future du processus.

1.4 Maturité d'un SNSF par le biais de la représentation et de l'analyse du système

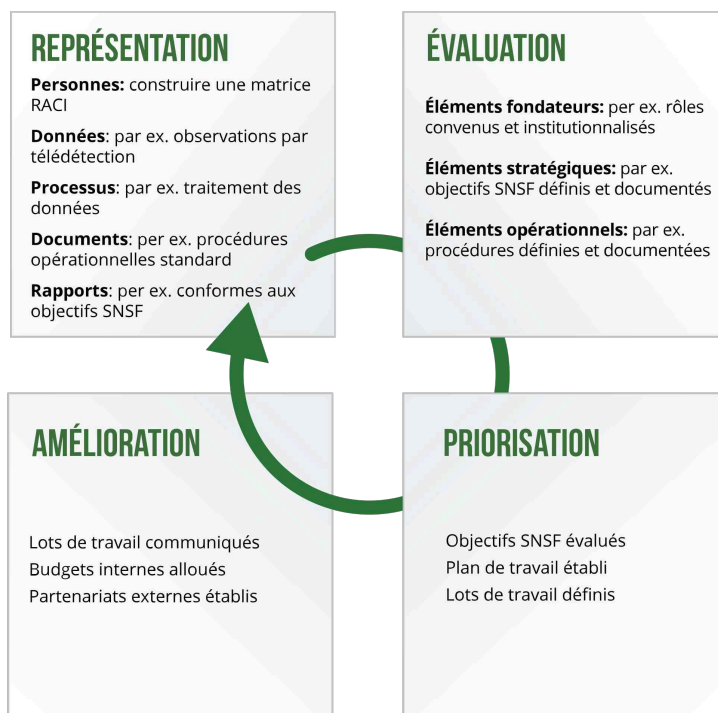
Un SFSF et ses fonctions MNV sont généralement construits sur des systèmes existants lorsque cela est possible (par exemple, des mandats existants, des processus concernant les données et/ou les rapports). Bien qu'il soit recommandé de déterminer des éléments **fondateurs**, **stratégiques** et **opérationnels** pour que le SNSF soit efficace, en général les SNSF connaissent une croissance organique et se concentrent parfois davantage sur des domaines d'intérêt ou de force au-delà de ceux qui sont prévus. Il arrive que ceux qui sont actifs au sein du système n'incluent pas l'ensemble de la structure du système ni certains effets qu'ils peuvent avoir à travers certaines décisions prises les concernant.

En ce qui concerne les améliorations du système, il est recommandé de mener un processus répété de représentation, évaluation, définition des priorités du système et de mise en œuvre des améliorations en vue de répondre aux objectifs de l'ensemble du SNSF. L'approche systémique est une approche analytique globale qui s'intéresse à la manière dont les parties constituantes d'un système sont reliées entre elles. L'analyse systémique (**Figure 2**) se caractérise par:

- ▶ **La représentation** - qui consiste à comprendre ce qui existe et à représenter la manière dont les parties interagissent entre elles;
- ▶ **L'évaluation** - le processus qui évalue comment les parties du système agissent;
- ▶ **La priorisation** - l'identification et la priorisation des améliorations du système; et

- **L'amélioration** - qui consiste dans la communication et réalisation des améliorations pour les priorités identifiées.

Figure 2: Maturation d'un SNSF à travers le processus répété de la représentation, de l'évaluation du système, de la définition des priorités et de la mise en œuvre des améliorations



Les résultats de cet exercice peut aider à la communication avec des partenaires internes et externes et contribuer à remplir les objectifs, en faisant un usage efficace des ressources et en réduisant la duplication des efforts pour répondre aux besoins.

1.4.1 Représentation du système

Le processus de représentation du système permet de comprendre ce qui existe et de représenter la manière dont les parties du système interagissent entre elles. Le processus de représentation du système facilite l'identification structurée des ressources existantes et des lacunes dans l'identification des besoins en vue d'atteindre un SNSF opérationnel, mature et efficace.

Toute approche de la représentation du système doit éviter une réflexion cloisonnée⁽³¹⁾ autant que possible. La bonne approche à avoir est une attitude envers le système qui soit ouverte, multi-agences, participative, constructive et collaborative et doit:

- identifier les besoins dans le contexte du pays et en fonction des objectifs nationaux;
- se concentrer sur l'évaluation et l'amélioration des éléments tangibles d'un SNSF d'un pays (à savoir les données, les processus, les documents et les rapports); et

(31) Une réflexion cloisonnée va à l'encontre de l'idée du partage des informations avec les employés des différents départements d'une même société. Cette attitude ne fait qu'entraver l'efficacité et rend le système inefficace.

- ▶ identifier les lots de travail nécessaires à faire progresser et mûrir les SNSF.

S'il faut éviter les approches cloisonnées, il peut être utile d'établir des étapes dans le système dans lesquelles mener l'exercice de cartographie du système (par exemple données, traitement des données, intégration, rapports, questions systémiques), en sachant qu'en général il n'y a pas de frontière rigide entre les étapes. Les parties du système au fil de ces étapes peuvent se résumer comme suit:

- ▶ **Personnes** - les personnes sont un élément important du système et peuvent être soit internes soit externes au système ou à ses sous-parties.
- ▶ **Données** - par données, on entend à la fois les intrants et les résultats du système.
- ▶ **Processus** - les processus sont menés par les personnes afin d'orienter le système et de s'appuyer sur les intrants (données, documents, rapports en vue de produire un certain nombre de résultats (données, documents, rapports).
- ▶ **Documents** - les documents assurent l'information, la transparence et la cohérence entre les résultats du système au fil du temps.
- ▶ **Rapports** - les rapports sont les résultats du système et des indicateurs de son degré de satisfaction des objectifs MNV.

À chaque tâche du système correspond normalement une personne, un processus et un document. Dans certains cas, il y a aussi une partie correspondante de données, soit comme intrants soit comme résultats, et parfois aussi un rapport. Par exemple, le système demande que chaque année des (données) images obtenues par télédétection soient collectées. Cette tâche relève de la responsabilité de l'unité SIG du Ministère des forêts (personnes). Le processus qui a été établi s'assure que toutes les données nationales disponibles soient collectées à partir des archives Landsat pour fin décembre de chaque calendrier annuel, et soient prêtes pour être traitées (processus), et que l'unité SIG ait documenté le processus selon une procédure opérationnelle normalisée (document).

1.4.2 Évaluation du système

Une fois que le système actuel a été cartographié, une évaluation du système permet d'identifier les parties qui fonctionnent bien et celles qui demandent à être améliorées. Il y a trois approches possibles face à l'évaluation des performances du système: une approche basée sur les objectifs, une approche non basée sur les objectifs, et une approche basée sur les critères (**Encadré 10**).

Un cadre d'évaluation type des parties du système (par exemple données, processus, documentation et rapports) examine par exemple les caractéristiques suivantes:

- ▶ **Présent** - Il est évident que la partie du système est présente de manière clairement visible dans le SNSF. Bien que présente, cette partie peut ne pas être appropriée, opérationnelle ou efficace. Par exemple, il arrive que des modèles de procédure opérationnelle normalisée (PON) soient disponibles pour toutes les tâches SNSF mais incomplets pour certaines tâches.
- ▶ **Approprié** - La réalisation du SNSF est appropriée aux objectifs et à la complexité du SNSF. Par exemple, la PON pour la production des données d'activités sur base annuelle a été rédigée par l'équipe nationale responsable de produire les données d'activités mais aucune formation n'a été donnée sur la manière dont la procédure PON devait être suivie pour qu'elle devienne une partie opérationnelle du plan de travail annuel SNSF de l'unité responsable.
- ▶ **Opérationnel** - Il est évident que la partie du système est opérationnelle et que des résultats sont produits. Par exemple, la PON est utilisée pour instruire le personnel responsable sur la manière

de produire des données d'activités, cohérentes avec les séries temporelles, comme intrant à apporter dans le cadre d'intégration du SNSF.

- ▶ **Efficace** - Il est évident que la partie systémique est efficace pour atteindre les résultats attendus du SNSF. Par exemple, la PON est utilisée pour instruire le personnel responsable sur la manière de produire des données d'activités, cohérentes avec les séries temporelles, comme intrant à apporter dans le cadre d'intégration du SNSF, ce qui permet de produire des rapports sur les résultats conformément aux objectifs du SNSF.⁽³²⁾

Il arrive qu'un système fonctionne par rapport à ses objectifs et que certaines parties soient présentes et appropriées et d'autres parties opérationnelles et efficaces. Par exemple, il arrive que les données sur les activités (à savoir la partie sur les données) soient considérées opérationnelles mais que la documentation liée à leur production (à savoir la partie sur la documentation) ne soit considérée que présente (par exemple il existe un modèle mais les personnes responsables de la production des données d'activités n'ont pas rempli les documents permettant d'informer les autres, ce qui augmente le risque d'incohérences dans la répétition du processus). Néanmoins les rapports peuvent être produits et remplir les objectifs SNSF. Mais si la documentation avait été disponible, le SNSF aurait été beaucoup plus efficace et les risques moindres.

Il est recommandé de ne pas tenir compte des personnes dans ce type d'évaluation PAOE mais plutôt de créer une matrice RACI (**Encadré 11**) dans laquelle les personnes puissent communiquer entre elles et se coordonner au sein du système. Une matrice RACI est un schéma d'attribution des responsabilités qui reprend chaque tâche, chaque étape ou décision clés au sein du SNSF et qui indique les rôles de réalisateur, approuvateur, consulté ou informé. Le fait d'établir un accord de ce type grâce à une matrice RACI permet presque toujours à des actions du SNSF qui se sont bloquées de se remettre en route, et cela permet aux principales parties prenantes de s'intéresser aux autres questions à résoudre.

Les quatre rôles de parties prenantes de la matrice RACI sont:

- ▶ **Réalisateur** - la personne ou la partie prenante qui fait le travail. Il ou elle doit terminer la tâche ou réaliser l'objectif ou prendre la décision. Il y a parfois plusieurs réalisateurs.
- ▶ **Approuvateur** - la personne ou la partie prenante qui est propriétaire du travail. Il ou elle doit signer ou donner son approbation quand la tâche ou l'objectif est rempli ou la décision prise. Cette personne doit s'assurer que les responsabilités sont attribuées dans la matrice pour toutes les activités connexes. Dans l'idéal, il ne doit y avoir qu'un approuvateur par tâche.
- ▶ **Consulté** - la personne ou la partie prenante qui doit donner formellement son accord avant que le travail ne commence, et signer. Ces personnes sont des participants actifs.
- ▶ **Informé** - la personne ou la partie prenante qui doit recevoir toutes les mises à jour mais qui n'est pas activement impliquée. Ces personnes doivent recevoir les mises à jour des progrès ou des décisions mais ne doivent pas être consultées formellement, ni n'interviennent directement dans les tâches ou les décisions. Pour certaines actions, il n'y a aucune personne ni aucune partie prenante à informer.

L'attribution appropriée et la communication claire des responsabilités permet d'éviter un certain nombre de problèmes opérationnels. Le SNSF le plus efficace est celui qui attribue le rôle de réalisateur des opérations aux ressources humaines les plus compétentes et les plus rentables. Il peut s'agir d'institutions internes ou de parties prenantes et de partenaires externes. Le rôle d'approuvateur des opérations est généralement attribué à ceux qui ont des responsabilités politiques et budgétaires

⁽³²⁾ Le cadre d'évaluation PAOE (présent, approprié, opérationnel, efficace) est un outil couramment utilisé dans les analyses des systèmes, très largement surtout dans les secteurs de l'aviation et de la gestion sécuritaire.

et ce sont, en général, des institutions internes.

Encadré 10: Approches pour l'évaluation du système

Les approches basées sur les objectifs, les approches sans objectifs et les approches basées sur des critères sont trois attitudes différentes à adopter dans l'évaluation des performances du système.

Évaluation basée sur les objectifs

L'évaluation basée sur les objectifs est l'une des approches les plus traditionnelles et les plus simples pour déterminer dans quelle mesure un système a atteint les buts ou les objectifs qu'il s'était fixés. La **feuille de résultats sur la surveillance des forêts** de la FAO est un exemple de cette méthode d'évaluation et sert de base pour évaluer la capacité des pays en matière de surveillance des forêts. Les 28 indicateurs se répartissent en quatre ensembles, qui reflètent les trois piliers du SNSF tels que définis par la FAO (systèmes de surveillance des terres par satellite, inventaires forestiers nationaux, estimations des émissions). La stratégie de base de cette approche consiste à mesurer si les objectifs prédéfinis sont atteints ou non, dans quelle mesure et de quelle manière. Ce qui est mesuré dépend de la nature des objectifs. Une des limites de cette approche est qu'elle peut ne pas identifier les résultats involontaires, qui peuvent être aussi importants que les objectifs fixés. L'évaluation basée sur les objectifs tend à se concentrer sur les aspects techniques et économiques plutôt que sur les aspects humains et sociaux d'un système, ce qui peut avoir des conséquences négatives en termes de diminution de la satisfaction des utilisateurs, mais aussi des conséquences organisationnelles plus larges en termes de valeur et d'acceptation du système.

Évaluation sans objectifs

L'évaluation sans objectif est une approche plus interprétative, qui vise à mieux comprendre la nature de ce qui doit être évalué et à susciter la motivation et l'engagement. La participation d'un large éventail de groupes de parties prenantes est souvent considérée comme essentielle à cette approche de l'évaluation. Cela peut également constituer un obstacle pratique, lorsque le temps ou les ressources nécessaires à l'évaluation sont insuffisants. L'évaluation sans objectifs est définie comme la collecte de données sur un large éventail d'effets réels et l'évaluation de leur importance pour répondre à des besoins avérés. L'évaluateur s'efforce délibérément d'éviter toute rhétorique liée aux objectifs; seuls les résultats et les effets mesurables sont étudiés. L'évaluation sans objectifs vise à:

- ▶ éviter le risque d'étudier de façon étroite les objectifs fixés et de passer ainsi à côté d'importants résultats imprévus;
- ▶ supprimer les connotations négatives liées à la découverte d'un effet imprévu (par exemple, l'utilisation de termes tels que "effet collatéral" ou "effet secondaire" souvent utilisés dans l'évaluation basée sur les objectifs pour décrire des résultats non intentionnels par rapport à des objectifs définis);
- ▶ éliminer les biais perceptifs introduits dans une évaluation par la connaissance des objectifs; et
- ▶ garantir l'objectivité et l'indépendance de l'évaluateur à l'aide de conditions sans objectifs.

La stratégie de base de cette approche est l'évaluation inductive. L'approche vise à découvrir les qualités de l'objet d'étude. L'évaluateur fait l'inventaire des problèmes possibles, et la

connaissance du système émerge au cours de l'évaluation.

Évaluation basée sur des critères

L'évaluation basée sur des critères repose sur des listes de contrôle, des heuristiques, des principes ou des idéaux de qualité où l'interaction entre les utilisateurs et le système sert de base à l'évaluation, ainsi que sur un ensemble de critères prédéfinis. Le fondement de ces idéaux orientés vers l'action est de comprendre si et comment le système soutient les actions requises. La définition de critères d'évaluation permet de se concentrer sur certaines qualités qui, selon le point de vue de l'évaluateur, sont importantes à évaluer. L'attention portée aux critères fixés peut également faire perdre de vue d'autres qualités. En tant que tels, les critères choisis régissent l'attention des évaluateurs et donc le type de connaissance qu'ils acquièrent.

Encadré 11: Remarques sur la matrice RACI

Comment créer une matrice RACI

Un processus simple de création d'une matrice RACI comprend les six étapes suivantes:

1. Identifier toutes les tâches concernées et les inscrire sur le côté gauche du tableau. Un exemple simplifié de parties d'un SNSF est illustré ci-dessous.
2. Identifier toutes les parties prenantes au projet et les inscrire en haut du tableau.
3. Remplir les cellules du modèle en identifiant les personnes qui ont la responsabilité et l'obligation de rendre compte, et qui seront consultées et informées pour chaque tâche.
4. Veiller à ce qu'il y ait au moins une partie prenante *responsable* pour chaque tâche.
5. Aucune tâche ne devrait avoir plus d'une partie prenante *responsable de rendre des comptes*. Résoudre les conflits lorsqu'il y en a plus d'un pour une tâche particulière.
6. Partager, discuter et convenir du modèle RACI avec vos parties prenantes. Cela inclut la résolution de tout conflit ou ambiguïté.

Tableau 1: Tableau Illustration d'un RACI simplifié

Étape/ Action	Unité REDD+	Unité de cartographie forestière	Unité de gestion de l'information	Ministère des forêts	Comité de pilotage	Consultant	Partenaire externe
Collecte de données	C	R	C	A	I		
Catalogue de données	C	C	R	A	I		
Traitement des données	C	R	C	A	I		
Réaliser un processus AQ/CQ	C	C	I	A	I	R	
Publication d'un rapport	R	I	I	A	C		I

Meilleures pratiques pour la matrice RACI

Il ne suffit pas de créer une matrice RACI. Il est important de s'assurer que la matrice correspond à une stratégie réussie et que tous les conflits et ambiguïtés sont résolus. Cela implique de regarder chaque ligne et de monter et descendre dans chaque colonne de la matrice pour examiner les points suivants:

- ▶ **Sans responsable en charge de rendre des comptes** - Qui doit *rendre des comptes*? Il doit y avoir un *responsable en charge de rendre des comptes* pour chaque étape définie. Une partie prenante doit *rendre des comptes* de ce qui se passe. L'obligation de rendre des comptes est généralement prise par ceux qui ont la responsabilité politique et budgétaire,

généralement des institutions internes.

- ▶ **Plusieurs responsables en charge de rendre des comptes** - Y a-t-il une confusion sur les droits de décision? Ceux ayant l'obligation de rendre des comptes ont le dernier mot sur la manière dont le travail doit être effectué et dont les conflits sont résolus. Les différents responsables dans l'obligation de rendre des comptes peuvent porter à des prises de décision lentes et contentieuses mais ils s'avèrent parfois nécessaires lorsque la responsabilité technique est séparée de la responsabilité technique.
- ▶ **Sans responsable** - Qui fait le travail dans cette étape et qui fait avancer les choses ? Il peut s'agir de ressources humaines internes ou de consultants externes.
- ▶ **Y a-t-il trop de responsables?** - Une partie prenante se voit-elle attribuer trop de tâches? La partie prenante doit-elle être impliquée dans un si grand nombre d'activités? Le terme *responsable* peut-il être remplacé par le terme *consulté* ou *informé*?
- ▶ **Toutes les cases sont remplies** - Est-il vraiment nécessaire que toutes les parties prenantes soient impliquées? L'implication de toutes les parties prenantes présente-t-elle des avantages justifiables, ou s'agit-il simplement de couvrir toutes les bases et de ralentir potentiellement inutilement le processus décisionnel?
- ▶ **Beaucoup de consultés** - Toutes les parties prenantes doivent-elles être *consultées* régulièrement ou peuvent-elles être tenues *informées* et alléguer des circonstances exceptionnelles si elles estiment qu'elles doivent être *consultées*? Trop de parties consultées dans la boucle peut ralentir le processus.
- ▶ **Toutes les véritables parties prenantes sont-elles incluses dans ce modèle ?** - Cela est parfois un défi plus difficile à relever, car il s'agit d'une erreur d'omission. Il est souvent préférable de confier cette tâche à un comité de pilotage ou à une équipe de gestion.
- ▶ **Adhésion** - Chaque partie prenante est-elle totalement d'accord avec le rôle qu'elle est censée jouer ? Lorsqu'un tel accord est obtenu, il doit être inclus dans la documentation du SNSF.

1.4.3 Priorisation

Après avoir effectué la représentation et l'évaluation du système, plusieurs lacunes ou améliorations possibles doivent être identifiées. Il s'agit d'établir des priorités pour réaliser des améliorations au fil du temps et en tenant compte des contraintes budgétaires. Une analyse basée sur les objectifs qui utilise une combinaison du cadre d'évaluation PAOE avec une liste de vérification⁽³³⁾ peut aider à regrouper ou à prioriser des améliorations. En général, la liste de vérification a une vision limitée parce qu'elle est conçue en fonction d'un objectif bien précis. Au moment de fixer les priorités et les budgets, examinez l'impact de la liste de vérification sur l'ensemble du système et voyez toutes les implications du changement, sur les personnes, les données, les processus, les documents et les rapports. Il convient parfois aussi de tenir compte de certains résultats issus d'une **analyse des catégories clés** dans le processus de priorisation.

1.4.4 Amélioration du système

Le processus de la représentation et de l'évaluation du système doit avoir permis de représenter les améliorations identifiées et priorisées à un niveau qui permette qu'un lot de travail⁽³⁴⁾ soit établi. Un lot de travail est une sorte de mini projet au sein du SNSF et est un élément plus facile à comprendre de la part des responsables de l'équipe de projet. Les membres de l'équipe peuvent comprendre les liens entre les types de tâches dans le SNSF et peuvent ainsi se concentrer sur ceux qui les concernent. La réalisation d'un lot de travail peut être un pré-requis pour d'autres lots. Utiliser des lots de travail pour gérer les améliorations du système permet d'obtenir une plus grande clarté, car chaque ensemble de tâches reliées est facilement observable.

Un lot de travail est une description détaillée des pré-requis à satisfaire pour conclure une tâche. Il peut s'agir par exemple d'un budget, d'équipement(s), de ressources humaines, et de programmes et d'étapes clés. Le but de chaque lot de travail est défini, en général, par plusieurs caractéristiques qu'ils ont en commun:

- ▶ Nature du travail prévu
- ▶ Résultats des tâches
- ▶ Lieu géographique où les tâches sont accomplies
- ▶ Le délai de réalisation des tâches
- ▶ Les technologies ou les équipements à utiliser
- ▶ Les chefs d'équipe responsables
- ▶ Les parties prenantes spécifiques

Les ressources humaines ou financières nécessaires pour accomplir les tâches prévues dans les lots de travail prioritaires définis. Dans ce contexte, des **dispositifs institutionnels** efficaces permettent d'apporter des améliorations prioritaires dans le système.

(33) Les listes de vérification peuvent être par exemple une liste d'actions qui concerne l'ensemble du système, des listes de vérification spécifiques pour le programme, ou des conclusions issues des révisions internes/externes. REDDcompass utilise une série d'actions, classées en tant que minimales, affinées et avancées, pour caractériser la maturité du système. D'autres listes sur mesure sont aussi rendues disponibles sur le site **REDDcompass** par plusieurs partenaires GFOI, qui peuvent aussi être utiles selon l'objectif de l'évaluation.

(34) Un modèle de lot de travail annoté est disponible dans les documents GFOI pour les ateliers d'évaluation des besoins nationaux

Chapitre 2 Décisions de conception technique

Le présent chapitre décrit les décisions méthodologiques et stratégiques qui interviennent dans la création d'un SNSF, en faisant remarquer que les fonctions SNSF varient en fonction des objectifs nationaux de surveillance et de notification et des circonstances du pays.

2.1 Objectifs et but de la surveillance conformément à la CCNUCC

Tout SNSF opérationnel et durable doit collecter, traiter et intégrer les données afin de fournir des informations sur la situation, ainsi que sur les tendances au fil du temps, des nombreuses variables forestières d'intérêt qui satisfont aux objectifs nationaux en fonction de buts prédéfinis.

Les MPR se concentrent sur les objectifs qui concernent les exigences de notification prévues par la CCNUCC, qui renvoient aux fonctions de puits et de réservoirs attribuées aux forêts, en ayant toutefois recours à certains éléments et instruments pour mesurer d'autres variables d'intérêt national, comme la biodiversité, la gestion durable des forêts ou la désertification.

Les décisions prises lors de la CCNUCC et de l'Accord de Paris ont défini des exigences de notification bien précises. La Convention (CCNUCC, 1992)⁽³⁵⁾ à l'Article 3 et 4, et l'Accord de Paris (CCNUCC, 2015)⁽³⁶⁾ à l'Article 5 reconnaissent à la fois le rôle essentiel des puits et des réservoirs de carbone terrestre dans la concentration de CO₂ dans l'atmosphère et au final dans le réchauffement planétaire et le changement climatique qui y est associé. En conséquence, l'Article 4 de la Convention et l'Article 5 de l'Accord de Paris demandent aux pays d'agir et de fournir des rapports sur leurs actions, ainsi que sur les progrès conformément à l'Article 12 de la Convention et à l'Article 13 de l'Accord de Paris. En conséquence, tous les pays doivent soumettre régulièrement des informations à la CCNUCC sur les politiques et les mesures prises pour faire face au changement climatique ainsi que des séries temporelles d'estimations de toutes les émissions et absorptions anthropiques, afin de déterminer leur flux net, et leurs tendances au fil du temps. Pour ce faire, la CCNUCC a défini des exigences de notification, différentes pour les pays de l'Annexe I et les pays Non Annexe I de la CCNUCC en termes de contenu et de fréquence des informations à soumettre. De manière générale, les pays de l'Annexe I doivent fournir des rapports plus souvent et plus détaillés. Dans l'Accord de Paris, les exigences de notification sont pareilles pour tous les pays, quoique les pays Non Annexe I disposent d'une certaine flexibilité en cas de besoin. La **Figure 21** présente les exigences de notification pour les pays Annexe I et Non Annexe I, avant et après le cadre de transparence de l'Accord de Paris.

En résumé, le premier instrument de notification sous la CCNUCC a été la communication nationale, selon laquelle les pays Annexe I ont l'obligation de fournir des rapports à la demande tandis que les pays Non Annexe I sont invités le faire. Le cycle de notification est actuellement tous les quatre ans, avec une flexibilité pour les pays Non Annexe I, en particulier pour les pays les moins avancés (PMA). La communication nationale inclut les inventaires nationaux GES de toutes les émissions et absorptions anthropiques qui ont lieu sur le territoire national, ainsi que les informations en matière d'atténuation, et d'adaptation, les actions prises ou prévues par le pays.

Depuis 2014, le calendrier prévoit que la soumission des informations doit avoir lieu tous les deux ans pour tous les pays, avec une flexibilité pour les pays Non Annexe I, en particulier pour les pays

(35) https://unfccc.int/files/essential_background/background_publications_htmlpdf/application/pdf/conveng.pdf.

(36) http://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/english_paris_agreement.pdf.

les moins avancés. Les pays Annexe I doivent soumettre leurs rapports biennaux (RB) sur les progrès accomplis depuis leur dernière communication nationale, tandis que les pays Non Annexe I doivent soumettre des rapports biennaux actualisés (RBA) pour mettre à jour les informations contenues dans leur dernière communication nationale. Dans les deux cas, les rapports biennaux doivent inclure l'IGES. Le NERF/NRF REDD+ est un document à part dont la soumission est laissée à la discrétion de chaque pays. Si un pays soumet un NERF/NRF sur base volontaire, le RBA n'en reste pas moins l'instrument de notification qui contient les informations MNV sur les résultats de REDD+ et les informations sur le SNSF.

Conformément à l'Accord de Paris, les RB et les RBA sont remplacés par le rapport biennal de transparence (RBT), ce qui détermine ainsi une norme unique pour toutes les parties de l'Accord; toutefois certaines différences persistent dans l'élaboration des rapports au niveau de l'aide (obligatoire uniquement pour les pays Annexe I) et de la flexibilité accordée sur quelques points aux pays Non Annexe I qui le demandent (par exemple les PMA et les petits États insulaires en développement (PEID) sont autorisés à soumettre leur RBT quand ils le peuvent).

Le RBT contient les informations sur les émissions et les absorptions de GES ainsi que sur les actions prises et les progrès qu'elles entraînent pour réaliser les CDN, y compris celles prises conformément à REDD+. De plus, les pays doivent soumettre tous les cinq ans leur contribution déterminée au niveau national, qui comprend très probablement les terres forestières et parfois les activités REDD+.

Tous ces rapports doivent contenir des informations sur les estimations des GES mais aussi sur les mesures d'atténuation et d'adaptation. Comme le point le plus important est la durabilité de l'ensemble des rapports, un système de suivi est nécessaire afin de collecter toutes les informations sur les forêts qui servent aux nombreux rapports. Ce système doit être solide, avoir une couverture nationale, être durable dans le temps et être de propriété nationale.

Les estimations des émissions et des absorptions de GES se font à partir des gains et des pertes des stocks de carbone qui se trouvent dans les terres forestières. Ces derniers, et les facteurs sous-jacents qui les déterminent, ont lieu dans les terres forestières à des rythmes différents dans le temps. Les gains sont pratiquement continus tandis que les pertes sont surtout immédiates. Par conséquent, les activités qui visent à réduire les pertes des stocks de carbone tirent profit des informations en temps réel qui communiquent quand et où ces pertes de stocks de carbone ont lieu, ce qui permet de planifier et de mener des processus d'atténuation (par exemple extinction des incendies), contre l'exploitation illégale du bois.

Ainsi, avec un calendrier approprié qui répond aux cycles des rapports (à savoir, biennal⁽³⁷⁾ et quinquennal⁽³⁸⁾) le SNSF doit:

1. Collecter régulièrement des informations primaires et collecter/compiler des informations auxiliaires
 - ▶ Des informations primaires et auxiliaires afin d'estimer les émissions et les absorptions GES dans les terres forestières gérées sur le territoire national.
 - ▶ Des informations auxiliaires pour vérifier les estimations GES.
 - ▶ Des informations auxiliaires sur des activités auxquelles les émissions et les absorptions GES sont associées, à utiliser pour des projections selon un scénario habituel, comme un

(37) Les estimations GES sont annuelles (la somme des émissions et des absorptions anthropiques qui ont lieu en un an)

(38) Pour les contributions déterminées au niveau national et les niveaux de référence pour les forêts.

point de référence, un niveau, une base de départ, et/ou pour des ajustements du niveau de référence REDD+ le cas échéant.

- ▶ Des informations auxiliaires sur la réalisation d'activités d'atténuation et d'adaptation liées aux terres forestières (par exemple les plans pour un aménagement forestier durable), des informations sur les protections REDD+, les aides reçues et les aides demandées.

2. Collecter continuellement des informations sur les facteurs déterminants des pertes des stocks de carbone, et sur tout autre effet à atténuer, afin de prendre à temps des mesures pour atténuer ces pertes/effets.

L'objectif du SNSF, pour répondre aux exigences de notification de la CCNUCC, prévoit la collecte et la compilation d'informations sur des séries temporelles pour l'ensemble du territoire national: il faut opérer une détection continue de toutes les perturbations⁽³⁹⁾ qui provoquent une réduction du couvert d'arbres, afin de trouver les mesures d'atténuation à appliquer à temps et afin de permettre l'élaboration régulière des rapports sur toutes les informations nécessaires à la CCNUCC.

La **Décision 11/CP.19** indique les critères méthodologiques pour les informations collectées et compilées par le SNSF. Les informations doivent être conformes aux lignes directrices les plus récentes du GIEC et aux orientations adoptées ou encouragées par la COP qui, dans le cadre de l'Accord de Paris, ont déterminé les Lignes directrices 2006 du GIEC et le Supplément sur les zones humides, et doivent être transparentes et cohérentes au fil du temps et appropriées pour les MNV des activités REDD+. Ceci signifie que le SNSF collecte toutes les informations nécessaires (complètes) avec l'exactitude et la précision nécessaires à préparer des estimations des bonnes pratiques des émissions et des absorptions de GES associées aux activités REDD+. Les SNSF doivent pouvoir s'appuyer sur les systèmes existants, permettre l'évaluation de différents types de forêts – notamment les forêts naturelles telles que définies par chaque pays – et être adaptables et se prêter à des améliorations. Les SNSF doivent adopter, le cas échéant, une approche par phases,⁽⁴⁰⁾ et par conséquent on s'attend à ce qu'il soit construit selon une approche par étapes et qui permet d'apprendre en faisant. En outre, cette décision indique que le SNSF peut fournir, le cas échéant, des informations pertinentes sur la manière dont les protections établies dans l'**Annexe 1 de la Décision 1/CP.16** sont suivies et respectées.

Tout SNSF construit selon une approche par étapes doit s'intéresser aux transferts d'émissions (aussi appelés fuites de carbone). Les transferts sont la conséquence d'une augmentation des émissions ou d'une diminution des absorptions hors de la zone surveillée. Quand on adopte une surveillance à l'échelle nationale, il faut tenir compte des transferts car c'est tout le pays qui est concerné (autrement dit aucune terre forestière ne reste hors du contexte REDD+) et il est utile d'intégrer les activités REDD+ dans les rapports sur les terres conformément aux CDN de l'Accord de Paris (aucune terre émergée n'est écartée des relevés). Par conséquent, lorsque la surveillance est effectuée à l'échelle infranationale ou dans le cadre d'un projet, le risque de ne pas inclure les émissions dues à des transferts est élevé, tandis qu'une surveillance à l'échelle nationale, avec la présence d'acteurs au niveau local ou départemental, qui garantissent une **surveillance infranationale des activités du projet** comme étape intermédiaire, est en mesure de communiquer les transferts d'émissions durant l'étape où le processus de mesure, notification et vérification passe du niveau infranational

(39) Ici, ceci indique au sens large toutes les pertes qui ne sont pas associées aux changements naturels. Cela inclut donc toutes les activités et perturbations humaines ainsi que toutes les perturbations naturelles.

(40) Voir les **paragraphes 73 et 74 de la Décision 1/CP.16**, où il est établi qu'une approche par phases commence par la création de stratégies ou de plans d'actions, politiques, mesures et renforcement des capacités à l'échelle nationale, qui est suivie par leur mise en œuvre et si possible un ultérieur renforcement des capacités, le développement et le transfert de technologies, et des activités de démonstration basées sur les résultats, pour finir par des actions basées sur les résultats qui doivent être toutes mesurées, notifiées et vérifiées.

au niveau national. Imbriquer les projets REDD+ est une manière d'agir au niveau infranational tout en garantissant une cohérence à l'échelle nationale et si possible de couvrir l'ensemble du territoire national (**Encadré 23**).

Néanmoins, dans le cas d'une couverture infranationale (par exemple au niveau d'un État fédéré, d'une province ou d'un projet), les transferts d'émissions qui se produisent à l'échelle nationale doivent faire l'objet d'une surveillance et de notifications qui indiquent comment y répondre.⁽⁴¹⁾

Lorsque l'on met en place des systèmes infranationaux, il est important de prendre en compte la manière dont ils pourront être intégrés de façon cohérente dans le système national mais aussi d'identifier les composantes susceptibles d'être utilisées au niveau national pour les estimations infranationales.

Les émissions et les absorptions des activités REDD+ sont quantifiées dans le contexte des IGES nationaux communiqués dans les RBA (**Chapitre 6**) et les performances sont mesurées en fonction des NERF/NRF nationaux.

2.2 Harmonisation des rapports

Pour des raisons de transparence et de cohérence,⁽⁴²⁾ et pour toute une série d'autres raisons d'efficacité, les pays doivent utiliser, si possible, les mêmes approches, méthodes et données pour rendre compte des émissions forestières dans leurs rapports nationaux IGES et REDD+. Cette recommandation de cohérence entre les rapports s'applique aussi aux rapports non-GES sur les forêts qui s'appuient sur des données fournies par le SNSF.⁽⁴³⁾ Toutefois, certaines raisons expliquent pourquoi les estimations REDD+ et IGES ne sont pas encore tout à fait cohérentes (en effet, les estimations IGES sont des estimations nationales des émissions et des absorptions à partir de l'utilisation des terres et des changements d'affectation des terres, tandis que les estimations REDD+ concernent des activités parfois de l'étape intermédiaire infranationale, où les données collectées sont meilleures mais ne peuvent être utilisées à l'échelle nationale). Il est important de documenter toutes les différences et de comprendre et communiquer les causes et les implications sous-jacentes.

Certains aspects pourraient être harmonisés, comme:

- ▶ les rôles et les responsabilités parmi et entre les parties prenantes
- ▶ les définitions de l'utilisation des terres
- ▶ les règles d'attribution
- ▶ les ensembles de données, y compris les protocoles pour la collecte et le traitement⁽⁴⁴⁾
- ▶ les hypothèses faites
- ▶ les approches, les méthodes et les niveaux adoptés
- ▶ le traitement des catégories clés

(41) Voir **Décision 1/CP.16, paragraphe 71, note 7**.

(42) Conformément aux Décisions de la COP **12/CP.17, 11/CP.19 et 13/CP.19**.

(43) Poursuivre l'objectif de cohérence ne signifie par que l'on renonce à mettre en œuvre une amélioration méthodologique et/ou que l'on évite d'utiliser des ensembles de données plus précises et/ou complètes. Par exemple, il n'est pas recommandé de réduire la qualité des données REDD+ au prétexte d'être cohérent avec un IGES donné.

(44) **Section 4.1** des conseils pour l'harmonisation des données

2.3 Utilisation des Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques dans le contexte de la CCNUCC

Dès 1995, le GIEC a publié des recommandations méthodologiques que les pays ont accepté d'utiliser dans leurs estimations des émissions et des absorptions anthropiques des GES et dans l'élaboration de leurs IGES nationaux auprès de la CCNUCC. Le **Tableau 2** résume les recommandations méthodologiques introduites par le GIEC dès 1996, qui concernent tous les secteurs y compris ceux liés à l'utilisation des terres. La présente section décrit les recommandations contenues dans les Lignes directrices et les Recommandations du GIEC concernant le secteur des terres et l'élaboration des systèmes nationaux de surveillance des forêts pour la mesure, notification et vérification dans le contexte de la CCNUCC.

Tableau 2: Tableau Versions des orientations du GIEC

Document d'orientation du GIEC	Description
Version révisée des Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre de 1996 (96GL)	Premières lignes directrices approuvées par la CCNUCC
Recommandations en matière de bonnes pratiques et de gestion des incertitudes pour les inventaires nationaux sur les gaz à effet de serre de 2000 (GPG2000)	Ce guide des bonnes pratiques s'applique à la mise en œuvre des Lignes directrices révisées de 1996. Il couvre l'ensemble des secteurs en dehors de l'utilisation des terres, des changements d'affectation des terres et de la foresterie. Il introduit une définition des bonnes pratiques, reprise dans toutes les versions ultérieures des orientations et lignes directrices.
Recommandations en matière de bonnes pratiques pour l'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie de 2003 (GPG2003)	Intègre l'utilisation des terres, le changement d'affectation des terres et la foresterie dans le guide des bonnes pratiques.
Lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre de 2006 (2006GL)	Consolide et actualise les orientations précédentes. Utilise le cadre méthodologique des GPG2003. Rassemble l'agriculture et l'utilisation des terres en un seul secteur (AFAT, Agriculture, Foresterie et autre Affectation des Terres).
Supplément 2013 aux Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre: Zones humides	Comble les lacunes, complète les 2006GL et actualise les facteurs d'émissions et d'absorptions en incluant les terres humides et les sols drainés.
Version révisée du guide des bonnes pratiques et des méthodes complémentaires issus du Protocole de Kyoto de 2013	Propose des orientations à l'appui des règles comptables relatives à l'utilisation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie convenues pour l'UTCATF pour la deuxième période d'engagement du protocole de Kyoto.
Révision de 2019 des Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre	La révision de 2019 met à jour, complète et/ou développe les Lignes directrices 2006 du GIEC lorsque des lacunes ou des données scientifiques obsolètes ont été identifiées. Elle doit être utilisée en conjonction avec les Lignes directrices 2006 du GIEC et, le cas échéant, avec le Supplément 2013 des Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre: Zones humides (Supplément sur les zones humides).

La CCNUCC a mis au point un système bien établi de révision des inventaires des pays développés, qui sert de base pour évaluer les progrès effectués vers la réalisation des objectifs et des engagements en matière de réduction des émissions.⁽⁴⁵⁾ En 2011, la CCNUCC a décidé⁽⁴⁶⁾ que les **96GL** associées aux **GPG2000** et aux **GPG2003** devraient être utilisés par les pays développés dans leurs estimations et

(45) Les décisions de la COP de la CCNUCC exigent qu'il y ait une cohérence entre les NERF/NRF et les estimations des émissions et absorptions IGES et REDD+, comme un pré-requis à la participation dans des mécanismes incitatifs.

(46) Voir la **Décision 4/CP.15** et la Partie III de l'Annexe III du Document de conclusion de Durban du Groupe de travail spécial sur l'action concertée à long terme au titre de la CCNUCC (**Décision 2/CP.17**); les pays développés sont priés de se référer aux **2006GL**.

leurs rapports des émissions et absorptions anthropiques.⁽⁴⁷⁾ En conséquence pour les activités REDD+, le cadre d'inventaire dans lequel la GFOI opère est effectivement défini par les **GPG2003**. De ce fait, les MPR renvoient aux **GPG2003**. Toutefois, dans le cadre de l'Accord de Paris, les recommandations de référence sont les **2006GL**, de sorte que les MPR font aussi référence aux sections correspondantes des **2006GL**, ainsi qu'à son **Supplément sur les zones humides de 2013** et à la **Révision de 2019**.

Le concept de bonnes pratiques sous-tend les **GPG2003** et les **2006GL**. Selon la définition qu'en donne le GIEC, les bonnes pratiques⁽⁴⁸⁾ s'appliquent aux inventaires qui contiennent « des estimations qui ne sont systématiquement ni au-dessous ni en dessous de la vraie valeur autant qu'on puisse en juger, et où les incertitudes sont réduites autant que possible ». Bien qu'il n'y ait pas de niveau prédéfini de précision, cette définition vise à maximiser la précision sans introduire de biais, compte tenu du niveau des ressources raisonnablement disponibles pour l'élaboration des IGES. Le niveau des ressources est implicitement adopté dans les processus de révision et d'évaluation technique des inventaires internationaux administrés par la CCNUCC. Les bonnes pratiques concernent aussi des questions transversales qui touchent à l'élaboration des IGES, la collecte des données y compris les stratégies d'échantillonnage, l'estimation des incertitudes, les choix méthodologiques basés sur l'identification des **catégories clés** (à savoir les catégories qui contribuent le plus au niveau absolu et aux tendances des émissions et des absorptions), **l'assurance qualité et le contrôle qualité (AQ/CQ)**, et la **cohérence de la série temporelle**. L'assurance et le contrôle qualité supposent notamment le contrôle de la cohérence interne et peuvent aussi comprendre des contrôles par comparaison assortis d'estimations indépendantes ou du moins compilées de manière indépendante (**Section 1.3.5**).

Les bonnes pratiques reposent sur les principes généraux suivants:

- ▶ **Transparence** (une documentation suffisante pour qu'il soit possible d'évaluer dans quelle mesure les bonnes pratiques ont été respectées, qui comprend une description claire des données de base, des méthodes et des hypothèses);
- ▶ **Exhaustivité** (toutes les catégories concernées d'émissions et d'absorptions sont évaluées et notifiées pour l'ensemble du territoire et toute la série temporelle);
- ▶ **Cohérence** (les différences de valeurs d'une année sur l'autre doivent refléter les différences dans les émissions et les absorptions et ne peuvent être imputables aux changements de méthodologie ou aux fluctuations de disponibilité des données);
- ▶ **Comparabilité** (les estimations des inventaires doivent être rendues selon des formats communs);
- ▶ **Exactitude** (en utilisant les méthodes indiquées pour élaborer des estimations qui ne soient systématiquement ni au-dessous ni en dessous de la vraie valeur et qui réduise les incertitudes autant que possible. Il s'agit autant d'exactitude que de précision).

Pour les MNV des activités REDD+ **la Décision 14/CP.19** renvoie à ces termes à l'exception de la comparabilité, puisqu'il n'y a pas de format commun pour les notifications, et dans le contexte REDD+ l'exhaustivité signifie que les informations fournies doivent être suffisantes pour permettre de générer des résultats.

L'utilisation de données obtenues par télédétection peut demander que l'on accorde une attention particulière au principe de cohérence compte-tenu de plusieurs variantes: les satellites peuvent être hors service, de nouveaux satellites peuvent être utilisés, et les modalités d'exploitation des images évoluent. Cela peut influencer la série temporelle des estimations des émissions et affecter

(47) En 2015, l'organe subsidiaire de mise en œuvre de la CCNUCC a souligné la demande des pays Non-Annexe I de recevoir une formation sur l'utilisation des **2006GL**, qui peuvent aussi être utilisés pour REDD+ (**paragraphe 29 du document UNFCCC/SBI/2015/10**).

(48) Voir la **Section 1.3, GPG2003**, ou la **Section 3 de la Vision d'ensemble au Volume 1 des 2006GL**

la cohérence avec les données historiques, pourtant indispensable à la définition des NERF/NRF. Les orientations générales pour garantir la cohérence figurent dans les GPG2003 et les 2006GL,⁽⁴⁹⁾ et un résumé portant sur questions liées au SNSF est présenté dans la **Section 2.3.8**. Il faudrait aussi recourir à des techniques garantissant la cohérence de la série temporelle afin de minimiser les biais, même si les sources des données changent au fil du temps.

Les pays en développement ne disposent pas forcément tous de données et d'estimations qui répondent à ces principes généraux. Les points critiques les plus courants sont:⁽⁵⁰⁾

- ▶ Manque de données exploitables pour mesurer la variation des superficies des forêts et les fluctuations de stocks de carbone forestier. Dans beaucoup de pays, les données sur les stocks de carbone pour les réservoirs aériens et souterrains sont obtenues à partir de paramètres et de facteurs par défaut du GIEC, et quelques pays sont capables de fournir des informations sur l'ensemble des cinq réservoirs de carbone ou des estimations des émissions dues au brûlage de la biomasse. Par conséquent, les inventaires sont souvent incomplets.
- ▶ Le manque d'exactitude du fait que l'on s'appuie sur des avis d'experts, des évaluations indépendantes ou des estimations modélisées comme sources d'information pour produire des données sur le carbone forestier, car on ne dispose pas de données nationales spécifiques exploitables.
- ▶ Les estimations fournies à partir de mesures effectuées à une seule date, des mesures par échantillonnage ou qui intègrent des sources de données hétérogènes, au détriment de mesures systématiques et cohérentes et d'une démarche de suivi, ne permettent pas de garantir la cohérence.
- ▶ Un manque d'expérience dans l'application des Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques comme approche commune pour les estimations et la surveillance.
- ▶ Peu d'informations sur les sources d'erreurs et sur les niveaux d'incertitude des estimations fournies par les pays, et sur les approches pour analyser, réduire et aborder ces questions dans les rapports internationaux.

Malgré les progrès significatifs (mais pas toujours uniformes), ces questions ont encore besoin d'attention. Comme les MPR l'indiquent, l'utilisation conjointe de données obtenues par télédétection et de données de terrain peut aider à aborder ces questions dans le cadre des activités REDD+.

2.3.1 Catégories de terres et conversions

La méthodologie du GIEC prévoit une identification et un traçage des terres gérées⁽⁵¹⁾ au fil du temps et le suivi de chaque variation dans les stocks de carbone et dans les flux GES qui y sont associés. Afin d'améliorer l'exactitude des estimations, le GIEC a subdivisé les terres gérées en six grandes catégories, selon leur affectation principale (voir **Tableau 3**). Bien que les termes d'occupation du sol et d'utilisation des terres soient utilisés de façon interchangeable, ils ne sont pas synonymes. Il est établi que ces catégories peuvent se caractériser par le type d'occupation du sol, ou par l'utilisation

(49) Voir la **Section 5.6 des GPG2003 (Cohérence des séries temporelles et changements méthodologiques)** ou **Vol 1, Chapitre 5 des 2006GL (Cohérence des séries temporelles)**.

(50) **Document technique UNFCCC/TP/2009/1 de la CCNUCC 2009 sur le coût de la mise en œuvre de méthodologies et de systèmes de surveillance en matière d'estimation des émissions dues au déboisement et à la dégradation des forêts, de l'évaluation des stocks de carbone et des émissions de GES dus à des variations du couvert forestier, et de l'amélioration des stocks de carbone forestier.**

(51) Les terres gérées sont les terres où les interventions et les pratiques humaines ont servi à remplir les fonctions de production, écologiques ou sociales.

des terres, ou par la combinaison des deux (par exemple occupation du sol (forêts, prairies, zones humides) et utilisation des terres (terres cultivées, établissements humains)). Les catégories de terres diffèrent fortement les unes des autres au niveau des stocks de carbone qu'elles accueillent et de leur dynamique au fil du temps.

Tableau 3: Tableau Catégories de terres prioritaires du GIEC pour la notification des inventaires de gaz à effet de serre

Catégorie de terre ^a du GIEC	Description
Terres forestières	Cette catégorie comprend toutes les terres à végétation ligneuse cohérentes avec les seuils utilisés pour définir les terres forestières dans l'inventaire national de GES; elles se subdivisent entre terres exploitées et terres non exploitées et par types d'écosystèmes comme le préconisent les lignes directrices du GIEC. Cette définition inclut également des systèmes dont la végétation est actuellement inférieure au seuil de la catégorie des terres forestières, mais qui est susceptible de le dépasser.
Terres cultivées	Cette catégorie comprend toutes les terres arables et labourables ainsi que les systèmes d'agroforesterie dans lesquels la végétation se situe en deçà des seuils définis pour la catégorie des terres forestières, ceci devant être conforme aux définitions nationales.
Prairies	Cette catégorie comprend les terres de parcours et pâturages qui ne sont pas considérées comme des terres cultivées. Elle comprend également les systèmes dont la végétation se situe en deçà du seuil défini pour la catégorie des terres forestières et qui ne sont pas supposés dépasser, sans intervention humaine, le seuil défini pour la catégorie des terres forestières. Cette catégorie comprend enfin les prairies, des espaces sauvages aux zones récréatives, ainsi que les systèmes agricoles et sylvo-pastoraux, subdivisés en terres exploitées et non exploitées, conformément aux définitions nationales.
Zones humides	Cette catégorie comprend les terres couvertes ou saturées d'eau durant toute ou partie de l'année (comme les tourbières) et qui ne se situent pas dans les catégories des terres forestières, terres cultivées, prairies ou établissements humains. Cette catégorie peut être subdivisée en terres exploitées et non exploitées, conformément aux définitions nationales. Elle comprend les réservoirs en tant que subdivisions exploitées et les rivières et lacs naturels en tant que subdivisions non exploitées.
Établissements humains	Cette catégorie comprend toutes les terres viabilisées, notamment les infrastructures de transport et les établissements humains de toutes les tailles sauf si elles sont déjà comprises dans d'autres catégories. Cette classification doit être cohérente avec les définitions nationales.
Autres terres	Cette catégorie comprend les sols nus, les rochers, la glace et toutes les terres non exploitées qui ne relèvent pas des cinq autres catégories. Cela permet de faire en sorte que la totalité des terres identifiées corresponde à la superficie nationale, à condition que les données soient disponibles.

a. Les définitions de la catégorie sont extraites de la **Section 2.2 des GPG2003**.

b. Les types d'écosystèmes forestiers auquel il est fait référence sont les suivants, pour les écosystèmes tropicaux: pluvieux, humides avec une courte saison sèche, humides avec une longue saison sèche, secs, montagnes humides et montagnes sèches.

Une autre distinction pour plus de précision encore se base sur l'histoire de l'utilisation des terres (un traçage de l'utilisation au fil du temps), confirmant ainsi que toute parcelle de terrain qui passe d'une affectation à une autre (par exemple des terres forestières reconverties en terres agricoles) a des niveaux très différents de stocks de carbone résidents, ainsi que différentes dynamiques de stocks de carbone, à comparer à ceux enregistrés pour le même usage à une autre période (par exemple des terres forestières qui restent des terres forestières ou des terres agricoles qui restent des terres agricoles).

Le **Tableau 4** présente des catégories d'utilisation des terres stratifiées selon leur utilisation dans le temps, et les codes conventionnels utilisés pour chacune.

Tableau 4: Tableau Conversion et définition de l'utilisation des terres selon les bonnes pratiques du GIEC

Catégories des terres restant inchangées	Catégories des terres converties
FF = Terres forestières restant terres forestières	LF = Terres converties en terres forestières
CC = Terres cultivées restant terres cultivées	LC = Terres converties en terres cultivées
GG = Prairies restant prairies	LG = Terres converties en prairies
WW = Terres humides restant terres humides	LW = Terres converties en terres humides
SS = Établissements humains restant établissements humains	LS = Terres converties en établissements humains
OO = Autres terres restant autres terres	LO = Terres converties en d'autres terres

En général, les rapports établis en fonction des six catégories d'utilisation des terres du GIEC (**Tableau 3**) et des changements intervenus (**Tableau 4**) ne peuvent pas se baser uniquement sur des données obtenues par télédétection. D'autres règles sont nécessaires pour leur **attribution** comme l'existence d'un lieu défini dans l'espace et de données auxiliaires (par exemple le climat, l'écosystème, le type de gestion, l'accessibilité) et peuvent s'appuyer sur une **analyse de séries temporelles denses**, en vue d'établir par exemple si la perte du couvert forestier est due au déboisement (changement d'affectation des terres) ou si elle est temporaire (pas de changement d'affectation des terres parce qu'une forêt d'arbres sera replantée ou régénérée). En d'autres termes, l'occupation du sol peut changer temporairement sans que l'utilisation des terres ne s'en trouve affectée, et cela informe les plans spécifiques nationaux des stratifications, qui sont alors classés selon les catégories du GIEC conformément aux définitions nationales.

La méthode pour déterminer les zones d'utilisation des terres et de changement d'affectation des terres devrait pouvoir représenter les terres à partir des définitions retenues par le pays, et garantir que les pertes ou les ajouts de peu d'ampleur des zones forestières à cause desquelles une zone ne correspondrait plus à la définition de zone forestière n'engendrent pas des biais dans les estimations des émissions et des absorptions en ce qui concerne les activités.

Dans certains cas, la résolution spatiale de cartes existantes ou d'unités d'échantillons s'avère moins précise que les définitions utilisées pour décrire certaines catégories d'affectation des terres (par exemple la définition de terres forestières donnée par un pays prévoit l'existence d'une zone minimale d'environ un hectare (ha) mais l'unité minimale de cartographie des données disponibles sur l'utilisation des terres est de 5 ha). Ceci peut mener à une situation où:

- ▶ de petites superficies à l'intérieur d'une ou de plusieurs catégories d'affectation des terres sont mentionnées sous une autre catégorie; et
- ▶ des zones qui enregistrent des changements dans l'affectation des terres sont soit surestimées soit sous-estimées.

Dans ce cas, la Révision de 2019 suggère que la bonne pratique consiste à évaluer l'ampleur de la surestimation ou de la sous-estimation et, le cas échéant, d'accompagner les résultats avec **des échantillons supplémentaires** ou **des informations auxiliaires** (par ex. accords de concession, subsides en cas de changement d'affectation des terres ou de gestion des terres) qui reflètent les définitions choisies afin de valider les résultats et/ou de corriger les éventuelles erreurs.

2.3.2 Rapports basés sur les activités et sur les terres

Toutes les émissions de gaz à effet de serre et les absorptions des réservoirs de carbone qui sont mentionnées dans les inventaires GES élaborés selon les méthodologies du GIEC sont basées sur l'identification et le traçage des terres, et considèrent les terres comme le point de référence auquel les flux des GES sont associés.⁽⁵²⁾ Ceci implique que les émissions et les absorptions de CO₂ qui ont eu lieu sur des terres gérées doivent être mentionnées dans les inventaires des gaz à effet de serre car l'atmosphère répond au solde net de toutes les émissions et absorptions de CO₂ (autrement dit les pertes des stocks de carbone dépendent des gains des stocks de carbone accumulés au fil du temps, de même que les gains des stocks de carbone dépendent des pertes des stocks de carbone dans les terres associées à l'activité qui s'y est déroulée, et qui a en fait causé une régénération du réservoir de carbone).

Toutefois, les pays peuvent vouloir surveiller et notifier les flux des GES dus à certaines activités humaines susceptibles d'affecter une partie de l'utilisation des terres nationales (par exemple la conservation des forêts sur une partie de la propriété forestière) ou affecter plus d'une catégorie d'utilisation des terres au fil du temps (par exemple des terres déboisées en terres agricoles) ou, au final, qui ont un cadre temporel limité. Dans tous les cas et pour toutes les activités, le principe de symétrie s'applique et les gains et les pertes doivent faire l'objet d'une surveillance et de notifications.

Lorsque plusieurs activités ont un impact sur la même portion de terre, on se retrouve face au même problème d'attribution qui avait poussé le GIEC à choisir une approche basée sur les terres pour classer les puits et les sources. Ainsi, bien que le cadre des rapports puisse être basé sur les activités, l'approche qui consiste à différencier les activités dans les rapports sur les terres ou basés sur les terres, qui portent sur le résultat net de toutes les activités qui se produisent dans les unités de terre, est l'approche qui permet de garantir une quantification précise de ce qui se produit dans l'atmosphère par effet de ou des activités, et de ce fait aussi, permet de garantir une pleine cohérence entre les rapports d'activité(s) et les estimations nationales GES.

La description des activités REDD+ et la discussion sur l'utilisation des méthodes du GIEC pour estimer les émissions et les absorptions qui y sont associées (**Section 2.5**) ont donné lieu à des exigences en ce qui concerne les données sur les activités qui sont précisées dans le **Tableau 5**.

Tableau 5: Tableau Principales exigences requises pour les données sur les activités des activités REDD+

1	Zones de forêt primaire, forêt naturelle modifiée, et forêt plantée ^a , sous-stratifiées selon les besoins par type de forêt et régime de gestion.
2	Conversion annuelle de forêt primaire, forêt naturelle modifiée, et forêt plantée en des utilisations des terres non forestières (terres cultivées, prairies, zones humides, établissements humains, autres terres).
3	Transfert annuel de forêt primaire en forêt naturelle modifiée et forêt plantée.
4	Transfert annuel de forêt naturelle modifiée en forêt plantée.

(52) Par convention, une terre est supposée rester dans une catégorie de terre convertie qui lui correspond pendant vingt ans à partir de l'année de sa conversion. Cette hypothèse peut être moins stricte si l'analyse utilise un niveau (*Tier*) supérieur, lorsque celui-ci est plus approprié aux circonstances nationales (voir les Lignes directrices 2006 du GIEC).

5

Conversion annuelle des utilisations des terres non forestières en forêt plantée ou en une expansion naturelle de la forêt naturelle modifiée sur les terres gérées.

a. Ces types de forêts sont utilisés dans la discussion méthodologique parce qu'ils correspondent à ceux utilisés dans les rapports FRA de la FAO. Les pays peuvent adopter d'autres stratifications adaptées aux circonstances nationales (par exemple les forêts naturelles modifiées pourraient également être incluses parmi les forêts secondaires).

Encadré 12: Utilisation des terres et activités REDD+

Les Accords de Cancun identifient cinq activités REDD+, à savoir (a) la réduction des émissions dues au déboisement; (b) la réduction des émissions liées à la dégradation des forêts; (c) la conservation des stocks de carbone forestier; (d) la gestion durable des forêts; et (e) le renforcement des stocks de carbone forestier. Les GPG2003 font référence à six catégories d'utilisation des terres, à savoir les terres forestières, les terres cultivées, les prairies, les zones humides, les établissements humains et autres utilisations. Ci-après les liens qui existent entre les activités REDD+ et les catégories d'affectation des terres du GIEC:

- ▶ Le déboisement est une activité qui convertit les terres forestières à d'autres utilisations des terres (c'est-à-dire les terres forestières converties en terres cultivées, les terres forestières converties en prairies gérées, les terres forestières converties en zones humides gérées, les terres forestières converties en établissements humains, les terres forestières converties en d'autres utilisations).
- ▶ La dégradation, la conservation des stocks de carbone forestier et la gestion durable des forêts sont des activités qui ont lieu sur des terres forestières qui ne sont pas converties à d'autres utilisations, mais qui restent des terres forestières.
- ▶ Le renforcement des stocks de carbone forestier peut se faire soit dans les terres forestières qui restent des terres forestières, soit en convertissant d'autres utilisations des terres en terres forestières (c'est-à-dire les terres cultivées converties en terres forestières, les prairies gérées converties en terres forestières, les zones humides gérées converties en terres forestières, les établissements humains convertis en terres forestières, d'autres terres converties en terres forestières).

Les GPG2003 considèrent le déboisement comme la somme des réaffectations des terres forestières. Par défaut, lorsqu'une terre est réaffectée, elle reste dans la catégorie des terres converties pendant 20 ans. C'est pourquoi, par défaut, les estimations du déboisement doivent représenter la somme des émissions qui se produisent l'année de la conversion de la forêt à une autre utilisation des terres, et de toutes les émissions ou absorptions différées (dues par exemple à la modification du carbone du sol ou à la repousse de la biomasse lors de l'utilisation ultérieure des terres non forestières) pendant les 20 années suivantes. Les pays peuvent souhaiter s'éloigner de l'approche ci-dessus pour trois raisons. Premièrement, il se peut que les pays n'aient pas encore la capacité d'effectuer un suivi de l'utilisation des terres non forestières. Dans ce cas, si les estimations sont basées uniquement sur l'année de conversion, elles omettront les absorptions ultérieures dues à la repousse ou les émissions dues à la perte de carbone du sol. À mesure que la capacité de suivi s'améliore, il devrait être possible d'inclure les émissions et les absorptions différées. Deuxièmement, dans le cas de la conversion de forêts qui poussaient sur des sols organiques qui sont ensuite drainés, les pays peuvent souhaiter continuer à les compter comme des émissions liées au déboisement pendant que le drainage se poursuit, même au-delà de la période de 20 ans. Troisièmement, les pays peuvent souhaiter à un moment donné de réaffecter des terres à différentes activités REDD+, probablement en raison de changements de méthodologie ou de politique. Dans tous les cas, les pays doivent s'assurer que les estimations des émissions et des absorptions REDD+ et l'estimation du NERF et/ou

du NRF utilisent les mêmes méthodes (**Section 2.5**) et que les émissions et les absorptions de toute terre ne sont pas comptabilisées plus d'une fois, bien qu'une terre puisse accueillir plus d'une activité REDD+.

Pour les pays qui suivent l'évolution des terres et/ou qui passent à une comptabilité complète de l'utilisation des terres, les difficultés de notification deviendront plus évidentes à mesure qu'ils s'appuieront sur une série temporelle plus dense et plus longue de données sur les réaffectations des terres. Ni les décisions REDD+ de la CCNUCC, ni les GPG2003 ne décrivent comment allouer des terres et des émissions et absorptions pour des activités REDD+ dans des circonstances où il y a des changements (multiples) d'utilisation des terres (ou d'activité REDD+) dans le temps, mais de manière générale, pour éviter un double comptage et l'omission d'émissions et d'absorptions pour les pays qui suivent les utilisations des terres, le conseil du MPR est de:

- ▶ le cas échéant, élaborer des sous-catégories dans les catégories d'affectation des terres du GIEC correspondantes pour permettre une notification transparente et cohérente, lorsqu'une terre faisant l'objet d'activités REDD+ a une utilisation différente de celle de la catégorie d'affectation des terres du GIEC correspondante;
- ▶ établir et documenter les règles de déclaration qui décrivent les catégories d'affectation des terres dans lesquelles les émissions et les absorptions seront notifiées.

Les pays doivent veiller à ce que le suivi des terres entre les catégories d'affectation des terres du GIEC et/ou les activités REDD+ ne conduise pas à des estimations biaisées des émissions ou des absorptions (par exemple par inclusion ou exclusion sélective ou par notification partielle des variations des stocks de carbone). D'autres recommandations sur le suivi intégral des terres et sur les circonstances qui peuvent conduire à de multiples changements d'utilisations des terres ou d'activités REDD+ sont proposées dans le **Chapitre 5**.

2.3.3 Stratification

Une fois que les catégories des terres selon leur utilisation et leur conversion ont été identifiées et quantifiées, il convient d'examiner la capacité et le besoin d'une ultérieure stratification. La stratification est le processus de désagrégation d'une catégorie d'utilisation des terres (par exemple, terres forestières, terres agricoles, prairies) en d'autres subdivisions logiques généralement homogènes (par exemple, forêts tropicales/sèches, types de cultures, pâturages améliorés ou non améliorés). On a généralement recours à ce procédé afin de réduire les coûts des inventaires au sol. La stratification permet aussi de réduire les incertitudes dans les estimations des émissions et des absorptions, et elle permet aussi de (IPCC, 2019):

- ▶ produire des estimations des émissions et des absorptions pour les sous-catégories d'utilisation des terres;
- ▶ permettre la création de méthodes ou de processus de collecte de données spécifiques dans les différentes strates. Par exemple, du fait des conditions météorologiques et des nuages, il est beaucoup plus difficile de mesurer des terres forestières converties dans d'autres utilisations en utilisant des données de télédétection multispectrale dans les forêts en zones arides fragmentées que dans des forêts tropicales humides contiguës;
- ▶ effectuer un traçage des terres converties, le long d'une série temporelle, surtout pour relever les changements qui interviennent;
- ▶ aider dans la gestion des incertitudes et planifier l'amélioration continue de l'inventaire; et
- ▶ augmenter la flexibilité dans la notification des données surveillées, comme l'efficacité des politiques conçues expressément pour des strates bien précises (par exemple types de forêts, types de risques).

Le cas échéant, la stratification peut servir à différencier les terres gérées des terres non gérées dans les différentes catégories, afin de satisfaire à l'exigence d'inclure uniquement des émissions et des absorptions anthropiques en utilisant les terres gérées comme indicateur indirect (voir **IPCC 2010 Technical Paper Revisiting the Use of Managed Land as a Proxy for Estimating National Anthropogenic Emissions and Removals**). Les GPG2003 se basent sur l'hypothèse que toutes les émissions et absorptions sur des terres gérées sont anthropiques. Bien que cette approche qui sépare les émissions et les absorptions naturelles de celles d'origine anthropique soit une méthode indirecte, c'est la seule approche habituellement praticable. Les établissements humains et les terres cultivées sont par définition gérés et il est possible que toutes les terres relevant d'autres catégories puissent être considérées comme gérées. La stratification ne suppose pas forcément l'utilisation de cartes bien que les données utilisées soient généralement spatialement explicites (par exemple, parcelles IFN géoréférencées). Elle peut s'appuyer sur des données de terrain ou des données obtenues par télédétection, ou combiner les deux types de données. Les strates doivent être suffisamment distinctes pour être identifiables et les limites des strates peuvent changer au fil du temps (par exemple lorsque la limite de perturbation se déplace dans des zones de forêt jusque-là non perturbées). Les informations comme les densités de stockage (par exemple volume, biomasse ou carbone) et les couches cartographiques spécifiques comme les sols, les classes de fertilité, la topographie, l'aspect, les espèces arboricoles dominantes ou les ensembles d'espèces - sont habituellement utilisées pour la stratification. Toutefois, à moins que toutes les données sur les zones d'utilisation des terres et sur la stratification ne soient spatialement explicites (Approche 3), on peut avoir besoin d'élaborer des règles pour l'attribution des strates (IPCC, 2019). Des exemples de processus de stratification sont

proposés dans McRoberts *et al.* (2002) and Olofsson *et al.* (2013).

L'estimation de la dégradation des forêts et les activités «plus» de REDD+⁽⁵³⁾ peuvent nécessiter des données à plus haute résolution (dans le temps et dans l'espace) que celles qui sont actuellement utilisées par les pays. Le renforcement des capacités nationales contribue à tirer profit des avancées techniques au fur et à mesure qu'elles sont accessibles (par exemple un des défi actuels consiste à détecter les changements dans le couvert arboré dus à la dégradation). Les informations auxiliaires sur les récoltes, légales ou non, et sur tout autre perturbation, peuvent aider considérablement à classer les aires dégradées à partir de données obtenues par télédétection. Les probabilités de perturbations d'origine anthropique peuvent également constituer un facteur de stratification. L'identification des zones à haut risque de déboisement permet de définir **des systèmes d'alerte précoce**.

Dans ce contexte, certains pays pourront observer que les classifications des terres nationales changent dans le temps en fonction des circonstances nationales et que l'on dispose de données plus précises sur les activités et de facteurs d'émissions/absorptions. Dans certains cas, il faudra alors élaborer la stratification en y ajoutant des facteurs d'émission et d'absorption plus détaillés. Dans d'autres cas, lorsque les pays mettent en place de nouveaux inventaires forestiers ou lorsqu'ils modifient le traitement des données obtenues par télédétection, de nouveaux systèmes de stratification doivent être créés. Lorsque les systèmes de stratification sont modifiés, les pays doivent veiller à **la cohérence de la série temporelle** en recalculant toute la série temporelle des estimations selon la nouvelle stratification.

2.3.4 Méthodes

Le GIEC se réfère à deux méthodes pour estimer les émissions et les absorptions de CO₂ associées aux taux de variation annuels dans tous les bassins de carbone. Ces méthodes sont les suivantes:

- ▶ la méthode gains-pertes⁽⁵⁴⁾ (pour une estimation des émissions et/ou absorptions annuelles, séparément et directement à partir des processus auxquels elles sont associées); et
- ▶ la méthode de différence des stocks⁽⁵⁵⁾ (pour une estimation des quantités annuelles nettes émises ou absorbées à partir de la différence des stocks totaux de carbone à deux moments distincts divisés par le nombre d'années d'intervention).

Les méthodes du GIEC s'appliquent au niveau des différents **réservoirs de carbone** dans les strates identifiées et en additionnant les émissions et les absorptions. Les estimations de stocks de carbone pour la méthode de différence des stocks sont généralement effectuées à partir de mesures au sol répétées, réalisées dans le cadre de l'IFN (**Section 3.2.1**) ou de données d'enquêtes équivalentes. Le GIEC fait valoir que la méthode de différence des stocks donne de bons résultats en présence de variations relativement importantes de la biomasse estimée ou en présence **d'IFN** d'une grande précision statistique.⁽⁵⁶⁾ Comme il arrive que les pays n'aient pas d'IFN ou n'aient pas un IFN doté d'un plan statistique adéquat - et les IFN ne permettent pas à eux seul un traçage ou une cartographie des activités REDD+, les conseils des MPR se concentrent donc davantage sur la méthode gains-pertes,

(53) À savoir la conservation des stocks de carbone forestiers, la gestion durable des forêts et le renforcement des stocks de carbone forestiers.

(54) Pour la méthode gains-pertes voir l'**Équation 3.1.1, dans les GPG2003** ou l'**Équation 2.7 dans le Volume 4 des 2006GL**.

(55) La méthode de variation des stocks est appelée méthode de différence des stocks dans les 2006GL. Pour la méthode de variation (ou différence) des stocks, voir l'**Équation 3.1.2 dans les GPG2003** ou l'**Équation 2.8 dans le Volume 4 des 2006GL**.

(56) Voir **page 3.25, des GPG2003**, ou **page 2.13 du Volume 4, des 2006GL**.

en indiquant que cette méthode nécessite des données de terrain qui peuvent provenir d'un IFN.

La méthode gains-pertes fournit une estimation annuelle nette des émissions ou absorptions de CO₂ d'un réservoir de carbone qui correspond à la somme des gains et des pertes qui se sont produits durant l'année. Pour ce faire, on peut utiliser des facteurs de variation des stocks de carbone, ci-après appelés les facteurs d'émissions/absorptions, et des données sur les activités, ou bien utiliser des modèles de représentation plus sophistiqués et des systèmes intégrés (**Section 2.4**). L'essentiel de ce qui suit relève de l'utilisation des facteurs d'émissions/absorptions et de ce fait, les changements d'activités dans les réservoirs de carbone sont considérés comme les produits d'une unité de surface et de facteurs d'émission ou d'absorption qui décrivent, par unité de surface, le taux de gain ou de perte dans chaque réservoir de carbone.

Pour estimer les émissions et les absorptions en utilisant cette méthode, les pays doivent disposer de données sur les activités, c'est-à-dire d'informations sur l'étendue des activités REDD+.⁽⁵⁷⁾ Pour estimer les émissions et les absorptions, on utilise les données sur les activités combinées avec les facteurs d'émission et d'absorption et d'autres paramètres, généralement exprimés par aire unitaire. En général, les données sur les activités proviennent de données obtenues par télédétection et correspondent à des strates déterminées à partir du type de forêt et de son état, ainsi que des pratiques de sa gestion ou de l'historique des perturbations. Des **données auxiliaires** permettent de confirmer ces strates.

En cas de passage d'une utilisation forestière à une autre affectation des terres, où ces variations sont additionnées en vue d'estimer le déboisement total, la méthode gains-pertes multiplie les aires ayant subi une variation d'affectation des terres par le facteur de différence de la densité de carbone entre les deux utilisations des terres. Pour les terres forestières qui restent des terres forestières, la méthode gains-pertes fournit une estimation de la variation annuelle du stock de carbone dans la biomasse aérienne qui devient la différence entre l'augmentation nette annuelle⁽⁵⁸⁾ causée par la croissance et la diminution annuelle due à des pertes causées par des processus tels que la récolte commerciale, la réduction du bois de chauffage⁽⁵⁹⁾ et autres perturbations comme les incendies et infestations parasitaires (**Chapitre 3.2 des GPG2003**; Cienciala *et al.*, 2008). La collecte des données sur les gains et les pertes peut être utile dans la gestion et l'analyse des scénarios politiques. La différence entre les gains et les pertes (autrement dit les variations nettes) peut aussi être estimée à partir de parcelles-échantillon qui ont, dans l'idéal, été situées parmi les catégories de données sur les activités d'intérêt en utilisant une méthode probabiliste. Il faut faire attention lorsque l'on utilise des données obtenues à partir de recherches ou d'autres parcelles car il arrive qu'elles ne soient pas caractéristiques de la catégorie, comme la méthode le suggère.

Le choix entre la méthode gains-pertes et la méthode de différence des stocks au niveau approprié⁽⁶⁰⁾ dépend de l'avis d'un expert, qui doit tenir compte de la situation des systèmes nationaux d'inventaire et des caractéristiques des forêts. La **Figure 3** résume ces choix en indiquant qu'un IFN, même s'il n'est pas utilisé directement pour produire une estimation des émissions et des absorptions associées aux activités REDD+, peut fournir des données potentiellement utiles et exploitables dans la méthode gains-pertes et, par conséquent, on peut dire que d'une certaine manière les approches

(57) Les activités REDD+ sont identifiées au **paragraphe 70 de la Décision 1/CP.16**.

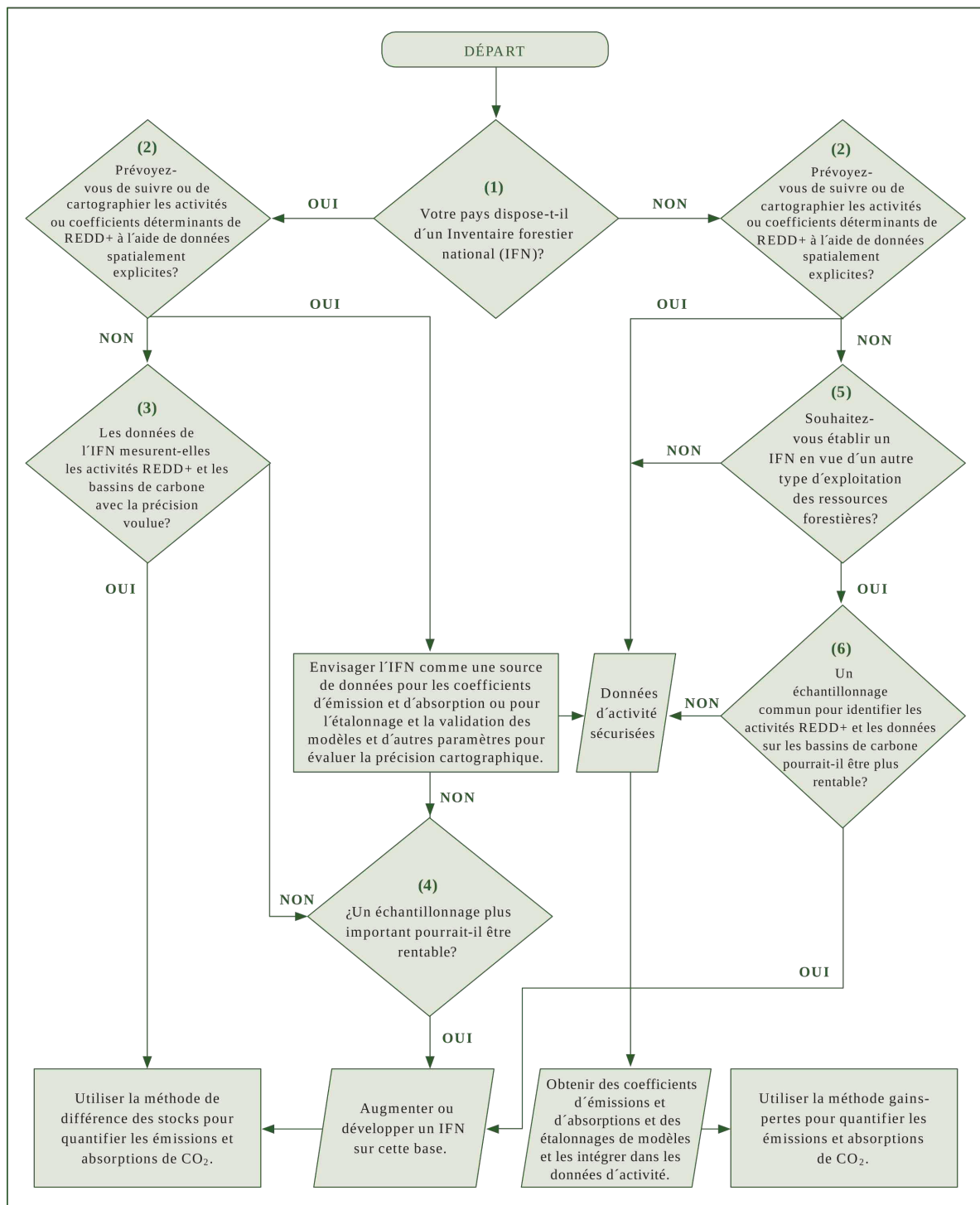
(58) Mortalité nette.

(59) D'autres données auxiliaires comme les apports de bois dans des établissements de transformation ainsi qu'une estimation des pertes intermédiaires peuvent aussi être pertinentes.

(60) Du fait des conditions requises pour les données, la méthode de différence des stocks n'est pas appropriée au Niveau 1

sont complémentaires.

Figure 3: Choix de la méthode d'estimation des émissions et absorptions de CO₂ basé sur les données disponibles



Les remarques pour chaque point de décision du diagramme sont les suivantes:

Point de décision 1: Votre pays dispose-t-il d'un Inventaire forestier national (IFN)?

L'IFN est un système d'échantillonnage périodiquement actualisé couvrant l'ensemble des terres d'un pays et qui permet de fournir des informations sur l'état de ses ressources forestières. Lorsque les données de l'IFN ont été recueillies de manière cohérente et à plusieurs points temporels, elles peuvent être utilisées directement pour estimer les variations des stocks de

carbone entre deux points temporels distincts autant que pour estimer les facteurs d'émission et d'absorption.

Point de décision 2: Prévoyez-vous un traçage ou une cartographie des activités ou des facteurs moteurs de REDD+ à l'aide de données spatialement explicites?

La cartographie utilisant des données spatialement explicites est utile pour comprendre, à des fins d'analyse stratégique par exemple, les relations entre les activités REDD+ et les facteurs moteurs.

Point de décision 3: Les données de l'IFN enregistrent-elles les activités REDD+ et les réservoirs de carbone avec la précision voulue?

Les plans d'échantillonnage IFN existants ne pourront sans doute pas être optimisés pour estimer les activités REDD+ comme le déboisement ou la dégradation des forêts, ou les réservoirs de carbone dans les zones sujettes à des changements d'utilisation des terres, ce qui conduit à une augmentation des incertitudes en matière d'estimation des émissions et des absorptions. L'analyse des catégories clés aide à évaluer si les données de l'IFN enregistrent les activités REDD+ et les réservoirs de carbone avec la précision requise.

Point de décision 4: Un échantillonnage plus important pourrait-il être rentable?

Élargir l'échantillonnage peut s'avérer nécessaire si la précision obtenue n'est pas suffisante. Bien qu'il soit souhaitable de disposer d'un IFN pour l'ensemble d'un pays, la logistique de ce type de dispositif est souvent complexe et coûteuse dans les pays de grande dimension, surtout pour ceux qui ont de vastes zones forestières non commerciales. Augmenter la taille de l'échantillon peut être considéré comme rentable si cela génère des économies en faveur d'approches alternatives ou si cela n'entraîne aucun frais supplémentaires disproportionnés par rapport aux avantages attendus.

Point de décision 5: Souhaitez-vous établir un IFN pour satisfaire d'autres objectifs de gestion des ressources forestières?

Les bénéfices nationaux plus généraux susceptibles d'être réalisés grâce à l'IFN doivent être pris en compte dans l'évaluation du rapport coût-efficacité et d'autres décisions plus générales.

Point de décision 6: Un échantillonnage conjoint visant à identifier à la fois les activités REDD+ et les données sur les réservoirs de carbone peut-il être rentable?

Une étape peut être considérée comme rentable si elle permet d'économiser des ressources dans des approches alternatives ou si elle n'implique pas de frais supplémentaires disproportionnés par rapport aux bénéfices attendus. La méthode gains-pertes peut utiliser des facteurs d'émissions/absorptions par défaut prévus dans les lignes directrices et les recommandations du GIEC (Niveau 1) ou des données pertinentes à l'échelle nationale issues d'échantillonnages, d'inventaires forestiers ou combinés à d'autres données de terrain comme celles recueillies sur les sites objet de recherches intensives (Niveau 2 ou 3); en tenant compte des **remarques sur l'utilisation des données existantes**. Les facteurs d'émission/absorption ne représentent pas nécessairement un point spécifique sur le terrain mais s'appliquent à plusieurs strates. Les facteurs d'émissions/absorptions peuvent s'appliquer à un point temporel unique (par exemple, les pertes de biomasse pendant un épisode de déboisement) ou couvrir de plus longues périodes pour représenter les gains ou les pertes actuels de carbone (par exemple les pertes actuelles de carbone présent dans le sol ou les gains de carbone liés à la repousse des forêts). Les facteurs d'émissions/absorptions devraient être représentatifs de l'échelle spatiale et temporelle à laquelle ils s'appliquent. L'utilisation des facteurs d'émissions/absorptions peut constituer une étape intermédiaire vers les systèmes de Niveau 3, qui sont plus complexes mais qui, s'ils sont appliqués correctement, offrent l'avantage d'une meilleure représentation des relations entre les

réservoirs et d'autres éléments spatiaux plus détaillés.

2.3.5 Approches

Le GIEC décrit trois approches pour une représentation cohérente des terres (**Encadré 13**):

- ▶ **L'approche 1** n'est pas spatialement explicite⁽⁶¹⁾ et utilise simplement la surface nette des zones associées à l'utilisation des terres.
- ▶ **L'approche 2** fournit la matrice des changements d'affectation des terres.
- ▶ **L'approche 3** est géographiquement explicite et permet le traçage des changements d'affectation des terres au fil du temps et est adéquate là où l'utilisation des terres est dynamique et lorsque les changements de la couverture ou des utilisations sont nombreuses au fil du temps.

L'utilisation de données obtenues par télédétection permet de tirer le meilleur profit des Approches 2 et 3. La plupart des pays qui fournissent des rapports sur les activités REDD+ utilisent au moins à l'Approche 2, et la plupart visent l'Approche 3 qui permet un traçage géographiquement explicite des activités et des facteurs moteurs, à l'appui des estimations des émissions ou des absorptions des GES, ainsi que dans le contexte des financements basés sur les résultats et pour faciliter les mécanismes de partage des avantages.⁽⁶²⁾ Cela peut avoir des conséquences sur la **cohérence avec l'IGES national** qui doit être pris en compte au moment de définir les **objectifs et but** pendant l'étape de conception du SNSF.

Les Approches 1 et 2 fournissent différents niveaux de détail et par conséquent les méthodes d'estimation des émissions et des absorptions (comme celle des gains-pertes ou celle sur les variations des stocks) doivent être adaptées en fonction des données disponibles sur l'utilisation des terres. Lorsque l'on réfléchit à comment appliquer les méthodes pour obtenir une estimation des émissions et des absorptions des GES en utilisant les données sur les activités à partir de différentes approches, il est important de faire les distinctions suivantes:

- ▶ les émissions et les absorptions qui ont lieu durant l'année suite à des activités, comme les incendies ou les pertes de la biomasse causées par l'exploitation ou le défrichage des terres, et les émissions causées par le drainage des terres organiques et les absorptions suite à la croissance des forêts; et,
- ▶ les émissions/absorptions différées qui peuvent se produire pendant des années suite à une activité ou à un changement d'affectation des terres, comme la repousse des forêts, le putré/accumulation des matières organiques du sol ou le putré des stocks de carbone dans les produits forestiers.

Les données de l'Approche 2 permettent de recourir à des méthodes d'estimation qui mesurent à la fois les émissions et les absorptions durant l'année de l'activité et les émissions et les absorptions différées produites par les activités passées. Les données de l'Approche 2 peuvent être utilisées en combinant les facteurs d'émissions de Niveau 1 et 2 ou des modèles de Niveau 3. L'Approche 2 ne permet pas de tracer plusieurs changements (> 2) d'utilisation des terres sur une même unité territoriale qui se produisent à travers le temps. Ainsi, une bonne pratique à mettre en œuvre lorsque l'on utilise l'Approche 2 consiste à stratifier les terres selon des catégories, d'âge ou d'état, afin de résoudre ce

(61) Par spatialement explicite, on entend le fait d'avoir une position qui peut être identifiable sur le terrain à l'aide de coordonnées géographiques et cela s'applique aussi bien pour les sites d'échantillonnage individuels que pour les ensembles mosaïques à partir de données obtenues par télédétection continue.

(62) Aucun conseil de ce genre n'est fourni pour l'Approche 1 dans les MPR. Veuillez vous reporter au **Volume 4, Chapitre 3, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019) pour plus d'information sur l'Approche 1.

problème. Par exemple, quand on utilise une méthode de Niveau 1 pour des terres forestières, si l'on stratifie et que l'on différencie les terres forestières jeunes (de moins de 20 ans) et les forêts matures (de plus de 20 ans), on peut améliorer l'exactitude de l'estimation des changements d'affectation des terres pour ces terres forestières. De la même manière, une stratification des forêts selon leur type ou leur état permet d'augmenter l'exactitude des estimations GES, car la conversion des forêts matures engendre en général des pertes des stocks de carbone, et les émissions GES qui en découlent, plus importantes que celles qui ont lieu lors de la conversion d'une forêt jeune, hautement perturbée ou plantée.

L'Approche 3 utilise la même série temporelle de données pour les unités de terre afin d'enregistrer les changements multiples dans l'utilisation des terres et elle peut s'appliquer à des méthodes d'estimation de n'importe quel niveau, mais on remarquera que l'Approche 3 et le Niveau 3 peuvent augmenter la complexité des systèmes de modélisation des estimations des émissions et des absorptions. S'il est possible d'utiliser différentes méthodes d'estimation des émissions dans les approches spatialement explicites, il est important de s'assurer que toutes les méthodes d'estimation soient appliquées de manière cohérente. Pour certains réservoirs de carbone, comme la biomasse, utiliser différentes méthodes et différents modèles pour différentes utilisations des terres ou subdivisions d'utilisation des terres (par exemple les types de forêts) n'entraîne pas d'incohérences. En revanche, quand il s'agit d'autres réservoirs, en particulier le carbone du sol, il faut que les méthodes d'estimations soient cohérentes. Par exemple, si deux ou plusieurs méthodes sont utilisées dans l'estimation des changements du carbone du sol pour plusieurs utilisations des terres, les stocks et les variations des stocks estimés doivent être évalués selon une méthode cohérente avec celle utilisée pour les changements d'utilisation des terres. Lorsque plusieurs méthodes sont appliquées dans l'estimation des variations des stocks de carbone parmi et entre les utilisations des terres, la bonne pratique consiste à décrire comment ces modèles fonctionnent de manière cohérente pour toutes les utilisations des terres. Pour les méthodes gains-pertes selon l'Approche 3, la quantité des informations sur l'utilisation des terres et sur leurs variations au fil du temps rend souvent difficile le recours à des feuilles de calcul pour mesurer les émissions et les absorptions. Dans ces cas-là, on a généralement recours à des méthodes avancées qui utilisent les outils d'intégration ((Brack *et al.*, 2006; Kurz and Apps, 2006). Ces outils évaluent les émissions et les absorptions pour chaque unité de terre individuellement identifiée, attribue l'unité de terre à une catégorie d'utilisation des terres du GIEC, et rassemble les résultats dans des rapports.

Encadré 13: Approches pour une représentation cohérente des terres

- ▶ **Approche 1** - Représente les totaux des zones d'utilisation des terres dans une unité spatiale définie, qui est souvent définie par des frontières politiques, comme un pays, une province ou une municipalité.
- ▶ **Approche 2** - La caractéristique essentielle de l'Approche 2 est qu'elle fournit une évaluation à la fois des pertes et des gains bruts dans le domaine des catégories spécifiques d'utilisation des terres et de ce que ces conversions représentent (c'est-à-dire les changements à la fois de et vers une catégorie). Ainsi, l'Approche 2 diffère de l'Approche 1 en ce sens qu'elle inclut des informations sur les conversions entre catégories, mais ne suit pas ces changements dans le temps.
- ▶ **Approche 3** - La caractéristique essentielle de l'Approche 3 est qu'elle est à la fois cohérente et explicite dans l'espace et dans le temps. Les méthodes basées sur des échantillons, des enquêtes et des méthodes mur à mur peuvent être considérées comme l'Approche 3, en fonction de la conception du programme d'échantillonnage/de

cartographie et la manière dont les données sont traitées et analysées.

Voir le **Chapitre 2 des GPG2003**, ou le **Volume 4, Chapitre 3 des 2006GL**.

2.3.6 Niveaux

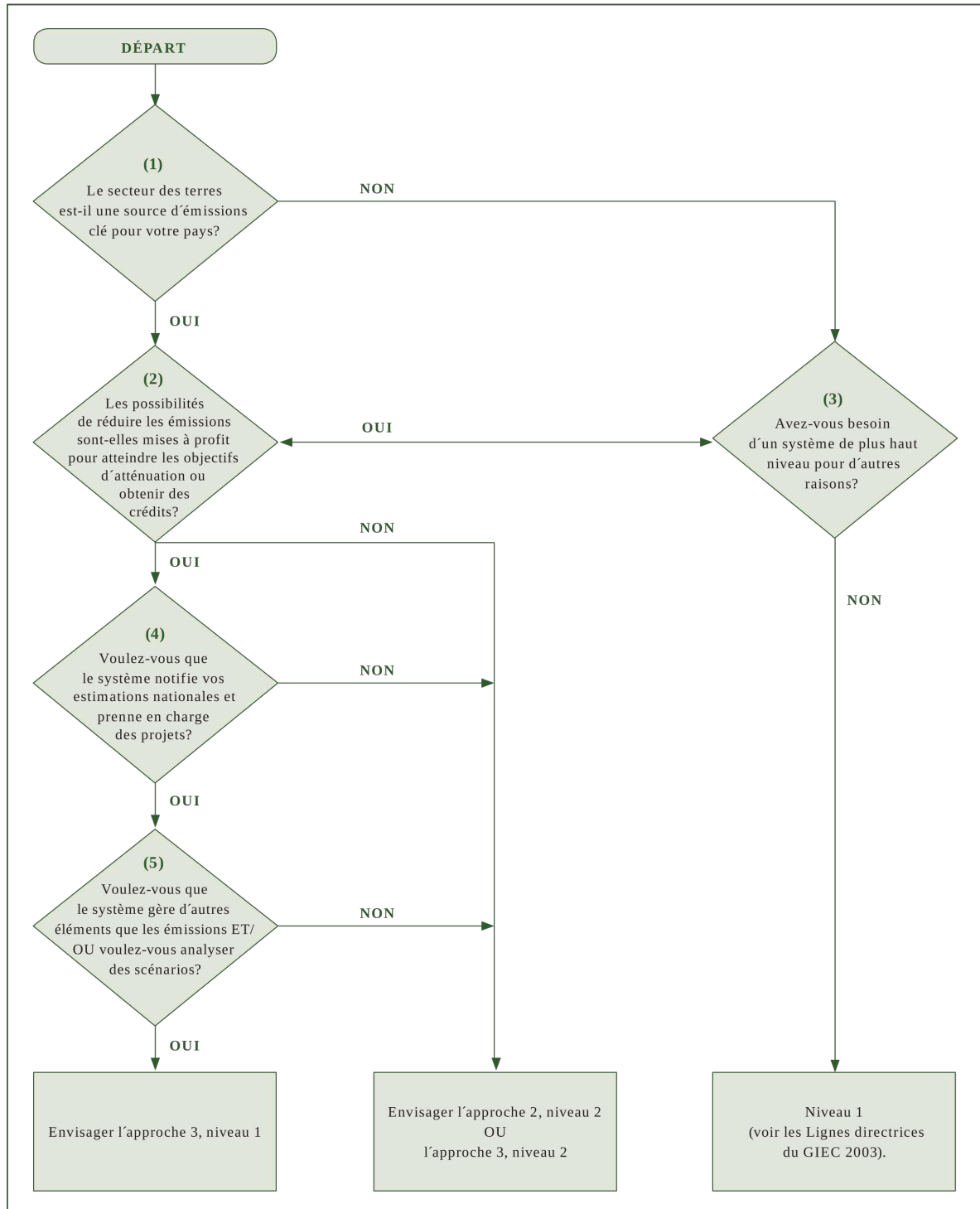
Le GIEC décrit les méthodes en fonction de trois degrés de détail, appelés les niveaux (*Tiers* en anglais), et indique que les estimations des variations dans les stocks de carbone peuvent s'appuyer sur des facteurs d'émissions (Niveau 1 et 2) et sur des modèles (Niveau 3, méthode gains-pertes) ou des mesures directes (Niveau 3, différences entre les stocks), ou sur une combinaison de ces niveaux, pourvu qu'elle soit logique et cohérente. L'**Encadré 14** résume les définitions des niveaux à partir des descriptions qu'en donnent les GPG2003. Le Niveau 1 est également appelé méthode par défaut, et les lignes directrices du GIEC visent à communiquer les informations dont tout pays à besoin pour utiliser le Niveau 1, et notamment les facteurs d'émission et d'absorption ainsi que des orientations pour acquérir des données sur les activités. Le Niveau 2 repose en règle générale sur la même structure mathématique que le Niveau 1 mais il exige que les pays fournissent des données propres à leurs circonstances nationales. Ceci demande généralement que des **observations de terrain** soient menées pour estimer les valeurs demandées si elles n'existent pas. Les méthodes de Niveau 3 sont en général plus complexes et requièrent normalement une modélisation et une résolution plus haute des données sur l'utilisation des terres et sur les changements d'affectation des terres. Le GIEC prévoit que des méthodes de niveaux plus élevés (à savoir Niveau 2 et 3) s'appliquent aux **catégories clés**, à moins que la collecte des données pour le faire ne compromette fortement les ressources nécessaires à d'autres catégories clés, auquel cas le Niveau 1 s'appliquera.

Pour les rapports nationaux GES, une combinaison des niveaux, le plus souvent Niveaux 1 et 2, peut être utilisée ainsi que toute autre combinaison de niveaux et d'approches. L'expérience dans l'élaboration d'estimations nationales des émissions des GES montre que même un système de Niveau 3 utilisera, pour certaines composantes, des facteurs d'émissions/absorptions de Niveau 1 ou 2. Par exemple, tous les systèmes opérationnels de Niveau 3 mesurent les émissions de dioxyde de carbone et de méthane causés par les incendies en recourant à des modèles, mais ils utilisent les facteurs d'émissions/absorptions pour élaborer les estimations des émissions d'oxyde nitreux provoquées par des incendies de forêt et des brûlis (Kurz *et al.*, 2009). Certains modèles de Niveau 3 utilisent des méthodes de Niveau 1 et 2 pour évaluer les émissions de carbone du sol qui sont en cours et qui sont provoquées par le déboisement.

Le choix du niveau et de l'approche appropriés pour fournir une estimation des GES ou pour la réalisation d'autres objectifs, dépend du contexte du pays, et donc du développement du système, du budget opérationnel, des infrastructures et des capacités ainsi que de l'usage prévu des résultats du système. Le choix des niveaux et des approches peut aussi être influencé par les exigences venant des mécanismes de paiement basés sur les résultats et autres mécanismes connexes de partage des avantages. Une synthèse des principaux facteurs à prendre en compte est proposée sous forme de

diagramme décisionnel dans la **Figure 4**. La rentabilité est analysée dans la **Section 1.3**.

Figure 4: Facteurs clés pour la conception du système et le choix du niveau et de l'approche utilisés dans l'estimation des GES



Les remarques pour chaque point de décision du diagramme sont les suivantes:

Point de décision 1: Le secteur foncier est-il une source principale d'émissions pour votre pays?

La réponse à cette question dépend de la proportion d'émissions émises par le secteur foncier (voir l'analyse des catégories clés, **Section 2.3.9**). En l'absence de données nationales, il est possible de savoir si le secteur foncier est un secteur clé en utilisant une méthode de Niveau 1, (voir les **GPG2003**).

Point de décision 2: Les possibilités de réduire les émissions sont-elles mises à profit pour atteindre les objectifs d'atténuation ou obtenir des paiements basés sur les résultats?

Un système plus avancé que le Niveau 1 est probablement nécessaire pour atteindre les objectifs d'atténuation et obtenir des paiements basés sur les résultats.

Point de décision 3: Avez-vous besoin d'un système plus avancé pour d'autres raisons?

Outre l'élaboration des rapports CCNUCC, il existe d'autres raisons de recourir à un système MNV (par exemple surveiller et notifier les activités d'évaluation des ressources forestières ou, de manière plus générale, les performances environnementales nationales). Si le secteur foncier n'est pas une catégorie clé dans l'IGES et si vous n'avez pas besoin d'un système MNV pour d'autres besoins de notification, le Niveau 1 suffit.

Point de décision 4: Souhaitez-vous que le système communique les estimations nationales et soutienne des projets?

Les rapports infranationaux et les rapports de projet doivent être cohérents avec les estimations nationales et documenter comment l'acquisition des données et les calculs sont menés à l'aide les uns des autres.

Point de décision 5: Souhaitez-vous que le système ait une couverture plus large que les émissions?

Quelques exemples de besoins plus larges (autres que ceux mentionnés au point de décision 3) sont: la perspective d'inclure des activités de plus grande ampleur dans le secteur des terres, la protection environnementale et sociale, la planification de l'utilisation des terres, etc.

Point de décision 6: Souhaitez-vous mener une analyse des scénarios?

Les analyses de scénarios peuvent être utiles pour comprendre et prévoir les impacts des différentes mesures d'atténuation sur les futurs paiements basés sur les résultats.

Encadré 14: Le concept de niveau du GIEC

Un niveau correspond à un niveau de complexité méthodologique (IPCC, 2003 ; IPCC, 2006; IPCC, 2019). Trois niveaux sont prévus. Le Niveau 1 est une méthode de base, le Niveau 2 est une méthode intermédiaire et le Niveau 3 est la méthode la plus exigeante en termes de complexité et d'exigences en matière de données. Les Niveaux 2 et 3 sont parfois appelés méthodes de niveau supérieur et sont généralement considérés comme plus précis.

Le **Niveau 1** utilise la méthode décrite par les lignes directrices du GIEC en utilisant les données spécifiques du pays, les facteurs d'émission et d'absorption par défaut et tout autre paramètre fourni par le GIEC. Il permet de se référer à des hypothèses simplificatrices sur certains réservoirs de carbone (le bois mort et la litière peuvent être par exemple combinés en tant que *matière organique morte* et les stocks de matière organique morte peuvent être considérés comme étant stables pour les catégories de terres non forestières, bien que pour les terres forestières converties à une autre utilisation, les valeurs par défaut pour estimer les matières organiques des stocks de carbone soient fournies par le GIEC). Les méthodologies de Niveau 1 peuvent se combiner avec les activités spatialement explicites obtenues par télédétection. La méthode de différence des stocks n'est pas applicable au Niveau 1 en raison des exigences en matière de données (GPG2003).

Le **Niveau 2** repose en général sur la même approche méthodologique que le Niveau 1 mais applique en outre des facteurs d'émission et d'absorption et d'autres paramètres spécifiques au pays concerné. Les paramètres et facteurs d'émissions/absorptions établis spécifiquement pour un pays sont les plus pertinents pour ses forêts, ses régions climatiques et ses systèmes

d'utilisation des terres et les cinq réservoirs de carbone sont couverts de manière explicite. Une plus grande stratification des données sur les activités peuvent être nécessaires pour le Niveau 2 afin de correspondre aux paramètres et aux facteurs d'émission/absorption spécifiques à chaque région spécifique et catégorie d'utilisation des terres spécialisée.

Le **Niveau 3** comprend des modèles et peut utiliser les données des programmes nationaux de surveillance sur le terrain pour répondre aux circonstances nationales. Les systèmes de Niveau 3 sont en général plus flexibles que ceux de Niveau 1 ou 2 car ils peuvent facilement s'adapter à toutes sortes de perturbations. Bien appliquées, ces méthodes peuvent fournir des estimations d'une plus grande précision que celles des niveaux inférieurs et mieux refléter le lien entre la biomasse et la dynamique du carbone du sol. Ces systèmes peuvent être des combinaisons basées sur des SIG de types de forêts et de classes d'âge/systèmes de production avec des connexions aux modules de sol, intégrant plusieurs types et sources de données. Combinées avec l'Approche 3, ils peuvent fournir des estimations précises sur les variations des stocks de carbone et les émissions et absorptions qui en découlent pour les changements d'utilisations ou de gestion des terres dans la durée. Ces systèmes peuvent inclure une dépendance climatique et fournir des estimations comportant une variabilité interannuelle.

Malgré une augmentation de la complexité des processus de mesure et d'analyse, la progression du Niveau 1 vers le Niveau 3 se traduit généralement par une réduction des incertitudes dans les estimations de GES. Les méthodes de niveau inférieur peuvent être combinées avec les méthodes de niveau supérieur pour les réservoirs moins importants. Il n'est pas nécessaire de passer par chaque Niveau pour atteindre le Niveau 3. Il peut être plus simple et plus rentable de progresser directement du Niveau 1 au 3 plutôt que de produire un système de Niveau 2 qui devra ensuite être remplacé. Par exemple, lorsque des données d'inventaire forestier détaillées sont disponibles, il peut être possible d'élaborer des courbes de croissance empiriques à partir de ces données presque aussi facilement que d'élaborer des facteurs d'émission et d'absorption.

2.3.7 Réservoirs et gaz

Les **GPG2003** fournissent des méthodologies pour estimer les changements dans cinq réservoirs de carbone (biomasse aérienne, biomasse souterraine, bois mort, litière et matière organique des sols⁽⁶³⁾ (**Tableau 6**) et les émissions GES non-CO₂ (CH₄ et N₂O **pour six catégories d'utilisation des terres**), et pour les changements dans l'affectation des terres. Une bonne pratique consiste à notifier le total net des changements qui se sont produits dans tous les réservoirs de carbone dans l'ensemble des six catégories d'utilisation des terres. Les estimations des changements dans les réservoirs de carbone considérés comme une des **catégories clés** doivent utiliser des données nationales (autrement dit les méthodes d'ordre plus élevé des Niveaux 2 et 3). En l'absence de données nationales permettant des estimations d'un ordre plus élevé, les pays doivent utiliser les méthodes et facteurs par défaut du Niveau 1 indiqués dans les lignes directrices et les recommandations du GIEC. L'application des méthodes de Niveau 1 doit avoir la priorité sauf pour les réservoirs importants.

Tableau 6: Tableau Définitions relatives aux réservoirs de carbone

Réservoir		Description ^a
Biomasse	Biomasse aérienne Biomasse souterraine	Toute la biomasse vivante (exprimée en tonnes de poids sec) au-dessus du sol, y compris la tige, la souche, les branches, l'écorce, les graines et le feuillage. ^b Toute la biomasse vivante des racines vivantes. Les radicelles d'un diamètre inférieur à 2 mm (par exemple) sont souvent exclues car il est souvent impossible de les différencier de manière empirique de la matière organique du sol ou de la litière.
Matière organique morte	Bois mort Litière	Comprend toute la biomasse ligneuse non vivante qui n'est pas contenue dans la litière, qu'elle soit debout, couchée sur le sol ou dans le sol. Le bois mort comprend le bois couché sur la surface, les racines mortes et les souches d'un diamètre égal ou supérieur à 10 cm, ou de tout autre diamètre utilisé par le pays. Comprend la totalité de la biomasse non vivante d'un diamètre inférieur au diamètre minimal choisi par le pays (10 cm par exemple) couché mort, dans différents états de décomposition sur le sol minéral ou organique. Cela comprend la litière ainsi que les couches fumiennes et humiques. Les radicelles vivantes (d'un diamètre inférieur à la limite établie pour la biomasse souterraine) sont incluses dans la litière lorsqu'elles ne peuvent pas en être différenciées de manière empirique.

(63) Les GPG2003 proposent également trois méthodes alternatives concernant les produits ligneux récoltés.

Réservoir		Description ^a
Sols	Matière organique des sols	Comprend le carbone organique présent dans les sols minéraux et les sols organiques (tourbe comprise) d'une profondeur spécifique choisie par le pays et appliquée systématiquement tout au long de la série temporelle. Les racelles vivantes (d'un diamètre inférieur à la limite établie pour la biomasse souterraine) sont incluses dans la matière organique des sols lorsqu'elles ne peuvent pas en être différenciées de manière empirique.

Adapté à partir du **Chapitre 3, Tableau 3.1.2, GPG2003**. Les définitions des réservoirs de carbone correspondantes proposées dans les Lignes directrices de 2006 sont disponibles au **Volume 4, Chapitre 1, Tableau 1.1**.

a. Le contexte national peut demander de légères modifications dans la définition du réservoir. Lorsque de nouvelles définitions sont utilisées, une bonne pratique consiste à le notifier clairement afin de s'assurer qu'elles soient utilisées systématiquement au fil du temps, mais aussi pour démontrer que les réservoirs ne sont ni omis ni comptés deux fois.

b. Lorsque le sous-étage forestier est une composante relativement faible du réservoir de carbone de la biomasse aérienne, les méthodologies et les données associées utilisées dans certains niveaux peuvent les omettre, à condition que les niveaux soient utilisés de manière systématique dans toute la série temporelle de l'inventaire.

Les gaz qui doivent faire l'objet de notifications pour le secteur AFAT sont:

- ▶ **le dioxyde de carbone (CO₂)** issu des variations dans la matière organique stockée dans cinq réservoirs de carbone, causées par des perturbations dues à la gestion et par des changements d'affectation des terres;
- ▶ **le méthane (CH₄)** issu du drainage des sols tourbeux et des feux dirigés ou des incendies de forêt dans les terres forestières gérées ou dans les terres forestières reconverties à d'autres utilisations;
- ▶ **l'oxyde nitreux N₂O** issu du drainage des sols tourbeux et des feux dirigés ou des incendies de forêt dans les terres forestières gérées ou dans les terres forestières reconverties à d'autres utilisations;

Une liste des méthodes et des facteurs d'émissions par défaut pour les gaz non-CO₂ est disponible dans les sections sur le **carbone dans les sols** et sur les **émissions provenant des feux dirigés et des incendies de forêt**.

2.3.8 Cohérence de la série temporelle et recalculs

La série temporelle est une composante centrale de l'IGES (et des estimations REDD+) parce qu'elle fournit des informations sur les tendances des émissions au fil du temps et elle relève les effets des actions destinées à réduire les émissions (IPCC, 2006). Les changements et les révisions des méthodologies, ainsi que les améliorations des ensembles de données⁽⁶⁴⁾ au fil du temps, sont essentiels pour améliorer la qualité des inventaires et doivent être recherchés. Toutefois, utiliser des méthodes et des données différentes dans une série temporelle peut engendrer des biais parce que dans ce cas la tendance estimée des émissions refléchet à la fois les variations réelles des émissions ou des absorptions et le schéma des changements méthodologiques. Pour cette raison, lorsque des changements, des révisions ou des améliorations sont apportés, une bonne pratique

(64) Un changement méthodologique dans une catégorie correspond à un passage à un niveau différent de celui utilisé jusque-là. Les changements méthodologiques sont souvent guidés par la production de nouveaux ou de différents ensembles de données. Ceci est différent d'une révision méthodologique qui correspond à la situation où un inventaire utilise un même niveau pour estimer les émissions mais où, pour son application, il utilise une autre source de données ou un autre niveau d'agrégation.

consiste à recalculer toute la série temporelle (IPCC, 2006 ; IPCC, 2019).

Le recalcul de toute la série temporelle peut être déclenché par plusieurs facteurs (**Encadré 15**). L'élaboration des méthodes d'inventaire et les outils (modèles) d'interpolation/extrapolation pour le secteur de l'agriculture, la foresterie et autres affectations des terres (AFAT) est toujours en cours (IPCC, 2019). Ainsi, on prévoit que le recalcul dans le secteur AFAT sera encore important puisque les nouvelles technologies et les nouveaux ensembles de données apportent des améliorations, par exemple, dans la classification de l'affectation des terres.

Les scénarios qui sont susceptibles de déclencher le recalcul d'une série temporelle peuvent être soit simples soit complexes. Dans les cas simples, l'échantillonnage ou l'expérimentation peut avoir pour conséquence que l'on remplace les facteurs d'émissions par défaut par des facteurs propres au pays, et cela donne lieu à un recalcul de la série temporelle. Il est aussi probable que les mises à jour des cartes et des données sur les activités mènent à des changements dans plusieurs catégories d'affectation des terres ou activités REDD+, même si l'amélioration ne concernait qu'une seule catégorie. Dans ces cas-là, les estimations GES pour toutes les catégories d'affectation des terres et toutes les activités doivent être recalculées en fonction de ces changements.

Il peut être difficile de recalculer une série temporelle complète et cohérente suite à un changement ou à une révision quand on ne dispose pas de données pour une ou plusieurs années. Le GIEC ébauche un certain nombre de techniques de raccord,⁽⁶⁵⁾ comme le chevauchement, les données de remplacement, l'interpolation et l'extrapolation des tendances et les analyses de tendances non linéaires, qui permettent de combiner ou de rassembler plusieurs méthodes ou ensembles de données pour former une série temporelle complète. Le choix des techniques de raccord demande l'avis d'un expert et dépend de la disponibilité des données quand deux méthodes se chevauchent, de la justesse et de la disponibilité des ensembles de données de remplacement, et du nombre d'années pour lesquelles les données sont manquantes. Lorsque les lacunes dans les données saisies sont importantes (par exemple, quand les cartes ne sont élaborées que tous les cinq ans), les méthodes ci-dessous sont communément appliquées pour interpoler les périodes de mesure. Le **Tableau 7** résume les critères d'applicabilité de chaque technique et propose des exemples de situations où elles sont appropriées ou inappropriées. Les pays devraient considérer le **Tableau 7** comme un guide, et non une obligation, puisque la meilleure méthode est celle qui tient compte des circonstances du pays.

Tableau 7: Tableau Exemples d'application des techniques d'épissage

Technique d'épissage	Champ d'application	Commentaires
Recouplement	Les données nécessaires pour appliquer à la fois la méthode utilisée précédemment et la nouvelle méthode doivent être disponibles pendant au moins un an, de préférence plus.	Cela est plus fiable lorsque le recouplement entre deux ou plusieurs séries d'estimations annuelles peut être évalué. Si les tendances observées à l'aide des méthodes utilisées précédemment et des nouvelles méthodes sont incohérentes, cette approche n'est pas une bonne pratique.
Données de substitution	Les facteurs d'émission, les données sur les activités ou les autres paramètres d'estimation utilisés dans la nouvelle méthode sont fortement corrélés avec d'autres données indicatives bien connues et plus facilement disponibles.	Plusieurs ensembles de données indicatives (seules ou combinées) doivent être testées afin de déterminer celles qui sont le plus fortement corrélées. À ne pas faire sur de longues périodes.

(65) Des techniques de raccord peuvent être aussi utilisées lorsqu'on ne peut utiliser la même méthode ou source de données pour toutes les années. Ces techniques sont décrites en détail dans le **Volume 1, Chapitre 5.3.3, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019).

Technique d'épissage	Champ d'application	Commentaires
Interpolation	Les données nécessaires au recalcul selon la nouvelle méthode sont disponibles pour les années intermittentes de la série temporelle.	Les estimations peuvent être interpolées de façon linéaire pour les périodes où la nouvelle méthode ne peut être appliquée. La méthode ne peut être appliquée en cas de fluctuations annuelles importantes.
Extrapolation des tendances	Les données pour la nouvelle méthode ne sont pas collectées annuellement et ne sont pas disponibles au début ou à la fin de la série temporelle.	Plus fiable si la tendance dans le temps est constante. À ne pas utiliser si la tendance est en train de changer (dans ce cas, la méthode de substitution peut être plus appropriée). À ne pas appliquer sur de longues périodes.
Analyse non linéaire des tendances	Dans les cas où la cohérence des séries temporelles est mieux représentée par des relations multiplicatives (exponentielles) plutôt qu'additives (linéaires).	Plus fiable pour l'analyse des tendances de résultats de modèle. Applicable en cas de fluctuations annuelles importantes avec des écarts-types élevés observés (voir Volume 1, Chapitre 3, Encadré 3.0a de la Révision de 2019 pour des orientations sur les valeurs d'écart-type).
Autres techniques	Les alternatives standard ne sont pas valables lorsque les conditions techniques changent tout au long de la série temporelle (par exemple en raison de l'introduction d'une technologie d'atténuation).	Documenter minutieusement les approches personnalisées. Comparer les résultats avec les techniques standard.

Pour le secteur foncier, en particulier lorsque l'on utilise des données obtenues par télédétection, les techniques présentées dans le **Tableau 7** sont à utiliser à la fois dans le processus de conception du système et durant son actualisation en cours et sa réalisation. Les techniques de raccord exigent que les deux méthodes présentent un chevauchement temporel suffisant. Passer d'une technologie ou d'une méthode à l'autre sans aucun chevauchement peut entraîner des erreurs qui sont difficiles à calculer.

Pour les activités REDD+, il est aussi important de tenir compte des effets des recalculs en fonction de certaines bases et objectifs convenus, surtout lorsque ceux-ci font partie d'un plan de paiement. Il s'agit d'un domaine stratégique complexe et aucune recommandation n'est fournie ici, hormis la remarque sur les difficultés potentielles pour les plans de paiement REDD+ et sur le fait qu'elles

doivent être prises en compte dans les processus d'actualisation du système.

Encadré 15: Quand faut-il modifier ou réviser les méthodes ou ajouter de nouvelles catégories ou de nouveaux gaz?

Le GIEC considère qu'il est de bonne pratique de modifier ou de réviser les méthodes lorsque:

- ▶ Les données disponibles ont changé
- ▶ La méthode utilisée précédemment n'est pas cohérente avec les lignes directrices du GIEC pour cette catégorie
- ▶ Une **catégorie est devenue une catégorie clé**
- ▶ La capacité de préparation des inventaires a augmenté
- ▶ De nouvelles méthodes d'inventaire deviennent disponibles
- ▶ Disponibilité de nouveaux facteurs d'émission/absorption dans les Lignes directrices du GIEC qui pourraient être différents de ceux des précédentes Lignes directrices du GIEC
- ▶ Correction des erreurs

Un pays peut ajouter de nouvelles catégories ou de nouveaux gaz à l'inventaire quand:

- ▶ Une nouvelle activité d'émission ou d'absorption est en cours
- ▶ Une croissance rapide est observée dans une très petite catégorie
- ▶ De nouvelles catégories du GIEC sont introduites
- ▶ Des catégories spécifiques à chaque pays sont identifiées mais ne sont pas couvertes par les Lignes directrices 2006 du GIEC ni sa Révision de 2019 (par exemple les émissions et l'absorption de CH₄ par les sols agricoles ou l'écosystème forestier dans les pays à faible couvert forestier).
- ▶ Une plus grande capacité d'inventaire est présente

Pour des exemples plus spécifiques, voir **Volume 1, Chapitre 5.2, Encadré 5.1, dans la Révision de 2019** (IPCC, 2019).

2.3.9 Analyse des catégories clés

L'analyse des catégories clés (KCA) est la méthode du GIEC qui permet de définir les priorités dans l'allocation des ressources aux différentes catégories de l'IGES. Les catégories clés sont celles qui, lorsqu'on les additionne selon un ordre de grandeur décroissant, atteignent 95 pour cent du total. L'analyse des catégories clés est décrite dans la **Section 5.4 des GPG2003**, et au **Volume 1, Chapitre 4 des 2006GL**. L'analyse des catégories clés peut servir à identifier les réservoirs de carbone (et les activités) important(e)s. Comme on ne connaît pas au début d'un IGES quelles sont les catégories clés, et par conséquent lesquelles doivent être priorisées lors de l'allocation des ressources disponibles, la KCA doit parfois être menée en recourant aux méthodes de Niveau 1 dans un premier temps.

Les activités REDD+ sont, pour la plupart, des activités qui ne sont pas prises en compte dans la méthodologie des inventaires du GIEC, mais dans le cas du déboisement, les GPG2003 demandent que toutes les émissions et absorptions GES soient incluses, en termes absolus, ainsi que les conversions de forêts en d'autres utilisations des terres, et que l'on considère le déboisement comme un élément essentiel si le résultat est plus important que la plus petite catégorie considérée comme essentielle selon les catégories prévues par la CCNUCC pour les notifications. Le GIEC fournit aussi des critères qualitatifs pour identifier les catégories clés, comme par exemple le fait que leurs activités visent à réduire les émissions, ou à augmenter les absorptions. Si ce critère qualitatif correspond aux activités REDD+, celles-ci peuvent être considérées comme essentielles/clés.

Lorsque l'on mène une KCA,⁽⁶⁶⁾ les GPG2003 sont un guide qui aide à identifier les sous-catégories significatives qui doivent être considérées comme catégories clés. Les sous-catégories significatives sont celles qui contribuent à hauteur de 25 à 30 pour cent au moins des émissions ou des absorptions dans la catégorie-mère à laquelle elles appartiennent. Ceci ne veut pas dire que les sous-catégories non-significatives peuvent être ignorées, même si ces pays peuvent utiliser les méthodes du Niveau 1 lorsque les données spécifiques au pays ne sont pas disponibles. Identifier les sous-catégories significatives aide à allouer des ressources pour la collecte des données spécifiques au pays et à concentrer les efforts pour réduire les incertitudes.

Les sous-catégories définies dans les GPG2003 (voir **Tableau 3.1.3, page 3.20**) dont l'importance à analyser pour chaque catégorie d'utilisation des terres sont: la biomasse, la matière organique morte, les sols, pour le CO₂; feux, minéralisation de la matière organique des sols, apport en azote, culture des sols organiques, pour le N₂O; feux, pour le CH₄.

Les **Décisions 12/CP.17** et **13/CP.19** affirment que les réservoirs et les activités importants méritent d'être pris en compte lors du calcul des NERF et/ou NRF et que les Parties disposent d'une certaine liberté à ne pas inclure les réservoirs ou activités considérés comme non importants. Pour des raisons de cohérence, il est clair que l'inclusion de réservoirs ou d'activités devrait être la même dans le NERF et/ou le NRF que dans les estimations qui s'ensuivent des émissions et absorptions dues aux activités REDD+.

Si l'on se base sur un précédent découlant des pratiques du GIEC, les réservoirs importants sont ceux qui contribuent à hauteur de 25 à 30 pour cent au moins aux émissions ou absorptions de GES associées à des activités REDD+. D'autres pourcentages peuvent être utilisés pour déterminer l'importance d'une catégorie; (par exemple le **cadre méthodologie FPCF** indique 10 pour cent). L'analogie n'est pas exacte car le GIEC utilise le taux de 25 à 30 pour cent pour définir les réservoirs importants pour lesquels des méthodologies par défaut peuvent être appliquées, même si la catégorie-mère à laquelle ils appartiennent est une catégorie clé. Ce qui n'est pas pareil que décider d'une potentielle

(66) Comme l'indiquent, à la **Section 3.1.6 des GPG2003**, les diagrammes décisionnels prévus dans les GPG2003.

exclusion d'un réservoir conformément aux Décisions **12/CP.17** et **13/CP.19**. Une autre manière de définir l'importance (qui, avec la précédente, ne s'excluent pas l'une l'autre) consiste à établir des règles permettant de déterminer un critère stratégique cohérent pour prioriser les sources/réservoirs les plus pertinents. Par exemple:

- ▶ Le réservoir susceptible d'être responsable des émissions cumulées les plus importantes dans le cadre des activités REDD+ (ou des absorptions, si les stocks de carbone concernés par cette activité augmentent) est considéré comme le plus important.
- ▶ D'autres réservoirs non encore inclus peuvent être potentiellement considérés comme non importants s'ils répondent de la même manière que le réservoir le plus important (c.-à-d. que leurs stocks de carbone augmentent ou diminuent en même temps que ceux du réservoir le plus important).
- ▶ D'autre part, les réservoirs qui devraient répondre différemment à comparer au réservoir le plus important sont considérés comme potentiellement importants, et devraient être inclus en même temps que le réservoir le plus important ou priorisés dans une approche par étapes à mesure que les données deviennent disponibles.

En ce qui concerne le déboisement dans les biomes tropicaux, le réservoir le plus important est souvent la biomasse, sauf lorsque les forêts poussent sur des sols organiques. Dans le cas d'autres activités, la biomasse pourrait être considérée au départ comme le réservoir le plus important et les autres réservoirs, testés à partir de cette hypothèse de travail, en utilisant les méthodes GIEC synthétisées dans les MPR, pourraient être traités en recourant au Niveau 1 pour les besoins du test. À titre d'exemple et lorsque les définitions nationales des forêts s'appliquent: pour les forêts plantées établies sur des sols organiques drainés, le carbone des sols organiques est très probablement important si l'on s'en tient aux règles indiquées ci-dessus, car le réservoir décroît à mesure que la biomasse augmente. On devrait alors prévoir d'inclure les réservoirs importants en utilisant les données spécifiques du pays (donc de Niveau 2) à mesure qu'elles deviennent disponibles. L'importance peut être réexaminée à mesure que les systèmes nationaux de surveillance se mettent en place.

L'importance de chaque activité REDD+ notifiée peut être évaluée de la même manière que les réservoirs de carbone. Les activités susceptibles d'être touchées par un déplacement suite à une action liée à l'activité la plus importante sont considérées potentiellement importantes, et sont à inclure en même temps que l'activité la plus importante ou à prioriser dans une approche par étape, au fur et à mesure que de meilleures données deviennent disponibles. L'importance relative des émissions ou absorptions associées aux activités REDD+ peut évoluer dans le temps (en raison des actions entreprises, de l'évolution des facteurs moteurs, des nouvelles données acquises ou de l'amélioration des données) de telle sorte que l'importance, le cas échéant, doit être périodiquement réévaluée (par exemple dans une approche par étapes), et tout particulièrement lors de l'évaluation des résultats.

2.3.10 Attribution

L'attribution est le processus par lequel on associe l'occupation du sol et les changements d'occupation du sol observés à l'utilisation des terres et les changements d'affectation des terres. (**Encadré 16**). Du fait que selon le type de gestion et de perturbations, les effets sur les stocks de carbone et sur les émissions de GES sont différents (Kurz *et al.*, 2009), il convient de connaître les causes de la perturbation non seulement pour estimer les surfaces de l'utilisation des terres et du changement d'affectation des terres mais aussi pour estimer les émissions et les absorptions GES qui

y sont liées (IPCC, 2019).

Alors que deux dates d'imagerie satellitaire suffisent pour définir un changement d'occupation du sol, davantage de données et d'analyses sont nécessaires pour identifier les changements permanents d'affectation des terres. Une bonne pratique consiste à s'assurer que tous les changements d'occupation du sol identifiés par données satellitaires ont été vérifiés, en utilisant une imagerie dont la résolution spatiale et temporelle est suffisante, des références de terrain et d'autres ensembles de données auxiliaires pour isoler tout changement permanent d'occupation du sol par rapport à d'autres pertes temporaires de couvert forestier (**Tableau 8**). Ce processus, que l'on nomme attribution de changement d'occupation du sol observé par satellite, permet d'identifier le changement d'affectation des terres dû à l'action de l'homme et de relier le changement d'occupation du sol à la cause sous-jacente de perturbation et, avec le temps, de relier les terres aux catégories d'utilisation des terres du GIEC. Les ensembles de données typiquement utilisés dans le processus d'attribution sont notamment les données sur: les incendies, les zones de gestion des forêts, les zones agricoles, les réseaux routiers et les zones urbaines (Mascorro *et al.*, 2015). Ces ensembles de données sont combinés entre eux pour former des critères d'attributions qui permettent d'estimer les causes probables des perturbations qui ont été relevées dans les changements d'occupation du sol observés, sur la base de leur situation spatialement explicite.

Tableau 8: Tableau Exemples de données auxiliaires et d'hypothèses pour une classification de l'utilisation des terres

Données	Source	Hypothèse
Plans d'aménagement forestier	Organismes forestiers, parties prenantes	Ces plans sont réalisés.
Cartes d'établissement de plantation	Organismes forestiers, secteur privé	Les espèces plantées seront définies.
Espèces (ou distinction entre plantations et pousses naturelles)	Télédétection (les capteurs peuvent être les mêmes ou différents de ceux utilisés pour la série temporelle)	Les espèces plantées seront définies. Les espèces naturelles ont été autorisées à d'autres usages.
Cartographie des incendies	Télédétection Organismes d'aménagement du territoire	Les changements qui ont lieu en même temps qu'un incendie sont des incendies.
Parcs nationaux et aires protégées	Organismes d'aménagement du territoire	Les changements sont naturels, sauf indication contraire.
Types de climats ou de sols	Organismes chargés des ressources, centres météorologiques	Déterminer les types de cultures et de gestion qui sont possibles dans certaines régions (par exemple, pas de cultures dans un désert).

Les données auxiliaires et les hypothèses doivent faire l'objet de révisions fréquentes, comme le prévoit le processus de l'inventaire. Par ailleurs, au fur et à mesure que davantage de données sont disponibles au fil du temps (par exemple davantage de cartes actualisées de l'occupation du sol), il est probable que l'attribution d'un changement varie puisqu'il arrive que certaines hypothèses soient infirmées. Par exemple, lorsqu'il y a une perte d'occupation dans une zone forestière productive connue, les émissions peuvent être attribuées à l'exploitation forestière et, par conséquent, ne pas être incluses parmi les causes du déboisement ou d'un changement d'affectation des terres. Toutefois, si l'occupation n'est pas rétablie 5 à 10 ans plus tard, la zone peut être considérée comme ayant subi un changement d'affectation des terres. Dans ce cas, la zone devra passer dans la catégorie convertie l'année où elle a changé d'occupation et la série temporelle devra être recalculée. Ceci est pratique courante dans bon nombre d'inventaires nationaux (**Section 2.3.8**).

Les ensembles de données auxiliaires utiles qui facilitent l'attribution sont, entre autres: l'occupation du sol passée et actuelle, les pratiques de gestion, les incendies, les inondations et les cyclones. Au **Volume 4, Chapitre 3, Encadré 3.1a, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019), on trouvera des exemples utiles d'attribution des catégories d'utilisation des terres et de changement d'affectation des terres dans ce qui résulte être un ensemble de décisions nationales sur toute une série de règles de

notification qui peuvent aussi s'appliquer pour catégoriser le changement d'affectation des terres. Les règles doivent être documentées et communiquées de manière transparente afin de permettre la production, de manière cohérente, de données sur le changement d'affectation des terres (données sur les activités) au fil du temps.

Encadré 16: Surveillance de la gestion des plantations au Kenya

Au Kenya, les pratiques publiques standard de gestion des plantations après récolte consistent à mettre des cultures sur les sols concernés pendant une à deux années avant de replanter. Dans ce cas, le programme de classification des terres signalera sans ambiguïté le changement d'occupation du sol qui, de forestier, devient agricole. Le processus d'attribution note que le changement de l'utilisation est dû à une intervention humaine (en raison des coupes). Cependant, il est à noter que la récolte a eu lieu dans une forêt de plantation publique (indiqués à l'aide de fichiers de forme qui définissent les zones de forêt de plantation publique). La politique et les règles de notification établies par le Gouvernement du Kenya considèrent que le cycle court de culture fait partie de la gestion de la plantation. En conséquence, la catégorie d'utilisation des terres reste inchangée (il s'agit toujours d'une utilisation forestière) et toutes les émissions associées à la récolte ainsi que les absorptions liées à la replantation, sont notifiées comme forestières. Toutefois, il est également possible que la terre récoltée ne redevienne pas une forêt au cours de plusieurs années cartographiques ultérieures et, dans ce cas, le changement d'affectation est considéré comme ayant eu lieu au moment de la récolte et les superficies sont mises à jour en conséquence (**Section 2.3.8**).

2.3.11 Définition de la forêt

Une définition de la forêt est nécessaire pour déterminer s'il y a eu déboisement, boisement ou reboisement et pour spécifier les zones où une dégradation ou d'autres activités REDD+ pourraient avoir lieu. Les définitions peuvent avoir un impact important sur les estimations d'émissions ou d'absorptions associées aux activités REDD+ et sur la part allouée à chacune d'entre elles. Les définitions doivent être cohérentes dans le temps et pour toutes les activités REDD+, et la définition utilisée pour établir le NERF/NRF doit être la même que celle utilisée ensuite par le SNSF pour tous les objectifs MNV. Par exemple, tout ce qui est exclu de la définition de la forêt, comme les plantations d'huile de palme ou les mangroves, doit l'être systématiquement tout le temps.

Aucune définition spécifique de la forêt n'a été arrêtée par la CCNUCC pour les terres forestières. Dans le cadre de REDD+, l'annexe à la **Décision 12/CP.17** exige que les Parties fournissent la définition de la forêt qu'elles utilisent et, si elle est différente de celle utilisée dans l'IGES national ou dans les rapports soumis à d'autres organisations internationales, qu'elles en donnent la raison et expliquent pourquoi cette définition a été utilisée pour élaborer le NERF/NRF. Par conséquent, cela suppose que:

- ▶ la définition de la forêt utilisée par REDD+ est la même que celle utilisée dans des rapports précédents sur la forêt;
- ▶ les autres rapports sont actualisés afin de refléter l'éventuelle nouvelle définition; ou
- ▶ les raisons de l'existence de différentes définitions sont expliquées en toute transparence.

Pour élaborer les définitions de la forêt, les SNSF peuvent souhaiter prendre note du fait que la définition des terres forestières fournie par les GPG2003 comprend « toutes les terres à végétation ligneuse, conformes aux seuils utilisés pour définir les terres forestières dans l'inventaire national des gaz à effet de serre, subdivisés au niveau national en terres exploitées et inexploitées, et également par le type d'écosystème, comme cela est spécifié dans les Lignes directrices du GIEC. Cette définition inclut également des systèmes dont la végétation est actuellement inférieure au seuil de la catégorie des terres forestières, mais qui est susceptible de le dépasser. » La définition des terres forestières des 2006GL mentionne des valeurs seuils. Ainsi, le GIEC prévoit que les pays auront une définition de la forêt avec des seuils quantitatifs, en fonction de l'utilisation des terres, puisque les pertes temporaires du couvert forestier n'entraînent pas de passage à une autre catégorie d'utilisation des terres, à condition qu'il existe une prévision d'un retour aux valeurs seuils. Les valeurs seuils renvoient généralement aux valeurs minimales de superficie, de la couverture du houppier et de hauteur des arbres, bien que d'autres seuils (par exemple par rapport à la largeur minimale) soient envisageables.

Les pays qui n'ont pas encore élaboré de définition de la forêt peuvent se fonder sur celle qui a été proposée par le Protocole de Kyoto (PK): « la forêt est un terrain d'une surface minimum de 0,05 à 1 ha, où le couvert arboré (ou un niveau de stockage équivalent) est supérieur à 10-30 pour cent et où les arbres peuvent atteindre une hauteur minimale de 2 à 5 m à l'âge adulte. Une forêt peut être constituée soit de formations denses dont les divers étages et les sous-bois couvrent une forte proportion du sol, soit de forêts claires. Les jeunes peuplements naturels et toutes les plantations dont le houppier ne couvre pas encore 10-30 pour cent de la superficie ou qui n'atteignent pas encore une hauteur de 2 à 5 mètres sont classés dans la catégorie des forêts, de même que les espaces faisant normalement partie des terres forestières qui sont temporairement déboisées, par suite d'une intervention humaine telle que l'abattage ou de phénomènes naturels, mais qui devraient redevenir des forêts. » Dans l'Évaluation des ressources forestières de 2010, la FAO définit les forêts comme étant les terres occupant une superficie de plus de 0,5 hectare avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à 5 mètres et une couverture de la canopée de plus de 10 pour cent, ou avec des arbres capables d'atteindre ces seuils in situ. La définition exclut les terres à vocation essentiellement agricole ou urbaine. Les seuils de

superficie se situent dans la fourchette de la définition du PK et le seuil de hauteur se situe à la limite supérieure de la fourchette du PK. Les Accords de Cancun précisent que les actions d'atténuation REDD+ ne doivent pas encourager la conversion des forêts naturelles et, par conséquent, le SNSF devrait être en mesure de distinguer les forêts naturelles parmi les forêts incluses dans sa définition de la forêt. Cela pourrait impliquer des données supplémentaires sur la répartition des écosystèmes forestiers dans le pays.

La définition du GIEC distingue les forêts gérées des forêts non gérées. Ceci provient du fait que les changements anthropiques dans les stocks de carbone et les émissions et absorptions des gaz à effet de serre qui en découlent sont considérés comme se produisant essentiellement sur les terres gérées,⁽⁶⁷⁾ et de ce fait ceux qui ont lieu sur les terres non gérées restantes ne sont pas notifiés, à moins que la terre non gérée en question fasse l'objet d'une conversion d'affectation des terres.⁽⁶⁸⁾ Selon les GPG2003, « les terres exploitées peuvent être distinguées des terres non exploitées par le fait qu'elles assurent non seulement des fonctions de production, mais aussi des fonctions écologiques et sociales. Les fonctions détaillées et l'approche nationale pour distinguer entre terres exploitées et non exploitées doivent être décrites d'une façon transparente ».⁽⁶⁹⁾ Étant donné que cette définition des terres gérées est large, il est tout à fait possible que certains pays n'aient que peu ou pas de terres qui soient considérées non gérées, et que les critères de détermination de ce qui est géré varie d'un pays à l'autre.

Les définitions nationales de la forêt doivent fournir une classification fiable des zones forestières et de leur réaffectations, de manière à pouvoir estimer les variations des stocks de carbone et les émissions ou absorptions qui y sont associées. Elles doivent être appliquées systématiquement au fil du temps; sinon on court le risque que des variations apparentes dans les émissions ou les absorptions ne soient que l'expression des différentes manières dont les définitions sont appliquées au lieu d'être le reflet, par exemple, des effets des interventions REDD+. Pour cette même raison, les procédures utilisées pour évaluer si les seuils sont atteints doivent elles aussi être appliquées de manière cohérente au fil du temps, surtout lorsque des méthodes différentes (par exemple des données de terrain et des données obtenues par télédétection) sont utilisées en même temps. La manière de respecter la cohérence peut être utilement suggérée dans les dispositions de MNV.

Au moment d'adopter et d'appliquer les seuils de définition des forêts dans les observations de télédétection, les points suivants doivent être pris en considération:

- ▶ détermination des limites de la forêt dans des paysages fragmentés (en lien avec la zone minimale);
- ▶ détermination de la couverture du houppier;⁽⁷⁰⁾
- ▶ détermination de la hauteur; et
- ▶ détermination de la largeur minimale (quand elle est utilisée comme critère-seuil).

D'un côté, on peut adopter une position stratégique pour inclure le plus de zones forestières possibles dans la catégorie des terres forestières et, pour ce faire, les seuils sont fixés à un niveau bas (par

(67) Voir la réflexion sur l'utilisation des terres gérées comme un outil approximatif pour évaluer les effets anthropiques, dans les **2006GL Volume 4 page 1.5**.

(68) Les changements des stocks de carbone et les émissions de GES sur les terres non gérées ne sont pas notifiés conformément aux Lignes directrices du GIEC, mais la notification est exigée lorsque les terres non gérées font l'objet d'une conversion d'affectation des terres. Voir **GPG2003 Chapitre 2, page 2.5**.

(69) Selon les 2006GL, les terres gérées sont les terres où les interventions et les pratiques humaines ont servi à réaliser la production et à remplir des fonctions écologiques ou sociales. Toutes les définitions et classifications de terres doivent être spécifiées au niveau national, décrites avec transparence et appliquées de manière cohérente dans le temps.

(70) Par exemple, Magdon and Kleinn, 2012. Les incertitudes dans l'estimation des zones forestières dues au suivi d'un couvert arboré minimum. Suivi et évaluation environnementaux 185(6): 5345- 5360.

exemple 10 pour cent de la couverture de la canopée et 0,5 hectares); d'un autre côté, surveiller près de 10 pour cent de la couverture de la canopée à l'aide d'une imagerie à moyenne résolution et de libre accès peut poser problème et mener à une augmentation des erreurs et des incertitudes notifiées.

Lorsque l'on utilise une définition structurelle de la forêt (couverture, superficie minimale et hauteur minimale de la canopée) quelques points pratiques sont à garder à l'esprit:

- ▶ La limite de détection du capteur qui est utilisé (par exemple une surface de 10 pour cent est difficile à repérer si l'on utilise des données satellitaires à moyenne résolution, tandis que pour une surface de 20 ou 30 pour cent, il est possible de produire des estimations plus exactes).
- ▶ Les effets des seuils sur les taux d'activité (par exemple un seuil plus bas de la canopée d'une forêt) sont susceptibles de déterminer une zone forestières plus vaste mais par forcément d'augmenter les taux de déboisement (par exemple si seuls quelques arbres sont restés dans le paysage, la définition de la couverture de la canopée mettra plus en avant la dégradation des forêts que le déboisement).

Dans la formulation d'une définition de la forêt, il est aussi important de distinguer la couverture forestière des terres forestières, ce qui est généralement signalé dans les inventaires forestiers et prend en compte l'utilisation des terres. D'un point de vue des inventaires forestiers, et comme la FAO les définit, les terres forestières peuvent comprendre des zones qui sont temporairement sans arbre à cause de coupes ou suite à une perturbation naturelle. Une même terre peut être considérée dans la catégorie des terres non-forestières sur la base d'une observation par télédétection de l'occupation du sol, et dans la catégorie des terres forestières selon un inventaire des terres forestières. L'inverse est aussi vrai. La définition de la forêt de la FAO n'inclut pas les terres essentiellement agricoles ou urbaines et ce, même dans le cas où le couvert arboré de ces terres respecte le seuil national.

Ces différences peuvent avoir un effet déterminant sur les estimations des émissions/absorptions qui en résultent et peuvent rendre plus difficiles les comparaisons avec les approches de classification de l'occupation du sol (par exemple lorsque, selon la définition nationale, les pertes dues à des suppressions temporaires d'arbres suivies par des repousses sont classées comme du déboisement, leur affectation en tant que terres forestières est maintenue et la repousse de la forêt est attendue). Ce biais peut être corrigé par l'utilisation de données auxiliaires, en analysant la série temporelle de données de télédétection pour savoir où se situe la repousse tout en veillant à estimer conjointement les activités REDD+ afin de prendre en compte à la fois les pertes et la repousse. Le suivi intégral des terres affectées par les activités REDD+ implique l'établissement de règles permettant de s'assurer que les terres sont correctement classifiées au fil du temps.

Si dans la pratique, l'information sur la régénération des seuils n'est pas disponible, il peut être nécessaire de baser la définition sur le couvert arboré, au moins jusqu'à ce que l'on dispose d'une intégration suffisante des données de télédétection et de terrain grâce auxquelles on pourra définir l'utilisation des terres. Il est clair que la superficie minimale utilisée dans la définition de la forêt peut avoir des effets sur la résolution spatiale de l'imagerie utilisée pour détecter les zones forestières et leurs changements d'affectation, elle peut aussi avoir une influence sur la capacité à mener un traçage des facteurs moteurs des changements selon différentes échelles, intensités et distributions spatiales. La réduction de la couverture de la canopée sous le seuil minimal n'entraîne pas nécessairement la suppression de toute la zone mais appelle une détection à plus haute résolution, notamment lorsque les surfaces minimales sont importantes.

Un pays peut modifier les seuils de définition de la forêts lorsqu'il considère qu'il peut ainsi affiner la méthodologie et, par conséquent, améliorer la qualité des notifications tout en satisfaisant aux bonnes pratiques du GIEC, à condition de fournir une explication et d'utiliser systématiquement la nouvelle définition de la forêt dans tous ses rapports. Dans ces cas, le GIEC considère que recalculer l'ensemble

de la série temporelle des émissions, et pas uniquement celles des dernières années, est une bonne pratique. Les changements et les révisions méthodologiques qui ont lieu dans le temps sont des facteurs essentiels de l'amélioration de la qualité des inventaires.

La Révision de 2019 annonce que l'utilisation des techniques de recalcul dans le secteur AFAT sera particulièrement importante. L'élaboration de méthodes d'inventaire et d'outils (modèles) d'interpolation/extrapolation dans ce secteur est en cours et on prévoit que des changements (et des révisions) des méthodes de beaucoup de pays auront lieu à l'avenir étant donné la complexité du processus en question (**Volume 1 Chapitre 5 Cohérence des séries temporelles**).

La Révision présente des bonnes pratiques concernant les techniques de raccord qui peuvent être appliquées pour combiner ou raccorder plusieurs méthodes pour former une série temporelle complète, quand il n'est pas possible d'utiliser la même méthode ou la même source de données pour toutes les années. Des orientations sont proposées afin de minimiser toute incohérence qui pourrait surgir dans la série temporelle. Les pays doivent fournir une documentation sur les techniques de raccord qu'ils utilisent pour compléter une série temporelle. La documentation doit indiquer les années pour lesquelles les données nécessaires à la méthode ne sont pas disponibles, la technique de raccord utilisée, et toute autre donnée de remplacement ou de chevauchement utilisée.

Enfin, dans l'élaboration de la définition de la forêt, il est recommandé de tenir compte des définitions utilisées pour d'autres catégorisations d'utilisation des terres (comme les terres agricoles, les établissements et autres) par le GIEC. Faute de quoi, on risque d'avoir de incohérences entre les différents rapports d'inventaires du secteur AFAT. Ceci est tout particulièrement le cas des zones où les terres forestières ont été destinées à d'autres affectations ou, à l'inverse, des terres ont été converties en forêts, car dans ces cas-là les terres doivent être classées dans la catégorie appropriée d'utilisation des terres selon la classification du GIEC (par exemple des terres forestières converties en prairies, ou des prairies converties en terres forestières). Une telle cohérence exige souvent une collaboration avec d'autres agences gouvernementales, comme celles actives dans le domaine de l'agriculture (**Chapitre 1**).

2.4 Cadres d'intégration pour l'estimation des émissions et des absorptions

L'élaboration de systèmes de notification des émissions et des absorptions de gaz à effet de serre et de leurs incertitudes conformément aux bonnes pratiques du GIEC demande que l'on combine des données de différentes sources, et que les lacunes soient comblées soit par des hypothèses soit par des avis d'experts le cas échéant (**Encadré 17**). Les outils qui facilitent cette opération sont appelés des cadres d'intégration. Quel que soit le niveau de complexité méthodologique, les cadres d'intégration servent à organiser les données et les méthodes d'estimation et à faciliter la progression systématique des méthodes de simples à complexes. Les cadres d'intégration qui sont conçus pour simuler les impacts des activités humaines sur les variations futures des stocks de carbone peuvent également aider à la création de scénarios utiles aux analyses stratégiques.

Dans l'idéal, tout cadre d'intégration devrait pouvoir s'étendre à plus grande échelle et s'appliquer aux peuplements forestiers, aux projets, aux régions ou aux pays pour contribuer à **des objectifs multiples**. Il devrait également être capable d'utiliser dans un premier temps des données simples, plus facilement accessibles, et être amélioré progressivement, en remplissant à chaque étape les exigences des bonnes pratiques du GIEC qui demandent d'éviter toute sous-estimation et toute surestimation dans les évaluations et de réduire les incertitudes autant que possible.

Les **Approches**, les **Méthodes** et le **Niveau** adoptés par le SNSF déterminent par la suite la manière dont les données sont intégrées dans les estimations d'émissions et d'absorptions en vue de

satisfaire aux objectifs MNV. Il existe deux principales méthodes d'intégration des observations par télédétection et des observations de terrain:

1. Les cadres de données sur les activités x facteurs d'émissions/absorptions (représentant en général les méthodes de Niveau 1 ou 2).
2. Les cadres entièrement intégrés, avec deux sous-cas:
 - ▶ Les modèles spatialement référencés (représentant les méthodes de Niveau 3, Approche 2/3)
 - ▶ Les méthodes spatialement explicites (représentant les méthodes de Niveau 3, Approche 3) qui permettent d'effectuer le traçage des unités terrestres individuelles (polygones ou pixels) au fil du temps.

Toutes ces méthodes ont été utilisées par les pays pour développer les estimations de GES du secteur des terres et, lorsqu'elles sont appliquées correctement, elles se conforment toutes aux règles de la CCNUCC et aux lignes directrices du GIEC. Cependant, la précision des estimations obtenues peut varier considérablement. Les approches de Niveau 3 sont plus exactes ou précises quand elles sont appliquées correctement et capables de représenter la population concernée (IPCC, 2019) car:

- ▶ elles n'ont pas à avancer des hypothèses simplificatrices sur les facteurs d'émission/absorption; et
- ▶ elles arrivent à accueillir une stratification affinée de la situation des forêts (types de forêt, conditions écologiques et climatiques, classes d'âge, historique des perturbations et des aménagements, etc.) malgré le fait que la complexité peut aussi augmenter du fait de la quantité des informations ainsi produites à inclure pour obtenir un rapport transparent.⁽⁷¹⁾

Les méthodes d'intégration ne s'excluent pas mutuellement. La plupart des pays utilisent actuellement une combinaison de méthodes d'intégration en fonction de la nature de l'utilisation des terres forestières, et de la disponibilité des données. Toutefois, il est judicieux de mettre progressivement en place un système national dans un cadre d'intégration unique. Cela permet d'abord d'utiliser des méthodes plus simples pour répondre aux besoins à court terme, sans pour autant sacrifier les objectifs à long terme. Par exemple, il arrive que le cadre d'intégration, au début, ne représente qu'un petit nombre de strates forestières avec un petit nombre de courbes de croissance qui leur sont associées. À mesure que plus de données sont disponibles grâce à la mise en œuvre de **plans d'amélioration** pour les **catégories clés ou importantes** identifiées, la portée spatiale du cadre d'intégration peut être élargie. Les cadres bien conçus devraient être en mesure de s'adapter à l'augmentation de la complexité de l'estimation et à la richesse des données.

Les cadres d'intégration exigent généralement que l'on dispose des données suivantes:⁽⁷²⁾

1. La situation de départ de l'occupation du sol (à savoir forêt, non forêt, ou autre catégorie d'occupation du sol).
2. Les facteurs moteurs du changement (données d'activités sur les perturbations anthropiques et naturelles) et estimations des utilisations des terres qui leur correspondent (terres réaffectées).
3. La situation de départ de la forêt et les taux d'accroissement forestier.

(71) La transparence n'est donc pas synonyme de simplicité. Les modèles complexes sont transparents lorsqu'ils fournissent toutes les informations nécessaires à leur description et à la compréhension de leurs résultats. Ceci peut également s'obtenir en utilisant les méthodes de Niveau 3; voir par exemple https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/meeting/pdfiles/1008_Model_and_Facility_Level_Data_Report.pdf

(72) Les points indiqués concernent surtout les cadres d'intégration basés sur des approches gains-pertes.

4. Le taux des pertes de carbone dues à la décomposition et aux transferts entre les réservoirs (par exemple matière organique morte, sols).

On remarque que de plus en plus, ces données, en particulier les données sur l'occupation du sol, le changement d'occupation du sol et les agents du changement, sont obtenues par télédétection. Elles s'avèrent très utiles pour décrire l'historique des changements d'occupation du sol qui ont déterminé les émissions et les absorptions. Plus ces données remontent loin dans le temps de manière systématique (voir **Encadré 30**), plus elles sont fiables et utiles aux outils d'intégration. En outre, les cadres d'intégration peuvent engendrer **une incertitude totale des estimations** à travers soit une propagation d'erreur soit les simulations de Monte Carlo, qui sont toutes deux des méthodes GIEC pour engendrer l'incertitude totale.

L'analyse des impacts des interventions futures de REDD+ (ou de manière plus générale les scénarios de gestion des forêts) peut être menée à l'aide de cadres d'intégration qui se servent de scénarios de données sur les activités futures afin d'élargir le champ historique des données sur les activités de la série temporelle. Par exemple, si l'ancien taux des activités de déboisement est une estimation obtenue à partir d'observations par télédétection, ce taux peut être étendu à une période future et ainsi servir de base (par exemple le taux moyen du déboisement pour les N années passées) de comparaison avec un ou plusieurs scénarios montrant l'impact d'une réduction du taux de déboisement de X ou Y pour cent par an (par exemple Kurz *et al.*, 2016). Quand les facteurs moteurs socioéconomiques sont identifiés et quand les liens entre eux sont compris, il est plus facile d'étendre la série temporelle des données sur les activités aux cadres d'intégration qui utilisent des données sur les activités spatialement référencées. Étendre la série temporelle de données sur les activités observées à l'aide de projections sur de futurs régimes de gestion alternative permet d'évaluer différentes stratégies d'atténuation des effets du changement climatique (Smyth *et al.*, 2014). Par souci de cohérence, lorsque l'on projette des estimations futures des taux d'activités REDD+, il est recommandé de veiller à ce que les méthodes et les données utilisées soient cohérentes par rapport à celles utilisées pour le suivi.

Encadré 17: Données, hypothèses, modèles, outils et estimation des émissions

Toutes les estimations des émissions reposent sur des données de mesure, des hypothèses, des modèles et autres outils. La compréhension de chacun de ces éléments est utile à la création de systèmes MNV.

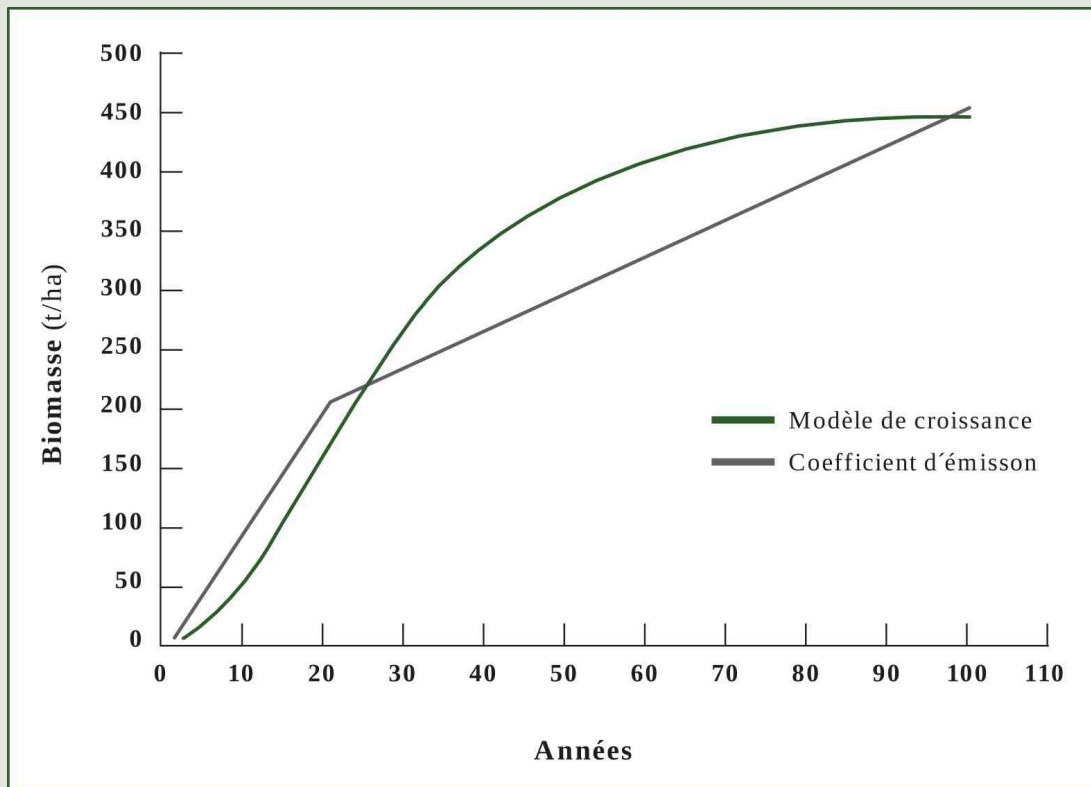
- ▶ **Données** - Les données peuvent être divisées en données de mesure (telles que les mesures de l'inventaire forestier) et en données dérivées (telles que les estimations de la biomasse dérivées des mesures de base comme le diamètre à hauteur d'homme). Les données dérivées demandent que l'on applique des modèles tels que les équations de volume et de conicité pour estimer les volumes des arbres ou des modèles allométriques pour estimer la biomasse. Les données de mesure comportent des erreurs associées à la mesure, et les données dérivées comportent des erreurs associées au modèle, en plus des erreurs de mesure.
- ▶ **Hypothèses** - La conversion des données d'entrée en valeurs pouvant être utilisées dans l'estimation des émissions repose sur certaines hypothèses. Par exemple, les facteurs d'émission par défaut du GIEC supposent que la croissance se produise au même rythme entre deux points dans le temps, tandis que les courbes de croissance supposent que la forêt suive un schéma de croissance non linéaire. En réalité, la croissance varie également d'une année à l'autre, en fonction des conditions météorologiques et des perturbations passées. La mesure dans laquelle ces effets seront inclus dans les estimations dépend du type de modèle choisi (par exemple, modèles empiriques ou basés sur des processus). Ces hypothèses ont un impact sur la précision des résultats à tout moment et ne peuvent

pas être améliorées simplement en augmentant la précision statistique d'un point donné dans le temps.

- ▶ **Modèles** - Tous les systèmes reposent sur des modèles de complexité variable, et tous les modèles reposent sur des données et des hypothèses. De manière générale, passer d'hypothèses et de modèles simples, tels que les courbes de croissance linéaire dans les méthodes des facteurs d'émission de Niveau 1 et 2, à des hypothèses plus réalistes de croissance et de rendement des forêts en courbe S dans les méthodes de Niveau 3, conduit à une plus grande précision annuelle dans les estimations des émissions de toute la série temporelle (Figure 10). L'augmentation de la complexité entre les Niveaux 2 et 3 peut être faible dans le cas des courbes de croissance empiriques (qui sont couramment appliquées dans les exploitations forestières du monde entier), ou importante si l'on met en œuvre des modèles physiologiques plus complexes. Les modèles peuvent être réunis à l'aide d'outils d'intégration.
- ▶ **Outils d'intégration** - Les outils d'intégration combinent plusieurs sources d'informations, le plus souvent des données spatiales, telles que celles obtenues par télédétection, des données d'inventaires forestiers provenant de mesures au sol et sur les parcelles, et des données provenant de sites sous surveillance régulière à l'aide de modèles. Les modèles peuvent aider à obtenir des estimations pour les réservoirs qui sont difficiles à mesurer (par exemple, les sols), et à extrapoler les mesures obtenues à partir des parcelles dans l'espace et le temps. Les outils peuvent aller de la simple feuille Excel (par exemple **EXACT**) à des exécutables autonomes (par exemple **ALU** et le **logiciel d'inventaire des GES du GIEC**) et des systèmes analytiques détaillés (par exemple **CBM-CFS3, FullCAM, FLINT**). Certains de ces outils peuvent comporter des modèles et des hypothèses, mais la plupart sont flexibles et permettent d'utiliser et de modifier différentes données et hypothèses. La **Figure 5** présente une comparaison d'un modèle de facteur d'émissions et d'absorptions et d'une courbe de croissance typique. Les deux prévoient une biomasse similaire à l'âge de 100 ans, mais le schéma est différent, ce qui entraîne un biais potentiel dans les estimations des taux d'accumulation du carbone dans la biomasse. Les deux modèles sont des simplifications du taux réel d'accumulation de la biomasse, qui varie également dans le temps en fonction des conditions climatiques et autres conditions environnementales. Cela peut avoir un impact important sur les

estimations des émissions/absorptions sur de courtes périodes.

Figure 5: Comparaison entre un modèle de facteur d'émissions et d'absorptions et une courbe de croissance typique



2.4.1 Outils donnés sur les activités x facteur d'émission/absorption

Les méthodes de données sur les activités x le facteur d'émission/absorption, qui correspondent typiquement aux méthodes de Niveau 1 et de Niveau 2, sont en général faciles à appliquer et à communiquer. Les systèmes basés sur le facteur d'émissions/absorptions sont mis au défi lorsque les changements d'affectation des terres sont nombreux dans le temps. L'équation sur le carbone des sols qui figure dans les 2006GL⁽⁷³⁾ porte sur les sols mais peut s'appliquer à d'autres réservoirs le cas échéant. Le degré de la difficulté dépend de l'approche qui est suivie, sachant que l'Approche 2 crée davantage de difficultés car elle ne permet pas de traçage en cas de changements multiples.

Par défaut, les Lignes directrices du GIEC font l'hypothèse d'une période de transition de 20 ans, mais si d'autres changements d'affectation des terres ont lieu durant cette période, les systèmes basés sur les facteurs d'émissions/absorptions ne disposent en général pas de facteurs d'émissions/absorptions appropriés pour accueillir de multiples transitions et il peut s'avérer onéreux de devoir produire la quantité nécessaire de facteurs. L'adoption de cette transition linéarisée sur une période de 20 ans introduit un biais dans les estimations, qui doit être quantifié.

Dans les pays aux multiples cycles de coupe et de repousse (par exemple dans l'agriculture itinérante), il est nécessaire d'estimer non seulement les émissions dues au déboisement initial mais également d'estimer les absorptions et les émissions futures qui s'ensuivront au cours des cycles répétés de coupe et de repousse. Ceci peut se faire soit en effectuant un traçage des changements au fil du temps soit en créant un nombre gérable de strates statistiquement représentatives pour représenter ces utilisations des terres. Représenter de tels schémas de coupe et de repousse peut s'avérer une opération complexe surtout quand d'autres facteurs interviennent, comme plusieurs types de forêts et plusieurs types de perturbations (comme l'exploitation de bois pour le commerce ou une agriculture itinérante). Le choix dépend des politiques et des besoins de notification du pays.

Les modèles complexes de dégradation ou d'autres changements multiples sur les unités de terrain individuelles, comme la dégradation préalable au déboisement, peuvent aussi être difficiles à comptabiliser si l'on utilise des outils plus simples, en raison du grand nombre de permutations possibles. La complexité s'accroît lorsqu'un plus grand nombre de strates et de types de perturbations sont à inclure. Même si on utilise des approches de Niveau 1 ou 2, il peut être intéressant d'utiliser les outils les plus avancés, entièrement intégrés, pour gérer le grand nombre de transitions et la combinaison des variations de stocks en résultant.

Trois outils principaux ont été mis au point pour la méthode données sur les activités x facteur d'émissions/absorptions. Ils sont essentiellement utiles pour les méthodes de Niveau 1 et parfois de Niveau 2: les outils **EXACT**, **ALU** et **GIEC**. Les outils GIEC et ALU sont désormais largement utilisés et continuellement mis à jour pour garantir leur conformité avec les bonnes pratiques. Ils produisent tous deux des résultats qui satisfont aux exigences des 2006GL. Les données sur les activités compilées issues des observations obtenues par télédétection peuvent être utilisées dans tous ces outils. L'outil ALU (**Encadré 18**) permet également d'utiliser des données SIG pour élaborer des estimations d'émissions spatialement explicites selon l'Approche 2, mais il ne permet pas des approches basées sur les peuplements ou les pixels sur de grandes étendues ni le traçage aisé quand des changements multiples d'affectation des terres ont eu lieu sur une même unité de terrain (Approche 3).

(73) Voir **Volume 4, Chapitre 2, Encadré 2.1, Formulation B de l'Équation 2.25, dans la Révision de 2019 (IPCC, 2019)**.

Ces outils utilisent des techniques de propagation d'erreur pour estimer les incertitudes d'inventaire.

Encadré 18: Logiciel d'inventaire des gaz à effet de serre dans l'agriculture et l'utilisation des terres (ALU)

Le **logiciel d'inventaire des gaz à effet de serre dans l'agriculture et l'utilisation des terres (ALU)** à l'attention des compilateurs d'inventaires vise à les guider à travers le processus d'estimation des émissions et des absorptions de gaz à effet de serre liées aux activités agricoles et forestières. Le logiciel simplifie le processus d'établissement de l'inventaire en divisant l'analyse de l'inventaire en étapes pour faciliter la compilation des données sur les activités, l'attribution des facteurs d'émissions/absorptions et la réalisation des calculs. Le logiciel dispose également de contrôles internes pour garantir l'intégrité des données. Étant donné que de nombreux gouvernements ont intérêt à atténuer les émissions de gaz à effet de serre provenant de l'agriculture et de la foresterie, et que la détermination du potentiel d'atténuation nécessite une compréhension à la fois des tendances actuelles en matière d'émissions et de l'influence des pratiques alternatives d'utilisation et de gestion des terres sur les émissions futures, le logiciel ALU est conçu pour soutenir une évaluation des potentiels d'atténuation en utilisant les données d'inventaire comme base de référence pour projeter les tendances des émissions associées aux solutions alternatives de gestion. ALU peut être utilisé pour estimer les émissions et les absorptions associées aux stocks de carbone de la biomasse, aux stocks de carbone du sol, aux émissions d'oxyde nitreux du sol, aux émissions de méthane du riz, aux émissions de méthane entérique, aux émissions de méthane et d'oxyde nitreux du fumier, ainsi qu'aux émissions de GES autres que le CO₂ provenant de la combustion de la biomasse. Les méthodes reposent sur les lignes directrices du GIEC. Il existe deux versions du logiciel ALU:

1. Version 5.0 basée sur les méthodes des 2006GL.
2. Version 4.5 basée sur les méthodes des 96GL révisées et révisées en 2000 ainsi que des GPG2003.

Le logiciel présente plusieurs fonctionnalités et notamment:

- ▶ Il prend en compte les méthodes de niveau un et deux telles que définies par le GIEC.
- ▶ Il permet aux compilateurs d'intégrer des données spatiales SIG avec les statistiques nationales sur l'agriculture et la foresterie.
- ▶ Il est conçu pour produire une représentation cohérente et complète de l'utilisation des terres pour l'évaluation de l'inventaire.
- ▶ Il permet une meilleure caractérisation de l'élevage.
- ▶ Il comporte des mesures explicites d'assurance qualité et contrôle qualité.
- ▶ Il fournit une archive à long terme des données et des résultats sous forme numérique.
- ▶ Il produit des rapports d'émission qui peuvent être inclus dans les communications avec les parties intéressées.

2.4.2 Cadres entièrement intégrés

Les cadres entièrement intégrés ont pour objectif de permettre l'estimation des émissions à l'aide des informations sur les conditions propres aux sites et sur les facteurs moteurs des changements, comme la gestion, les perturbations naturelles et les changements d'affectation des terres. Ces systèmes sont plus détaillés que les méthodes de données sur les activités x facteur d'émissions/absorptions mais ils peuvent présenter des avantages importants, notamment:

- ▶ l'intégration plus efficace des données de télédétection dans des équations d'estimation des émissions/absorptions;
- ▶ une plus grande capacité d'analyse des effets de la gestion sur les émissions/absorptions;
- ▶ la capacité à projeter des estimations d'émissions/absorptions qui permettent des analyses de scénarios;
- ▶ la capacité à s'étendre, selon les besoins, à l'aide d'un développement continu;
- ▶ des méthodes plus automatisées de vérification des données et d'AQ/CQ, incluant des dispositions permettant d'éviter la double comptabilisation des terres.

Ces cadres sont généralement considérés comme étant de Niveau 3 mais ils peuvent également être utilisés avec les méthodes de Niveau 1 et 2. Dans de tels cas, le cadre d'intégration peut aider à augmenter la précision globale du système en acceptant plus d'informations sur l'historique de l'utilisation des terres. Les cadres peuvent plus facilement permettre d'utiliser les méthodes de Niveau 1 et 2 pour les données d'Approche 3 et peuvent plus facilement accueillir des scénarios avec plusieurs changements sur la même unité de terrain.

Les cadres de Niveau 3 entièrement intégrés utilisent des modèles basés sur le bilan massique qui enregistrent tous les plus grands réservoirs de carbone et les mouvements entre eux (**Encadré 19**). Ces modèles visent à mieux représenter les variations des stocks de carbone dues à des activités qui ne sont pas facilement couvertes par les facteurs d'émissions/absorptions (tels que les récoltes partielles ou les incendies), et peuvent permettre le suivi du devenir du matériel (par exemple les résidus des coupes) et s'appliquer à d'autres réservoirs, tels que les débris et le carbone du sol. Les cadres entièrement intégrés incluent habituellement des outils pour évaluer le devenir de la matière récoltée et estimer les stocks de carbone et les émissions dans les produits fabriqués à partir du bois récolté. Il existe plusieurs approches pour estimer le devenir des produits ligneux récoltés (Brunet-Navarro, 2016; IPCC, 2003;⁽⁷⁴⁾ GIEC, 2006;⁽⁷⁵⁾ Supplément PK 2013⁽⁷⁶⁾).

Les méthodes de Niveau 3 entièrement intégrées peuvent également utiliser la télédétection pour, non seulement développer des données sur les activités, mais aussi utiliser ces données pour faciliter la réduction des biais et améliorer la précision des résultats. Par exemple, par le suivi des unités individuelles des terres à travers le temps, il est possible de déterminer l'histoire d'une zone, et donc de prédire avec plus de précision son état actuel. Les cadres entièrement intégrés visent à rassembler toutes les données sur les activités de base et les processus d'estimation des émissions. En tant que tels, ces cadres ont en général recours aux simulations de Monte Carlo pour calculer les incertitudes des estimations afin de pouvoir gérer la plus grande complexité.

Ils peuvent fournir une plateforme de traitement efficace des historiques complexes d'utilisation des terres. Les résultats et la capacité des cadres sont limités par les données et les méthodes utilisées

(74) Voir **Annexe 3.a.1**, GPG2003.

(75) Voir le **Volume 4, Chapitre 12**, 2006GL.

(76) Voir le **Supplément PK 2013, Section 2.8**.

mais ils présentent des avantages significatifs par rapport aux outils plus simples car ils permettent notamment de:

- ▶ représenter avec précision les principaux flux de carbone (par exemple la croissance et la décomposition des processus naturels, l'exploitation, les incendies et les perturbations dues aux insectes);
- ▶ être paramétrés en utilisant les données disponibles ou faciles à collecter;
- ▶ incorporer des contrôles et des contreponds qui permettent d'éviter des résultats irréalistes;
- ▶ incorporer des tests pour veiller à ce que le bilan massique soit assuré à toutes les étapes du modèle (autrement dit que les intrants et les extrants (flux) devraient toujours correspondre à la variation du stock de carbone (bilan massique)).

Il n'existe pas d'exemples opérationnels d'approches basées sur des processus complets en raison de la quantité de données requise pour étalonner et appliquer ces modèles, la nature souvent illimitée de leurs résultats, et les estimations souvent divergentes des impacts des facteurs moteurs environnementaux qui déterminent les émissions et absorptions (Huntzinger *et al.*, 2012).

Les cadres d'intégration de Niveau 3 actuellement opérationnels utilisent plusieurs modèles différents, depuis les modèles entièrement empiriques (Kurz *et al.*, 2009) jusqu'aux modèles hybrides procéduraux-empiriques (Brack *et al.*, 2006; Waterworth and Richards, 2008). Le choix méthodologique dépend de la disponibilité des données existantes (par exemple, la télédétection, la cartographie ou les inventaires forestiers nationaux), et des résultats attendus et du coût.

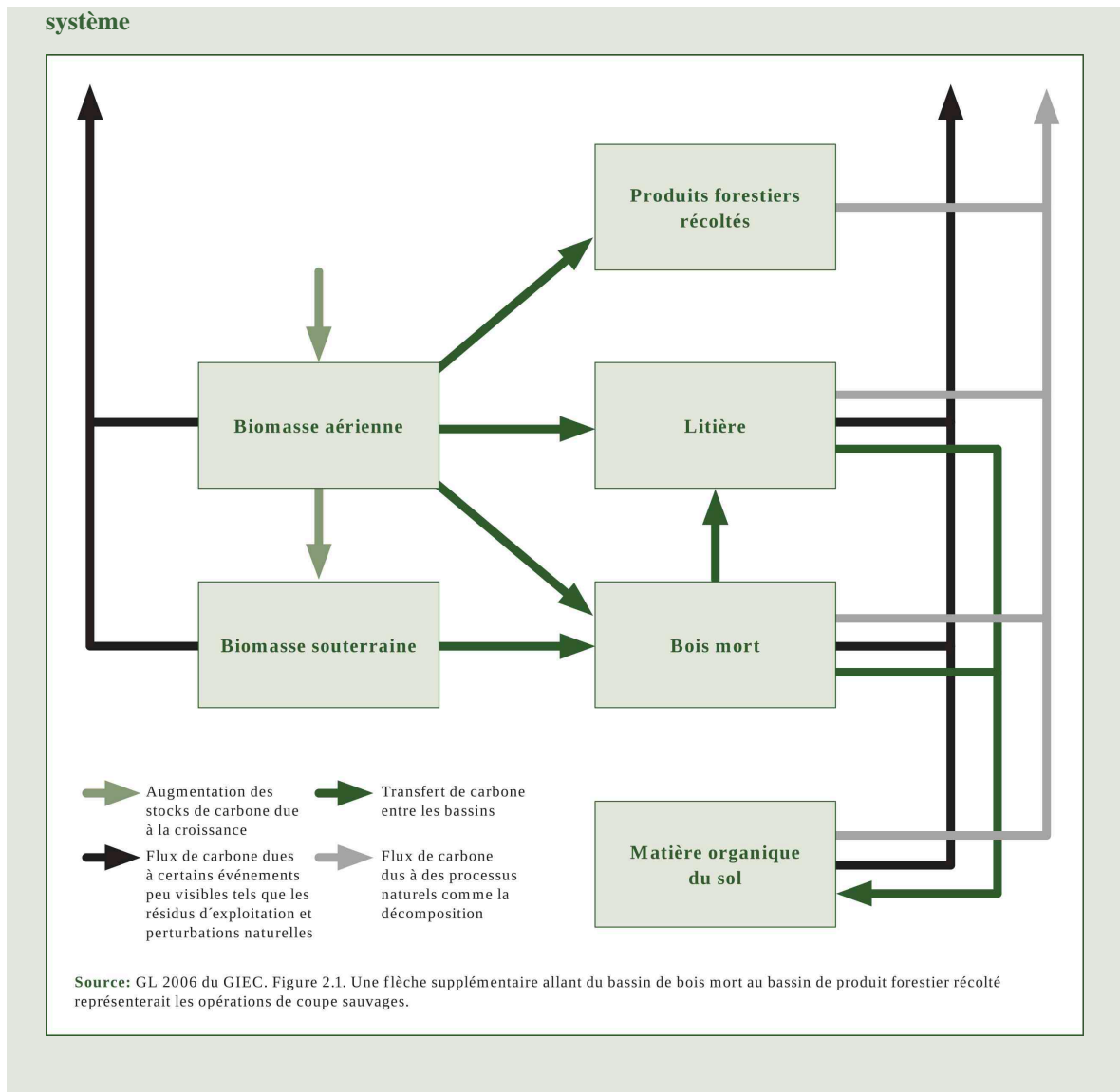
Encadré 19: Méthodes basées sur le bilan massique

Dans les méthodes basées sur le bilan massique (également appelées méthodes de comptabilisation ou de conservation de la masse), les stocks de chaque réservoir et leurs variations dépendent de transferts entre réservoirs à partir des éléments connus du cycle du carbone comme l'illustre la **Figure 6**. Les systèmes basés sur le bilan massique peuvent être utilisés pour estimer les émissions et les absorptions annuelles et d'assurer le suivi de ces émissions et absorptions en cas d'événement particulier comme une récolte ou un incendie.

Pour qu'elles puissent être appliquées à des systèmes d'inventaire national et être entièrement intégrées, les méthodes basées sur le bilan massique doivent au moins présenter les caractéristiques suivantes:

- ▶ être en mesure de représenter de manière exacte les principaux flux de carbone, (par exemple ceux qui résultent de processus naturels, croissance et décomposition, de coupes, d'incendies et d'infestation de parasites);
- ▶ permettre un paramétrage en fonction de données disponibles ou faciles à recueillir;
- ▶ disposer de mécanismes régulateurs pour éviter des résultats irréalistes;
- ▶ disposer de systèmes de contrôle pour faire en sorte que le bilan massique soit préservé à toutes les étapes du modèle;
- ▶ présenter des entrées et des sorties (flux) correspondant à la variation des stocks de carbone;
- ▶ être en mesure d'estimer et notifier l'incertitude.

Figure 6: Cycle de carbone généralisé dans les écosystèmes terrestres AFAT montrant les flux de carbone entrant et sortant du système, et les flux entre les cinq réservoirs de carbone du



Encadré 20: Description d'exemples d'outils entièrement intégrés

Plusieurs pays utilisent des outils entièrement intégrés pour estimer les émissions provenant des terres forestières. Il existe actuellement deux outils opérationnels entièrement intégrés utilisés pour la notification à la CCNUCC: le modèle de comptabilisation complète du carbone de l'Australie (FullCAM) et le modèle de budget carbone pour le secteur forestier canadien (CBM-CFS3). Ces deux méthodes ont été utilisées pour élaborer de multiples inventaires dans leurs pays respectifs et ont également été appliquées dans d'autres pays. Par exemple, la méthode CBM-CFS3 a été appliquée par le Centre commun de recherche de l'Union européenne à 26 pays européens, fournissant une méthodologie unique et cohérente pour comparer les soumissions au niveau des pays (Pilli *et al.*, 2016). Ces deux outils sont disponibles gratuitement et, dans le cas du CBM-CFS3, bénéficient d'une assistance, notamment à travers des cours de formation fréquents et des systèmes d'aide par courrier électronique.

Le FullCAM et le CBM-CFS3 sont tous deux des cadres de bilan massique qui utilisent un mélange de modèles empiriques et de modèles de processus pour estimer les émissions de tous les réservoirs. L'avantage de ces cadres est que toutes les données (par exemple les courbes de croissance, les facteurs d'émissions, les calibrages des modèles, les données sur les activités) sont conservées à l'extérieur des systèmes et n'entrent dans le cadre que lorsque cela est nécessaire. Cela permet de mettre facilement à jour les données et d'élaborer des projections (Stinson *et al.*, 2011; Smyth *et al.*, 2014; Australian Government, 2011).

CBM-CFS3

Le CBM-CFS3 est un exemple de cadre d'intégration flexible qui peut mettre en œuvre à la fois des approches spatialement référencées (Stinson *et al.*, 2011; Kurz *et al.*, 2008) et spatialement explicites (toutes deux à base de polygones (Trofymow *et al.*, 2008) et de pixels (Mascorro *et al.*, 2015) pour simuler la dynamique du carbone forestier en fonction de la croissance des forêts, de la mortalité, des perturbations naturelles, de la gestion des forêts et du changement d'affectation des terres. En outre, le modèle peut simuler un peuplement unique, une région ou plusieurs centaines de millions d'hectares de forêts. Et selon les données disponibles, il peut être étendu afin de représenter un petit nombre de strates forestières ou plusieurs milliers de strates. Ce modèle a été appliqué au Canada, en Chine, dans 26 pays de l'Union européenne, en Corée, au Mexique, en Russie et dans d'autres pays. Le modèle ayant été développé il y a plus de 15 ans, les logiciels et matériels sont un peu limités et rendent difficile et peu pratique la mise à l'échelle du modèle vers des approches basées sur des millions de pixels. Si certains outils ont été développés comme des solutions provisoires, la mise en œuvre de modules scientifiques du CBM-CFS3 sur une nouvelle plate-forme est en cours d'élaboration.

FullCAM

Le modèle de comptabilisation complète du carbone est un autre exemple de cadre flexible d'intégration. Comme le CBM-CFS3, il peut fonctionner selon des approches spatialement référencées ou spatialement explicites, mais son principal atout est d'utiliser des systèmes basés sur les pixels. FullCAM peut également modéliser les émissions de l'ensemble du secteur terrestre (utilisation des terres forestières et non forestières). FullCAM modélise à la fois les processus biologiques et de gestion qui affectent les réservoirs de carbone et les transferts entre les réservoirs dans les systèmes forestiers et agricoles. Les échanges de carbone, les pertes et les gains entre le système biologique terrestre et l'atmosphère sont pris en compte dans le modèle complet de bilan massique à cycle fermé qui inclut tous les réservoirs de biomasse, de

litière et de sol (Waterworth and Richards, 2008). Les analyses et les rapports portent sur tous les réservoirs de carbone (biomasse, matière organique morte et sol), les gaz à effet de serre (dioxyde de carbone, méthane et oxyde nitreux).

FullCAM soutient la production de l'inventaire national australien des gaz à effet de serre depuis 2005. Tout en s'inspirant de modèles constitutifs préexistants (comme CamFOR et Roth-C), certains éléments de la conception initiale étaient spécifiques à l'Australie et n'étaient pas conçus dans un but international plus large. Par conséquent, comme tous les systèmes, la mise en œuvre de modèles spécifiques à chaque pays nécessiterait un soutien détaillé. D'autre part, une grande partie du système est générique et des éléments spécifiques à l'Australie sont en cours de normalisation pour assurer une application plus large.

FLINT

L'outil d'intégration complet des terres (FLINT) est un outil d'intégration de deuxième génération développé grâce à la collaboration entre l'Australie, le Canada et le Kenya. Le besoin de FLINT est né du fait qu'il n'y avait pas d'outils d'intégration existants qui pouvaient répondre à toutes les exigences des systèmes d'estimation des émissions terrestres au Kenya (SLEEK). En raison du coût de développement d'un outil d'intégration, il a été décidé de concevoir FLINT comme un cadre générique pour permettre à d'autres pays d'adapter facilement l'outil à leur situation sans le coût de développement. FLINT a été conçu comme un cadre pour l'estimation opérationnelle des gaz à effet de serre du MNV du secteur terrestre. Le cadre est une mise en œuvre opérationnelle des méthodes AFOLU (niveaux et approches) fournies dans les lignes directrices 2006 du GIEC et est conçu pour être cohérent avec les MPR.

FLINT intègre les enseignements des équipes qui ont développé le CBM-CFS3 et FullCAM. Les principales caractéristiques de la conception sont les suivantes:

- ▶ Un cadre de bilan de masse complet qui peut répondre à toutes les exigences du GIEC.
- ▶ Une plateforme personnalisable pour répondre aux exigences de la politique nationale et relatives à l'élaboration de rapports.
- ▶ Conception d'un système modulaire qui permet aux pays d'ajouter facilement leurs propres modules de carbone.
- ▶ Capacité à fonctionner en modalité spatialement explicite ou spatialement référencé.
- ▶ Capacité à produire des rapports sur les émissions et les absorptions passées, ainsi que des projections à l'appui des analyses politiques, telles que les scénarios REDD+ ou d'atténuation.
- ▶ Augmentation des vitesses de simulation et de la capacité à fonctionner sur des grappes d'ordinateurs et des cadres de travail en nuage, ce qui facilitera l'utilisation des outils dans les pays dont les ressources informatiques sont limitées.
- ▶ Accès à des ensembles de données mondiales telles que les données de séries temporelles obtenues par télédétection et les couches de données climatiques qui peuvent être utilisées pour compléter les données régionales et nationales.
- ▶ Méthodes souples de représentation de toutes les utilisations des terres.

Des démonstrations du FLINT ont été entreprises en Colombie, en Indonésie, au Kenya, en Papouasie-Nouvelle-Guinée, aux Philippines, en Corée du Sud et en Tanzanie ; il a également été largement testé au Canada comme réplique du modèle CBM-CFS3. Chaque mise en œuvre de FLINT dans un pays est, dans une certaine mesure, unique, même si de nombreux éléments

du cadre seront partagés. Le plan de développement du FLINT comprend une évaluation technique indépendante du cadre conforme à un processus d'examen de la CCNUCC à des fins d'assurance qualité.

2.4.2.1 Méthodes spatialement explicites

Les méthodes spatialement explicites permettent un traçage des changements dans le paysage. Elles sont particulièrement utiles dans les paysages dynamiques qui ont connu plusieurs changements d'affectation et de gestion des terres à travers le temps. Ce qui est souvent le cas dans les pays en développement mais aussi dans des pays comme l'Australie et le Canada qui utilisent ces modèles.

Les trois principales méthodes sont:

- ▶ **Les méthodes basées sur les peuplements** - sont semblables aux méthodes appliquées par de nombreuses agences forestières pour évaluer les stocks de bois en croissance. Dans ce contexte, les estimations d'émissions et d'absorptions sont faites pour chaque peuplement et les résultats sont additionnés pour l'ensemble de la zone forestière. Les modèles basés sur les peuplements sont appropriés pour les pays qui ont une cartographie détaillée des peuplements et des parcelles exploitées, ainsi que des informations précises sur les activités comme la récolte et un historique des replantations. Habituellement, cette cartographie ne se base pas sur des données obtenues par télédétection mais ce type de données peut être utilisé pour définir les limites des peuplements. Ces méthodes sont adaptées à des situations où la gestion des forêts est bien documentée historiquement. Elles permettent également d'utiliser des méthodes plus avancées de projections d'émissions basées sur les changements proposés en matière d'exploitation ou sur les probabilités des futures perturbations naturelles prévues. Elles sont moins utiles pour les pays qui ont un moins bon historique de la cartographie des peuplements et des nombreuses affectations des terres.
- ▶ **Les méthodes basées sur les pixels** - elles utilisent les pixels individuels comme unités terrestres, plutôt que les peuplements, même si des pixels avec les mêmes caractéristiques peuvent être combinés pour augmenter l'efficacité. Les méthodes basées sur les pixels visent à utiliser tout le potentiel de l'historique des observations par télédétection des séries temporelles, et elles sont appropriées aux situations de changements multiples d'utilisation ou d'occupation des terres au fil du temps (par exemple agriculture itinérante). Elles sont également adéquates en cas de déboisement et lorsque l'historique dont on dispose sur les activités forestières, qui est utile aux méthodes basées sur le peuplement, est moins complet voire inexistant. Les méthodes basées sur les pixels utilisent les données spatiales et non-spatiales pour paramétrer la méthode en fonction de chaque pixel. Ceci est obtenu en intégrant les données obtenues par télédétection à d'autres ensembles de données spatiales (telles que celles sur le climat, la productivité, le type de sol, le type de forêt) et à des bases de données géoréférencées qui fournissent des informations sur les espèces spécifiques et la gestion. Quand on additionne tous les pixels (pertinents), une estimation pour la région ou le pays devient possible.
- ▶ **Les méthodes combinées pixels-peuplements** - En théorie, il est possible d'avoir une méthode qui combine la méthode basée sur les pixel et celle basée sur les peuplements, qui permet d'éliminer les points faibles de chacune des deux. Jusqu'à présent, aucun système opérationnel n'a tenté une telle combinaison. Actuellement certains efforts sont faits pour tenter de mettre au point des outils de ce genre mais ce ne sont encore que des essais.

2.4.2.2 Les méthodes référencées spatialement

Les méthodes référencées spatialement utilisent des informations sur l'utilisation des terres et sur les activités menées à l'intérieur des limites géographiques. L'emplacement exact de la forêt et de l'activité qui entraîne des émissions et des absorptions dans cette zone est inconnu, bien que les limites géographiques de la terre puissent être définies par des raisonnements administratifs ou écologiques. Par exemple, il est possible de déterminer par échantillonnage (télédétection ou inventaire forestier)

la quantité de terre d'une région qui est couverte par un certain type de forêt. L'échantillonnage ne fournira pas d'information sur l'emplacement exact de ces forêts, mais s'il est bien conçu et suffisant, il peut fournir une estimation exacte et précise de la superficie totale. Cet échantillonnage en cours peut être utilisé pour déterminer le changement de superficie. La superficie et le changement de superficie peuvent alors être utilisés dans les cadres d'intégration pour estimer les émissions.

Les méthodes référencées spatialement utilisent des données de gestion spécifiques à une région ou à une espèce et les courbes de croissance des forêts proviennent de sites de recherche ou de données d'inventaire forestier. Les méthodes référencées spatialement sont adéquates pour des projections lorsque l'emplacement exact du changement n'est pas requis. Ces méthodes sont adéquates aux situations où les données sur les activités sont générées par des données d'échantillonnage obtenues par télédétection et appliquées aux modèles appropriés pour produire des estimations d'émissions et d'absorptions.

2.4.3 Remarques pratiques sur le choix d'un outil d'intégration

Élaborer un outil d'intégration, même pour la méthode la plus simple des données sur les activités x facteur d'émissions/absorptions, demande une grande expertise technique et un grand investissement en temps et en argent. Les outils d'intégration permettent de faire une synthèse cohérente de grands ensembles de données et de produire des rapports automatisés. Ils doivent être suffisamment transparents pour que les réviseurs puissent les comprendre et les évaluer. Comme ces outils serviront de référence dans l'élaboration des estimations pour les rapports internationaux, ils doivent utiliser des principes de développement de logiciels professionnels, comme les contrôles internes, les tests unitaires et les contrôles des versions. En outre, comme changer de cadre peut s'avérer une opération onéreuse et une perte de temps, choisir le bon cadre est considéré comme une **décision de conception technique** clé pour le SNSF. C'est pourquoi les pays préfèrent souvent utiliser des outils déjà existants plutôt que d'en créer de nouveaux.

La sélection d'un cadre d'intégration pour les MNV demande de tenir compte de certaines questions pratiques et scientifiques, notamment:

- ▶ les exigences nationales et internationales en matière de notification;
- ▶ la disponibilité des données;
- ▶ les moyens et les capacités techniques;
- ▶ les normes à partir desquelles le système et ses produits seront évalués; comme les principes du GIEC en matière de transparence, d'exactitude, de cohérence, de comparabilité et d'exhaustivité (TACCC en anglais);
- ▶ la disponibilité de cadres d'intégration (aussi appelés outils d'intégration) et l'expertise pour les appliquer au pays;
- ▶ la rentabilité.

Certains aspects dont il faut tenir compte au moment du choix sont:

- ▶ **Pérennité à long terme de l'outil** - Le processus MNV qui doit pouvoir être appliqué dans un avenir prévisible et par conséquent l'outil d'intégration doit pouvoir être entretenu et évoluer.
- ▶ **Aide à la mise en œuvre** - Les utilisateurs doivent pouvoir compter sur une certaine aide pour la mise en œuvre de l'outil d'intégration. Bien que les manuels pour l'utilisateur, les tutoriels et les ateliers de formation soient utiles, ils ne suffisent pas à eux seuls à apporter toutes les informations

et tous les conseils voulus. Il est utile que les outils soient accompagnés d'un programme d'aide, auquel les utilisateurs puissent se connecter facilement en cas de besoin, et d'une communauté active d'utilisateurs.

- ▶ **Flexibilité et adaptabilité** - Le choix des mesures de terrain et des données par télédétection qu'il faut collecter et les décisions quant à la manière de les analyser doivent être guidés en fonction du cadre d'intégration choisi et des méthodes d'estimation des émissions à suivre. L'outil doit non seulement remplir des objectifs à court terme mais aussi pouvoir contribuer aux améliorations qui ont été planifiées pour l'avenir. Les outils peuvent être utiles pour les facteurs d'émissions mais aussi permettre de progresser vers des méthodes de Niveau 3.

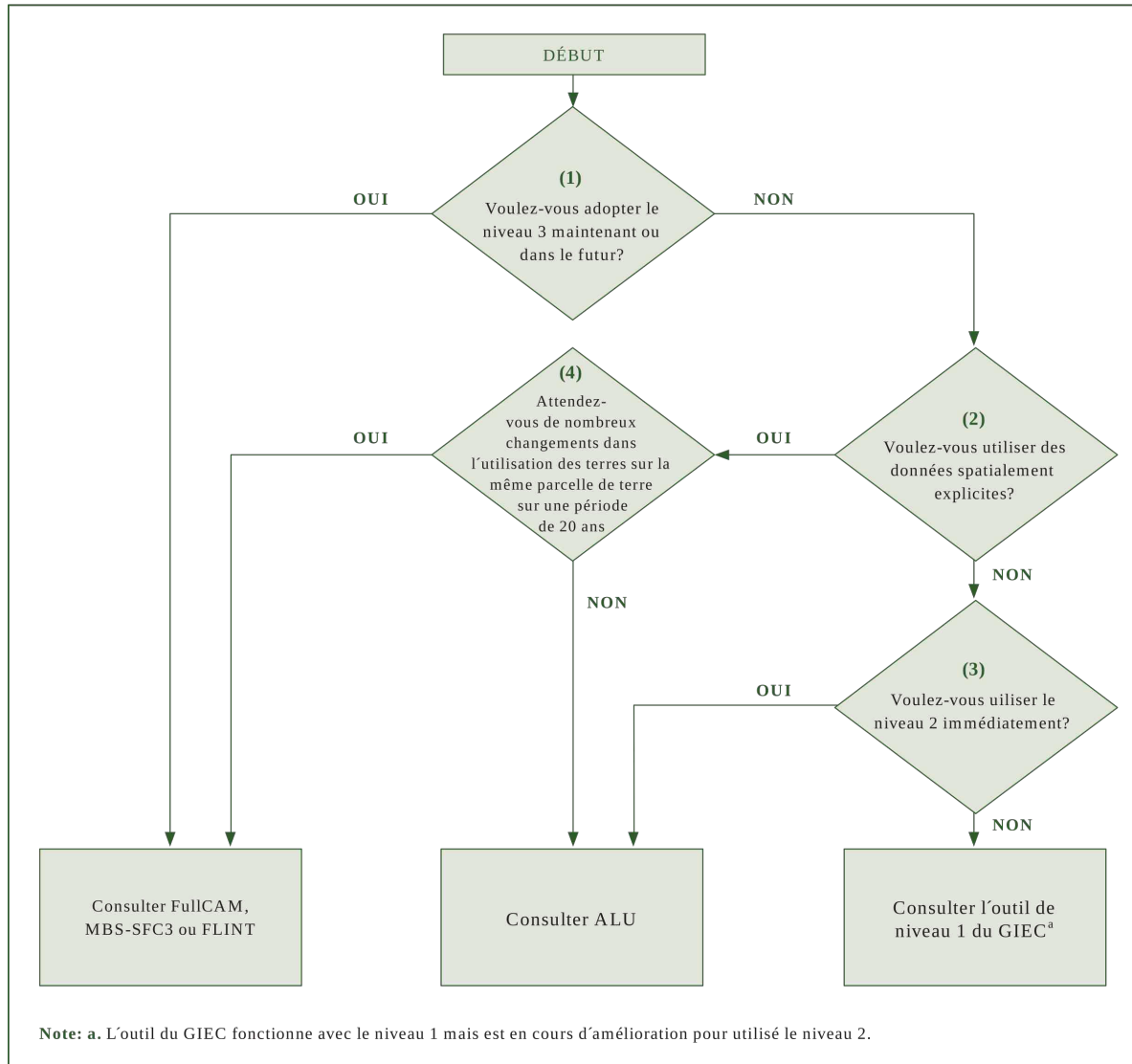
Il existe trois façons d'utiliser un outil d'intégration:

- 1. Utiliser un outil existant** - Les outils existants couvrent tous les niveaux et toutes les approches et correspondent à la plupart des contextes des pays. Chaque outil comporte des avantages et des inconvénients qu'il faut toujours soigneusement évaluer avant d'effectuer un choix (**Figure 7**). Les outils d'intégration existants sont, pour la plupart, des calculateurs génériques qui permettent d'utiliser les données spécifiques aux pays. Il est possible d'utiliser plus d'un outil pour différentes parties des estimations des émissions selon les utilisations des terres, surtout pour l'inventaire complet du secteur des terres à notifier à la CCNUCC.
- 2. Adapter un outil existant** - Il existe de nombreux modèles et systèmes qui peuvent être adaptés aux différentes estimations des émissions. L'adaptation d'un outil existant doit être conforme aux exigences du GIEC et de la CCNUCC, tout comme les nouveaux outils créés. Le coût de l'adaptation d'un outil existant doit faire l'objet d'un examen attentif, aussi bien pour son adaptation que pour son entretien. Il faut veiller à ce que la base du code ou les développeurs responsables de l'outil soient accessibles. Si un modèle seulement est requis (par exemple modèle pour les sols, modèle pour la matière organique morte, etc.), il convient sans doute plus d'utiliser uniquement ce modèle dans un outil d'intégration existant.
- 3. Créer un nouvel outil** - Bien qu'il soit possible de créer un nouvel outil d'intégration, le coût que cela suppose doit être soigneusement calculé, aussi bien pour la création que pour l'entretien dans le temps. Les outils simples, basés sur des fichiers Excel, peuvent s'avérer limitatifs et sans grand avantage par rapport aux outils existants. Créer des outils codés spécifiques est une opération onéreuse et demande une expertise adéquate pour l'entretien. Si un nouvel outil est nécessaire, il doit satisfaire aux exigences du GIEC et de la CCNUCC.

Ces trois approches peuvent être combinées, surtout durant les premières étapes. Par exemple, le cadre d'intégration INCAS en Indonésie utilise une combinaison d'outils existants pour la plupart de ses composantes et, en plus, des systèmes simples Excel expressément conçus pour les émissions des sols tourbeux. Et cependant il est prévu que le processus d'amélioration continue permette de regrouper

tous ces outils en un seul à l'avenir.

Figure 7: Diagramme décisionnel pour choisir un outil d'intégration existant



Les remarques pour chaque point de décision du diagramme sont les suivantes:

Point de décision 1: Souhaitez-vous passer au Niveau 3 maintenant ou à l'avenir?

L'approche par étapes est adéquate pour les pays qui passent d'un niveau plus bas à un niveau plus élevé au fur et à mesure que les méthodes et les données sont disponibles. Même dans les cas où les rapports utilisent un niveau plus bas, si le pays souhaite passer au Niveau 3 à l'avenir, il est conseillé de continuer à utiliser le même cadre. Changer de cadre est une opération qui peut demander du temps et de l'argent.

Point de décision 2: Souhaitez-vous revenir à une méthode spatialement explicite?

Une des raisons d'utiliser des données obtenues par télédétection est que cela permet le traçage d'unités de terre dans le temps (Approche 3 spatialement explicite, GIEC) Pour ce faire, il faut disposer d'outils capables d'utiliser des données spatio-temporelles qui combinent de manière cohérente la série temporelle.

Point de décision 3: Souhaitez-vous passer immédiatement au Niveau 2?

ALU convient aux Niveaux 1 et 2. L’outil GIEC convient au Niveau 1 et en partie au Niveau 2, et des travaux sont en cours afin de le rendre entièrement adéquat au Niveau 2.

Point de décision 4: Prévoyez-vous des changements multiples d’affectation des terres sur la même parcelle de terrain sur des périodes courtes?

Les observations obtenues par télédétection permettent de relever les changements multiples d’affectation des terres qui se sont produits sur des périodes courtes. L’estimation des émissions sur des terres qui ont connu de multiples réaffectations s’avère difficile avec des méthodes de Niveau 1 ou 2, surtout en présence d’importants effets à retardement (par exemple dans le cas des émissions du sol). La Révision de 2019 aborde les questions associées aux changements multiples en recourant à la Formulation B de l’Équation 2.25.⁽⁷⁷⁾

2.5 Remarques méthodologiques pour les activités REDD+

Ce chapitre décrit les méthodes d’estimation pour les activités REDD+ conformément aux orientations du GIEC et présente les cadres d’intégration qui facilitent l’estimation des émissions et des absorptions. Des conseils sont fournis tout au long de ce chapitre pour faciliter la sélection de méthodes d’estimation et de cadres d’intégration appropriés.

2.5.1 Méthodes d’estimation pour les activités REDD+

Les orientations du GIEC ne faisant pas spécifiquement référence aux activités REDD+, les MPR donnent des conseils pour mettre en relation les orientations du GIEC et les activités REDD+. Les MPR ne reproduisent pas les orientations du GIEC mais y font référence, si nécessaire. Les GPG2003 indiquent les sources de données qui doivent être utilisées conjointement avec les données de télédétection et de terrain (par exemple celles sur les densités de carbone pour les utilisations de terres non forestières ou les facteurs d’émissions et d’absorptions associés aux gaz à effet de serre autres que le CO₂).

Les MPR présupposent qu’il doit y avoir une cohérence méthodologique entre les estimations, et que le double comptage des émissions et des absorptions doit être évité. Les conseils donnés ci-dessous pour garantir une certaine cohérence suggèrent d’utiliser les mêmes méthodes de stratification et d’estimation des forêts pour toutes les catégories des activités REDD+. Pour éviter les éventuels doubles comptages, des conseils sont fournis sur les situations dans lesquelles la dégradation des forêts et les autres activités REDD+ doivent être estimées ensemble. Les méthodes de traitement de données obtenues par télédétection peuvent également indiquer des règles permettant d’éviter que toute unité de pixel ou cartographique ne soit comptée deux fois dans les activités REDD+.

La méthode pour combiner les changements de superficie et de densité de carbone dépend de la méthode d’échantillonnage ou de modélisation adoptée par le SNSF. Dans les méthodes gains-pertes décrites ci-dessous, la superficie des terres concernées par les activités REDD+ est multipliée par le changement de carbone par unité de surface (ou changement de densité de carbone) dans les différents réservoirs pour estimer le total net des émissions de carbone ou des absorptions. Le présent chapitre décrit des méthodes qui sont à utiliser en tenant compte des conseils fournis dans **Chapitre 3** et **Chapitre 4**, qui décrivent les modes d’acquisition des données de superficies et des densités de

⁽⁷⁷⁾ Voir **Volume 4, Chapitre 2, Encadré 2.1 de la Révision de 2019** (IPCC, 2019).

carbone, et les incertitudes associées, et il aborde les manières de corriger les biais dans les données de superficie. Les méthodes présupposent que les estimations, et la correction des biais estimés, sont faites sur base annuelle même si, en principe, d'autres périodicités sont possibles.

Le déboisement est évalué comme étant la somme des émissions et des absorptions associées aux changements d'affectation des terres initialement forestières. Les absorptions sont possibles en raison de la croissance de la biomasse lors de la nouvelle affectation des terres dans l'après-déboisement (terres cultivées, prairies) suite à la conversion. Ni les **GPG2003** ni les **2006GL** n'identifient la dégradation des forêts, la conservation des stocks de carbone forestier et la gestion durable des forêts de façon explicite; toutefois ces phénomènes peuvent être envisagés comme les effets des émissions et des absorptions anthropiques sur les terres qui continuent à être utilisées comme des forêts selon la définition du GIEC, des terres forestières restant terres forestières. L'amélioration des stocks de carbone forestier peut concerner les forêts existantes mais aussi inclure les effets de la conversion de terres affectées à d'autres utilisations en terres forestières. Les sections qui suivent expliquent comment effectuer ces estimations, et notamment comment effectuer un référencement croisé des méthodes décrites par les GIEC. L'**Encadré 12** illustre les liens entre les activités REDD+ et les catégories d'utilisation des terres du GIEC.

Lorsqu'un IFN ou d'autres méthodes d'échantillonnage probabilistes (y compris l'inférence assistée par modèle) sont utilisés, les densités moyennes de carbone peuvent être estimées à partir de l'échantillon, qui peut être stratifié par type de forêt ou par régime de perturbation pour accroître l'efficacité de l'échantillonnage. Ces stocks de carbone peuvent ensuite être utilisés pour la **production de facteurs d'émissions**. Lorsque des méthodes déductives basées sur un modèle sont utilisées, les densités de carbone pour la zone en question sont déduites à partir du modèle utilisé et la variation de la densité de carbone est modélisée. Les méthodes déductives basées sur un modèle prévoient que les données IFN, quand elles existent, sont utilisées pour calibrer et valider les modèles, plutôt que pour estimer directement les activités REDD+.

Il est fort probable que les pays utilisent des données optiques de moyenne résolution pour appliquer les conseils des MPR. D'autres types de données, comme les données optiques à haute résolution et les radars, sont de plus en plus utilisées puisqu'elles sont de plus en plus disponibles et que les techniques de traitement s'améliorent.⁽⁷⁸⁾ Des conseils sur les méthodes basées sur les transitions et sur les tendances entre les strates et à l'intérieur d'une même strate sont fournis dans la **Section 2.4**.

2.5.1.1 Estimation des émissions causées par le déboisement

Le déboisement est la conversion des terres forestières en une autre catégorie de terres. Selon la terminologie du GIEC, ces catégories sont les terres cultivées, les prairies, les zones humides et les autres terres. Les émissions totales imputables au déboisement dépendent de la quantité de carbone contenue dans les forêts au moment du défrichement, comment la terre a été défrichée et quel type d'utilisation des terres a eu lieu par la suite. Par exemple, la perte de carbone dans le sol est susceptible d'être plus élevée pour les cultures que pour les pâturages permanents, et se prolonge pendant un certain temps, tant que les réservoirs perturbés ne reviennent pas à un nouvel équilibre dynamique. Si

(78) Il n'existe aucune définition acceptée par tous des termes résolution faible, moyenne et élevée (ou fine) et, par conséquent, si l'on veut être tout à fait clair, il vaut mieux préciser la résolution de manière chiffrée. Dans les MPR, par faible résolution, on entend les résolutions spatiales qui vont au-delà de 250 mètres, par moyenne résolution on entend celles qui vont de 10 à 80 mètres, et par haute résolution celle qui va à 10 mètres et moins. Ces fourchettes sont définies dans les méthodes décrites dans les MPR, et les données de télédétection disponibles dans les **flux de données clés du groupe de coordination des données spatiales (SDCG)**. Les résolutions intermédiaires entre 80 et 250 mètres sont classées par défaut comme étant de faibles résolutions.

le déboisement s'accompagne d'un drainage des sols organiques, les émissions persistent tant que le sol est drainé ou que la matière organique est présente.⁽⁷⁹⁾

Le **Chapitre 3 des GPG2003** propose des orientations pour l'estimation des émissions et des absorptions associées à la conversion d'une catégorie de terre à un autre, et couvre tous les réservoirs et tous les gaz avec quelques simplifications au Niveau 1. Le déboisement n'y est pas la seule catégorie de conversion car les orientations apportent des conseils sur la manière d'effectuer l'estimation des effets de la conversion vers la nouvelle catégorie plutôt que des effets de l'abandon d'une catégorie précédente. Ceci signifie que le **Chapitre 3 des GPG2003** ne fournit pas d'orientation méthodologique spécifique pour le déboisement en tant que tel. Comme le déboisement est une activité reconnue dans le PK, le **Chapitre 4 des GPG2003**, qui contient d'autres orientations sur l'estimation et la notification des activités PK, couvre quant à lui le déboisement dans le cadre du PK, tout comme le fait aussi la **Section 2.6 du Supplément PK 2013 du GIEC**.

Les MPR conseillent d'évaluer le déboisement comme étant la somme des conversions des terres forestières vers d'autres utilisations des terres (généralement des terres cultivées, des prairies ou des établissements). Pour cela, on peut se reporter à la **Section 4.2.6 du Chapitre 4 des GPG2003** et aux sections qui s'y rapportent dans le **Chapitre 3 des GPG2003**. Les sections qui abordent ces questions sont indiquées dans le **Tableau 9** et peuvent être assorties des conseils ci-dessous pour l'estimation des émissions dues au déboisement.

Les étapes sont les suivantes:

- ▶ Examiner successivement les cinq conversions forestières potentielles représentées par l'indice i .
- ▶ Si la conversion qui correspond à la valeur actuelle de i n'a pas lieu, alors sa contribution supplémentaire aux émissions dues au déboisement pour l'année en question est nulle.
- ▶ Si la conversion a eu lieu, alors les émissions provenant de la zone nouvellement convertie doivent être estimées en utilisant la méthodologie décrite dans la section dédiée des GPG2003 ou, le cas échéant, dans les 2006GL.

Même si la conversion i^{th} n'a pas eu lieu durant l'année courante, il peut y avoir des émissions produites par les effets retardés (par exemple dans le réservoir de carbone du sol)⁽⁸⁰⁾ où des conversions de ce type se sont produites les années précédentes. Dans ces cas, il est nécessaire d'utiliser des données d'archives pour estimer les émissions liées au déboisement et une évaluation est faite de l'éventuelle nouvelle utilisation suite au déboisement. Les méthodes de Niveau 1 du GIEC se basent généralement sur le principe selon lequel les changements se produisent pendant 20 ans et que les terres n'appartiennent plus à une catégorie en conversion 20 ans après que leur conversion a eu lieu. Il est donc raisonnable de calculer les émissions liées au déboisement sur la base des données relatives aux réaffectations qui se sont produites au cours des 20 dernières années à moins qu'un pays n'ait pas les capacités nécessaires pour effectuer le suivi, ou souhaite allonger la durée de la période (par exemple pour mesurer les émissions actuelles des sols organiques drainés) ou s'il souhaite réaffecter les terres à d'autres activités REDD+, dans le but, probablement, d'une rationalisation méthodologique ou stratégique. Dans tous les cas, les pays devraient veiller à ce que les estimations des émissions et des absorptions REDD+ et les estimations du NERF et/ou du NRF soient cohérentes.

Si les données font défaut pour cette période, il est possible d'estimer les émissions liées au déboisement, mais celles-ci auront un caractère transitoire puisque les émissions retardées

(79) Voir la **Section 2.2.1, Supplément de 2013 aux Lignes directrices du GIEC de 2006 pour les inventaires nationaux des gaz à effets de serre: Zones humides**.

(80) Les effets retardés sont pris en considération dans le **réservoir de carbone organique** au Niveau 1. Des niveaux plus élevés peuvent tenir compte explicitement de la dynamique d'autres réservoirs.

s'accumulent. Le fait de ne pas comptabiliser ces émissions retardées peut être source de biais dans les rapports NERF/NRF et dans les rapports sur les émissions. Lorsque les forêts sont stratifiées, par exemple, conformément à l'Évaluation des ressources forestières (FAO JRC 2012) en forêts primaires,⁽⁸¹⁾ forêts naturelles modifiées⁽⁸²⁾ et forêts plantées⁽⁸³⁾ (chaque strate pouvant comporter plusieurs sous-strates de type humide, ou de montagne, etc.), les étapes recommandées ci-dessus doivent être répétées pour chacune des strates ou des sous-strates étudiées.

Les émissions liées au déboisement au cours d'une année donnée correspondent donc à la somme des émissions provenant des divers types de conversions pendant l'année en cours, ainsi que des effets retardés des divers types de conversions qui se sont produites durant les 20 années précédentes ou la période prise en compte. Les méthodes du GIEC dont les références sont présentées dans le **Tableau 9** s'appliquent à tous les réservoirs et gaz pour lesquels les méthodologies de Niveau 1 sont applicables et qui peuvent être considérés comme une importante source d'émissions liée au déboisement. Des conseils sur l'interprétation des termes significatifs dans le contexte de REDD+ sont fournis dans la **Section 2.3.9**.

Tableau 9: Tableau Conversions potentielles contribuant au déboisement et Orientations du GIEC pour l'estimation des émissions dans ce domaine

Indice i	Conversion potentielle	Section des GPG2003 dans laquelle figure la méthode d'estimation	Section correspondante dans les 2006GL	Supplément 2013 aux Lignes directrices du GIEC sur les zones humides
1	Forêts en terres cultivées	3.3.2	Volume 4, Section 5.3	Chapitre 5 du Supplément 2013 aux Lignes directrices du GIEC. Chapitre 2 du Supplément 2013 aux Lignes directrices du GIEC
2	Forêts en zones herbeuses	3.4.2	Volume 4, Section 6.3	
3	Forêts en zones humides	3.5.2	Volume 4, Chapitre 7	Chapitre 3 du Supplément 2013 aux Lignes directrices du GIEC
4	Forêts en établissements humains	3.6.2	Volume 4, Section 8.3	
5	Forêts en autres terres	3.7.2	Volume 4, Section 9.3	

La conversion à une autre catégorie de terres peut être associée à des variations des stocks de biomasse (par exemple une partie de la biomasse peut avoir été extraite par le défrichage), le repeuplement ou toute autre activité humaine. Ces variations initiales dans les stocks de carbone dans la biomasse

(81) Essentiellement la forêt naturelle intacte.

(82) Les forêts avec des espèces d'arbres autochtones qui ont grandi naturellement là où les humains ont laissé des traces de leurs activités. FRA, 2015 parle de forêts primaires, d'autres forêts naturellement régénérées et de forêts plantées.

(83) Forêts composées d'arbres établis par plantation ou ensemencement par l'homme. Elles comprennent des forêts plantées semi-naturelles avec des espèces autochtones et des forêts plantées composées d'espèces exotiques.

($\Delta C_{\text{CONVERSION}}$) se calculent comme suit:⁽⁸⁴⁾

Équation 1

$$\Delta C_{\text{CONVERSION}} = \sum_i ((B_{\text{AFTER}i} - B_{\text{BEFORE}i}) \times \Delta A_{\text{TO} - \text{OTHER}i}) \times \text{CF}$$

Où:

$\Delta C_{\text{CONVERSION}}$ = variation initiale dans les stocks de carbone de la biomasse sur des terres converties à une autre catégorie de terres, tonnes C/yr

$B_{\text{AFTER}i}$ = stocks de biomasse sur le type de terres i immédiatement après la conversion, tonnes m.s./ha

$B_{\text{BEFORE}i}$ = stocks de biomasse sur le type de terres i avant la conversion, tonnes m.s./ha

$\Delta A_{\text{TO} - \text{OTHER}i}$ = superficie de l'utilisation des terres i convertie en une autre catégorie d'affectation des terres une certaine année, ha/an

FC = fraction de carbone de matière sèche, tonne C/tonnes m.s.

i = type d'affectation des terres converties en une autre catégorie d'affectation des terres

Il est à noter que le facteur carbone (FC) peut ne pas devoir être appliqué si les estimations de $B_{\text{AFTER}i}$ et $B_{\text{BEFORE}i}$ sont données en unités de tonnes de C / ha (voir **Encadré 21**).

Le calcul de $\Delta C_{\text{CONVERSION}}$ peut s'appliquer séparément pour estimer les stocks de carbone qui se trouvent sur certains types de terres (par exemple les écosystèmes, les types de sites, etc.) avant la conversion. Le terme $\Delta A_{\text{TO} - \text{OTHER}i}$ se réfère à une année d'inventaire bien précise au cours de laquelle le calcul a été fait, mais les terres touchées par la conversion doivent rester dans la catégorie de conversion pendant 20 ans, ou toute autre période utilisée dans l'inventaire. Les inventaires utilisant des méthodes d'un niveau plus élevé peuvent employer une matrice de perturbation pour la conversion de l'affectation des terres afin de quantifier la proportion de chaque réservoir de carbone transférée à d'autres réservoirs avant la conversion, émise vers l'atmosphère (par exemple par le brûlage de résidus), ou extraite autrement lors de récoltes ou de défrichage.

Des conseils pour estimer les zones converties (quelles sont les données d'activité demandées) et pour estimer la biomasse sur des terres forestières avant la conversion sont fournis dans la **Section 4.2** et la **Section 4.3**, respectivement. Les méthodes d'intégration sont présentées dans le **Chapitre 5**.

Si l'on applique les méthodes proposées par le GIEC pour les activités de déboisement, reprises dans **Tableau 9**, les conseils sont les suivants:

1. Stratifier les zones forestières nationales. Il est préconisé de procéder à la stratification de base, à savoir: forêt primaire, forêt naturelle modifiée et forêt plantée. D'autres stratifications peuvent être utilisées mais elles doivent permettre de rendre des rapports sur les trois catégories de forêt, conformément aux exigences convenues en matière de protection.⁽⁸⁵⁾ Ces catégories

⁽⁸⁴⁾ Dans les calculs du GIEC pour chaque type de conversion potentielle, ceci est indiqué comme la quantité B_{BEFORE} ; voir l'**Équation 2.16; Volume 4, Chapitre 2 des 2006GL**.

⁽⁸⁵⁾ Les activités REDD+ ne doivent pas être utilisées dans le cadre de la conversion des forêts naturelles. Voir **paragraphe 2(e) de l'Annexe 1 à l'Accord de Cancun contenu dans la Décision 1/CP.16**. Par conséquent, le traçage de ces trois types de forêt permet de prouver toutes les conversions de forêts naturelles en forêts plantées. La superficie annuelle convertie correspond à la somme $\sum_{i=1,5} A_{(1,i)}$ where $j = 1$ est considéré comme l'indice de forêt primaire à l'Étape 5 et plus, dans les estimations des émissions dues au déboisement, plus les taux de passage de forêt naturelle modifiée à forêt plantée, sachant que

sont également cohérentes avec l'Évaluation des ressources forestières de la FAO. La forêt naturelle modifiée⁽⁸⁶⁾ se différencie des coupes et des concessions, ainsi que de toute sorte de perturbations de la canopée, détectées à l'aide de données obtenues par télédétection qui indiquent un changement de la réflectance spectrale (Margono *et al.*, 2012; Zhuravleva *et al.*, 2013), des changements dans la rétrodiffusion, ou des signes de perturbation comme les traces d'incendies ou les chemins forestiers; ou en utilisant un IFN. Les forêts primaires ne montrent pas ces signes, bien qu'elles puissent avoir été touchées par des perturbations naturelles comme les incendies ou les tempêtes. Tout signe de perturbation devrait être interprété comme indiquant qu'on est en présence d'une forêt naturelle modifiée, à moins qu'il n'ait été constaté que la perturbation était d'origine naturelle. Pour déterminer les forêts plantées, on se base sur des informations relatives aux surfaces plantées ou aux concessions, qu'il est possible d'obtenir par l'intermédiaire du SNSF et qui émanent de sociétés de plantation ou d'autorités locales ou nationales, ou à l'aide de données de télédétection. Des sous-stratifications peuvent être établies qui permettent de relever les écosystèmes dont la densité de biomasse varie à l'intérieur des trois strates principales, mais également de prendre en compte les différents niveaux de perturbation, y compris l'effet de différents types de gestion. La stratification devrait viser à réduire fortement la variation de la densité de la biomasse au sein d'une strate.

2. Obtenir le stock de carbone de la biomasse par zone unitaire pour chaque sous-strate identifiée à l'Étape 1.

- a. Pour les forêts primaires et les forêts naturelles modifiées, les stocks de biomasse par zone unitaire sont respectivement B_{PF} et B_{MNF} . Il est possible de les estimer par échantillonnage ou à partir de l'IFN le plus récent, s'il en existe un dont le taux d'échantillonnage est suffisant, en lui associant un échantillonnage supplémentaire si nécessaire (**Annexe A**). Ces méthodes sont désignées collectivement sous le terme d'échantillonnage. L'échantillonnage doit prendre en compte l'impact d'activités antérieures, telles que l'exploitation forestière sélective (dans le cas des forêts naturelles modifiées), et les perturbations naturelles, qui ont réduit les densités de carbone de la biomasse. Pour ce faire, il faut cartographier l'historique des activités d'exploitation avant les perturbations naturelles, à l'aide d'observations par télédétection et de terrain (par exemple observation spatiale des exploitations passées, zones impactées par des incendies sauvages ou des cyclones). Ces éléments doivent être utilisés aux fins de la sous-stratification pour obtenir une densité de biomasse relativement uniforme. Si les échantillonnages sont issus d'un IFN, il faut s'assurer que les facteurs d'expansion, les ratios racine/tige, le carbone par unité de biomasse, et les autres données chiffrées et modèles sont utilisés de manière cohérente d'une source de données à l'autre, afin d'obtenir des estimations cohérentes de la densité de carbone de la biomasse.⁽⁸⁷⁾

$\Delta A_{MNF PlantF}$ et $\Delta A_{PF PlantF}$ sont considérés respectivement comme les Étapes 5 et 6 dans le processus d'estimation des émissions dues à la dégradation. Le résultat prend en compte la conversion des forêts naturelles en terres non forestières, et autres types de forêts. Les émissions liées à ces conversions peuvent être estimées en utilisant les méthodes du GIEC pour les zones converties.

(86) La forêt naturelle modifiée est appelée forêt secondaire dans beaucoup de pays.

(87) La plupart des pays qui ont un système national de surveillance des forêts ou un IFN effectuent déjà des estimations de la biomasse directement sans passer par un volume à valeur marchande. Les 2006GL contiennent des méthodes qui prévoient l'utilisation à la fois des facteurs d'expansion permettant de convertir un volume à valeur marchande en une biomasse, et à la fois des calculs directs d'estimation de la biomasse avec des modèles allométriques. Les IFN peuvent aussi fournir des données sur le volume à valeur marchande et, dans ce cas, les facteurs d'expansion (pour convertir des données d'inventaire forestier en une biomasse aérienne totale) et les ratios racine/tige (pour estimer la biomasse racinaire à partir des estimations de la biomasse aérienne) sont nécessaires pour estimer la biomasse totale. Pour le Niveau 1, les facteurs sont donnés dans **3A.1.10 et 3A.1.8 des GPG2003** et dans les **tableaux correspondants du**

- b.** Les forêts plantées, identifiées à l'Étape 1 des stocks de biomasse par zone unitaire, peuvent être indiquées par B_{PlantF} , et sous-stratifiées si nécessaire. Le B_{PlantF} dépend de la structure de classe d'âge des forêts plantées existantes et du taux de croissance des espèces concernées, au moment de la récolte, et l'intervalle entre la récolte et la replante selon certains cycles de plantation bien précis. Ces informations doivent être obtenues par l'intermédiaire des parties prenantes contribuant au SNSF, et peuvent également être complétées par d'anciennes séries temporelles de données de télédétection.
- c.** Lorsque l'on applique les méthodes du GIEC indiquées dans **Tableau 9**, utilisez successivement B_{BEFORE} selon les termes du GIEC, les valeurs moyennes B_{PF} , B_{MNF} et B_{PlantF} , pour chaque sous-strate pertinente de la forêt primaire, de la forêt naturelle modifiée et de la forêts plantée respectivement qui est déboisée.
- 3.** Utilisez les données obtenues par télédétection, ainsi que (si elles sont disponibles) des données IFN avec un échantillonnage supplémentaire si nécessaire (Échantillonnage), et les informations disponibles dans le SNSF, pour estimer la superficie convertie à partir des sous-strates du type forestier j en une autre utilisation des terres i .
- a.** Un changement d'utilisation des terres est défini à partir des seuils de la définition nationale de la forêt, en combinaison avec les données de télédétection et autres données auxiliaires. Une perte de couvert forestier sur un an ne conduit pas nécessairement à un déboisement. Des séries temporelles suffisamment fréquentes combinées à des informations de terrain relatives aux pratiques nationales d'utilisation des terres dans toutes les utilisations des terres, peuvent vraiment aider à distinguer les changements d'affectation des terres des activités de gestion des terres (par exemple on peut distinguer le déboisement et la dégradation des forêts des terres forestières déboisées temporairement du fait de la récolte du bois et des terres où une agriculture itinérante est pratiquée).
- b.** Si la zone $A(j, i)$ est égale à zéro, alors il n'y a pas de contribution supplémentaire aux terres déboisées durant l'année en question, mais il peut y avoir des contributions à des émissions actuelles à partir de valeurs non-nulles $A(j, i)$ des années précédentes. Utilisez les valeurs $A(j, i)$ pour l'année en cours et les années précédentes dans la période historique considérées comme des données d'activités dans la méthode d'estimation des émissions fournie dans le **Tableau 9**. Conformément aux orientations du GIEC, il est nécessaire de prendre en compte l'évolution de la biomasse abattue (qu'elle soit utilisée pour l'industrie ou comme bois de chauffage, ou qu'elle soit brûlée ou laissée sur place).
- 4.** Les émissions à partir de chaque strate de changement d'affectation des terres sont calculées en multipliant la superficie déboisée par le changement moyen de la densité de la biomasse qui correspond à la différence entre la densité de la biomasse avant la conversion et la densité de la biomasse de la nouvelle affectation des terres après la conversion. Le GIEC a nommé ces

valeurs B_{BEFORE} et B_{AFTER} . Des valeurs B_{AFTER} par défaut sont fournies dans les 2003GL.⁽⁸⁸⁾
Un exemple pratique est illustré dans l'**Encadré 21**.

Encadré 21: Exemple de comptabilisation de Niveau 1 des émissions dues au déboisement résultant de la conversion de forêts primaires en terres cultivées

Un pays au climat tropical sec a connu une conversion de la forêt primaire en terres cultivées de 7 000 ha. La densité de la biomasse de la forêt primaire (B_{PF}) estimée à partir de données nationales était de 174 td.m/ha. Le taux de racine de 0,440 est tiré du **Volume 4, Chapitre 4, Tableau 4.4, dans la Révision de 2019** et l'estimation ultérieure de la biomasse totale était de 250,60 td.m/ha. En multipliant cette estimation par la fraction de carbone de 0,47, on obtient une estimation de 117,8 t C/ha. C'est ce que l'on appelle C_{AVANT} . Les stocks de carbone par défaut présents sur les terres converties en terres cultivées dans l'année suivant la conversion ont été tirés des **2006GL, Volume 4, Chapitre 5, Tableau 5.9**. Ils correspondaient à $C_{\text{TERRE-CULTIVÉE}} = 1,8\text{tC/ha}$. C'est ce que l'on appelle $C_{\text{APRÈS}}$. Le changement de densité de carbone résultant de la conversion de l'utilisation des terres forestières en terres cultivées a donc été $117,8 - 1,8 = 116\text{tC/ha}$. Un total de 7 000 ha a été converti de forêt primaire en terre cultivée. Cela a entraîné l'émission de $116\text{tC/ha} \times 7000\text{ha} = 812\,000\text{ t C}$ or $2\,977\,000\text{ tCO}_2\text{e}$; qui résulte de la multiplication de la conversion du poids moléculaire des C en CO_2e (à savoir 44/12).

⁽⁸⁸⁾ Reportez-vous aux sections correspondantes du GPG2003 reprises dans le Tableau 9 pour ce qui est de la densité de carbone par défaut dans la biomasse immédiatement après la conversion (B_{AFTER} ; tC/ha) pour l'utilisation des terres après-déboisement. Certains facteurs sont donnés en biomasse (t m.s./ha) et d'autres en carbone tC/ha. Multipliez les valeurs par la fraction de carbone (FC) 0,5 pour convertir la matière sèche en carbone.

2.5.1.2 Estimation des émissions provenant de la dégradation

Il est un fait largement reconnu que la dégradation des forêts représente une perte à long terme dans la valeur des forêts, et que les pertes provisoires dues aux récoltes ou aux perturbations naturelles dans les forêts gérées de manière durable ne constituent pas une dégradation. Dans les rapports sur les activités REDD+, comme la principale valeur prise en considération est le stock de carbone, la dégradation est interprétée ici comme l'ensemble des processus qui mènent à une perte à long terme⁽⁸⁹⁾ de carbone sans changement d'affectation des terres; sans quoi on parlerait de déboisement. Étant donné que la gestion durable peut prendre en compte d'autres valeurs de la forêt⁽⁹⁰⁾, une dégradation causée par une perte de carbone à long terme n'est pas forcément synonyme de gestion non durable de la forêt, celle-ci ayant une définition plus large. Dans le cadre d'une gestion durable des forêts, l'estimation d'une baisse du stock de carbone se ferait par l'application de la méthode décrite dans la **Section 2.5.1.3**. Une dégradation peut intervenir dans n'importe lequel des types de forêts envisagés. D'un point de vue de la stratification, telle que prévue dans l'Évaluation des ressources forestières de la FAO, la dégradation peut s'amorcer dans les forêts primaires mais pas forcément. Les forêts naturelles modifiées et les forêts plantées ne subissent pas de dégradation si, à long terme, le stock moyen de carbone se maintient au même niveau ou s'il augmente. La dégradation, telle qu'on l'entend ici, se produit dans des zones où le stock moyen de carbone décroît à long terme, même en présence d'accroissements temporaires. Des estimations régionales de la dégradation ont été menées à hauteur de 5 à 132 pour cent des émissions dues au déboisement (Houghton *et al.*, 2009) et d'autres estimations ont été menées à hauteur de 25 à 47 pour cent des émissions dues au déboisement (Asner *et al.*, 2005; Asner *et al.*, 2010; FRA, 2015). La dégradation de la forêt est probablement une source importante d'émission de GES à l'échelle mondiale. La dégradation se caractérise par un changement de la composition de la structure et des espèces de la forêt, et peut donner lieu à:

- ▶ une perte soutenue de carbone de la biomasse et des réservoirs de matière organique morte (MOM);⁽⁹¹⁾
- ▶ une perte soutenue du carbone (C) présent dans le sol, et plus particulièrement dans les forêts tourbeuses à la suite d'un drainage, d'un incendie ou d'une exposition après réduction de la densité de la canopée;
- ▶ un accroissement soutenu des émissions de GES non-CO₂, provenant essentiellement des incendies.

Ni les GPG2003 ni les 2006GL n'utilisent le terme dégradation de la forêt, mais, étant donné que le phénomène se produit sur des terres forestières et n'implique pas de déboisement, les émissions nettes de GES qui y sont associées doivent être calculées en utilisant les méthodes décrites pour les terres forestières demeurant des terres forestières, qui sont exposées à la **Section 3.2.1 des GPG2003**⁽⁹²⁾ Pour détecter la dégradation des forêts et, ensuite, faire une estimation des émissions nettes des GES qui en résultent, il faut avoir à sa disposition des techniques d'observation des forêts, des données et des ressources qui soient fiables. Les pays doivent utiliser les systèmes et les capacités existants, si ils en disposent, et intégrer les systèmes de mesure de la dégradation dans leur SNSF, afin que le processus de détection et de mesure de la dégradation des forêts soit cohérent avec celui utilisé pour les autres

(89) Autrement dit, une augmentation de l'extension des strates forestières avec une densité de carbone plus faible, répartie sur les cycles de récolte le cas échéant, ou une diminution de la densité de carbone dans les strates observée dans les échantillonnages réalisés au cours du temps.

(90) Par exemple, la biodiversité, la lutte contre les incendies, la gestion de l'eau ou la capacité de production.

(91) Voir **Section 2.3.7** pour les définitions de la notion de réservoir de carbone.

(92) Voir **Volume 4, Section 4.2 des 2006GL**.

activités REDD+.

Les nombreux processus anthropiques et naturels peuvent causer ou contribuer à la dégradation des forêts (par exemple diminution non durable de la biomasse causée par des coupes sélectives ou une collecte du bois de feu, fréquence excessive de l'obligation de brûlis ou drainage des sols tourbeux). Des facteurs tels que les contraintes climatiques, les feux sauvages, les infestations parasitaires ou les maladies, même s'ils se produisent sur les terres forestières qui ne se dégradent pas, peuvent aussi y contribuer. La dégradation est plus visible quand la capacité de repousse est mise à mal (par exemple suite à des érosions du sol, des pertes dans les banques de semences, ou une fragmentation causée par le déboisement de zones adjacentes).

La dégradation peut être localisée (par exemple quand elle correspond à une perte d'arbres individuels ou à des groupes d'arbres) ou étendue (par exemple lors de feux sauvages sur des milliers d'hectares ou lors d'une réduction du cycle de récolte pour toute une catégorie de forêts ou toute une région). Les modalités de l'élimination sélective concerne soit des arbres individuels soit des groupes d'arbres, ces derniers menant souvent à la création de fragments qui (à moins qu'ils ne fassent partie d'une stratégie sylvicole visant à la régénération et la repousse soutenue) sont susceptibles d'être davantage sujets à une ultérieure dégradation. La dégradation peut avoir lieu après un épisode de perturbation isolé ou au cours d'un processus graduel. Même si les ouvertures temporaires dans le couvert forestier font parfois partie des pratiques de gestion forestière durable, les techniques de télédétection peuvent entraîner une importante sous-estimation de l'étendue de la dégradation (manifestée par une réduction partielle de la couverture de la canopée) pour plusieurs raisons, comme la portée spectrale limitée, la taille des pixels des images utilisées, et l'intervalle entre deux images de la zone observée. Par exemple, lorsque la canopée se referme après une perturbation, la dégradation ne peut être décelée par télédétection que durant un court laps de temps. Dans d'autres cas, la réduction partielle de la canopée peut se situer en dessous du seuil détectable par satellite. Pour réduire la sous-estimation, on peut utiliser des données de haute résolution spatiale et temporelle (qui sont plus à même de détecter les perturbations) et restreindre l'analyse des données afin d'exclure la conversion de la forêt naturelle modifiée (MNF) en forêt primaire – ce qui signifie que, lorsque la forêt a été perturbée, elle reste considérée comme telle.

Lors de l'application des méthodes du GIEC, il est conseillé aux pays de suivre les étapes décrites ci-dessous. Si la dégradation des forêts et le déboisement sont tous deux pris en considération, les estimations doivent être cohérentes entre elles. En particulier, la stratification nécessaire est la même pour le déboisement et pour la dégradation, et les Étapes 1 et 2 ci-dessous sont les mêmes que les Étapes 1 et 2 décrites ci-dessus pour l'estimation des émissions liées au déboisement. L'Étape 4 ci-dessous n'est pas exactement la même que l'Étape 3 prévue pour le déboisement, car la première fait référence à une densité moyenne de carbone à long terme alors que la seconde porte sur la valeur de l'année en cours, mais les méthodes de calcul sont similaires et doivent être cohérentes. La dégradation estimée selon les étapes ci-dessous prend en compte la diminution à long terme des densités de carbone dues aux transitions entre les strates et les sous-strates de forêt, et au sein des strates et des sous-strates touchées par les activités humaines (c.-à-d. les forêts naturelles modifiées (MNF) et les forêts plantées (PlantF)). Les étapes pour estimer la dégradation sont les suivantes:

1. Voir Étape 1 dans la **Section 2.5.1.1**.
2. Voir Étape 2 dans la **Section 2.5.1.1**.
3. Estimez le changement annuel dans CB_{MNF} . Nommez cette quantité B_{MNF} . Elle peut être estimée à partir d'IFN répétés, le cas échéant, en effectuant un échantillonnage tel que décrit ci-dessous, ou en utilisant la méthode gains-pertes décrite dans la **Section 3.2.1.1 des GPG2003**. Il convient de prendre en compte les sous-strates et les facteurs tels que la croissance de la forêt,

les abattages, la récolte de bois de chauffage et les incendies. ΔCB_{MNF} est positif si ΔCB_{MNF} augmente, sinon il est égal à zéro ou négatif. Afin de s'assurer que les termes dans l'Équation 2 ont le bon signe, indiquez que le facteur est $f_{MNF} = 0$ si ΔCB_{MNF} est positif ou égal à zéro et indiquez que le facteur est $f_{MNF} = +1$ si ΔCB_{MNF} est négatif.

4. Estimez le changement annuel de la densité moyenne de carbone à long terme (LT) dans les forêts plantées. La densité moyenne de carbone à long terme est la densité de carbone calculée en moyenne durant la rotation forestière en tenant compte de la croissance et de la récolte, et lors des rotations forestières suivantes. Cela implique d'évaluer à l'avance la croissance de la forêt et des absorptions dues aux récoltes, en particulier lorsqu'une grande proportion de forêt a été nouvellement établie dans le domaine forestier planté. Nommez cette quantité $LRCB_{PlantF}$ et le changement annuel $\Delta LRCB_{PlantF}$. Estimez en premier $LRCB_{PlantF}$ pour l'année en cours, qui dépend du taux de croissance des espèces concernées, de la fréquence des récoltes et de la durée d'attente moyenne entre la récolte et la replantation totale prévue pour l'année en cours. Ces informations sont normalement disponibles dans le SNSF à partir de celles fournies par les autorités forestières nationales ou par des exploitants commerciaux. L'Encadré 22 fournit un exemple des calculs à faire. Soustrayez de la valeur courante la valeur de $LRCB_{PlantF}$ de l'année précédente pour obtenir $\Delta LRCB_{PlantF}$. Le résultat est positif si $LRCB_{PlantF}$ augmente, et égal à zéro ou négatif en cas contraire. Considérez que $f_{PlantF} = 0$ si $\Delta LRCB_{PlantF}$ est positif ou égal à zéro et que $f_{PlantF} = +1$ si $\Delta LRCB_{PlantF}$ est négatif.
5. Estimez, en utilisant les méthodes décrites dans la Section 4.2, la superficie annuelle convertie de forêt primaire en forêt naturelle modifiée. Nommez cette quantité $\Delta A_{PF > MNF}$.
6. Estimez, en utilisant les méthodes décrites dans la Section 4.2, la superficie annuelle convertie de forêt primaire en forêt plantée. Nommez cette quantité $\Delta A_{PF PlantF}$.
7. Estimez, en utilisant les méthodes décrites dans la Section 4.2, la superficie annuelle convertie de forêt primaire en forêt plantée. Nommez cette quantité $\Delta A_{MNF > PlantF}$.
8. Estimez les émissions annuelles de dioxyde de carbone dues à la dégradation ($CO_{2degrad}$) en utilisant l'Équation 2. Les différents termes sont définis dans les étapes ci-dessus et récapitulés dans le Tableau 10 :

Équation 2

$$\begin{aligned}
 CO_{2degrad} = & \frac{44}{12} (\Delta A_{PF > MNF} \times (CB_{PF} - CB_{MNF}) \\
 & + \Delta A_{MNF > PlantF} \times (CB_{MNF} - LRCB_{PlantF}) \\
 & + \Delta A_{PF > PlantF} \times (CB_{PF} - LRCB_{PlantF}) \\
 & + f_{MNF} \times A_{MNF} \times |CB_{MNF}| \\
 & + f_{PlantF} \times A_{PlantF} \times |\Delta LRCB_{PlantF}|)
 \end{aligned}$$

Tableau 10: Tableau Termes de l'équation sur la dégradation

Nombre de termes dans la partie droite de l'Équation 2	Processus de dégradation	Termes de la partie de droite de l'Équation 2
0	Multiplication de toute la partie droite de l'équation et conversion de la masse de carbone en masse de dioxyde de carbone	44/12
1	Conversion d'une forêt primaire en forêt naturelle modifiée	$\Delta A_{PF > MNF} \times (CB_{PF} - CB_{MNF})$

Nombre de termes dans la partie droite de l'Équation 2	Processus de dégradation	Termes de la partie de droite de l'Équation 2
2	Conversion d'une forêt naturelle modifiée en forêt plantée	$\Delta A_{MNF} > PlantF \times (CB_{MNF} - LRCB_{PlantF})$
3	Conversion d'une forêt primaire en forêt plantée	$\Delta A_{PF} > PlantF \times (CB_{PF} - LRCB_{PlantF})$
4	Diminution à long terme de la densité de carbone d'une forêt naturelle modifiée	$f_{MNF} \times A_{MNF} \times CB_{MNF} $
5	Diminution à long terme de la densité de carbone d'une forêt plantée	$f_{PlantF} \times A_{PlantF} \times \Delta LRCB_{PlantF} $

Le solde des facteurs entre crochets, s'il est négatif, devrait être considéré comme égal à zéro, afin que le terme correspondant ne modifie pas le total des émissions liées à la dégradation. Les multiplicateurs f_{PlantF} et f_{MNF} remplissent une fonction similaire de sorte que seules les diminutions à long terme de la densité de carbone contribue à la dégradation. Les lignes verticales indiquent que c'est la valeur absolue du nombre qui doit être utilisée. Le tableau ci-dessous présente les processus de dégradation auxquels les cinq termes de la partie droite de l'Équation 2 correspondent respectivement. Étant donné que les termes sont établis séparément, la dégradation peut être décomposée par processus ou traitée comme une somme de processus. Par exemple, si les pays souhaitent faire une distinction entre la dégradation qui peut se produire dans la forêt primaire et dans la forêt naturelle modifiée, d'une part, et celle qui peut se produire dans la forêt plantée, d'autre part, le cinquième terme de l'Équation 2 doit être retiré et traité séparément. Les termes dans l'Équation 2 doivent être subdivisés afin de rendre compte de la sous-stratification.

Au Niveau 1, les GPG2003 considèrent que pour les terres forestières demeurant des terres forestières, réservoirs de sols minéraux, de bois mort et de litière sont en équilibre. Si des méthodes de niveau plus élevé sont utilisées, les données nationales devraient permettre d'amplifier l'Équation 2 pour qu'elle les inclue. Si des sols organiques sont drainés dans le but de créer une forêt plantée, les émissions doivent faire l'objet d'estimations dans les zones de forêt plantée concernées, comme prévu à la Section 3.2.1.3 des GPG2003. Les facteurs d'émissions/absorptions de dioxyde de carbone de Niveau 1 repris dans les Recommandations et les Lignes directrices du GIEC pour les sols organiques dans différentes circonstances, sont résumés dans le Tableau 11.

Tableau 11: Tableau Sources des facteurs d'émissions et d'absorptions des sols organiques

Document	Numéro du chapitre et de la section	Numéro du tableau	Description des facteurs d'émissions par défaut
GPG 2003	Chapitre 3, Section 3.2 – Terres forestières	Tableau 3.2.3	Facteur d'émission annuel de CO ₂ -C pour les sols organiques drainés dans les forêts gérées
GPG 2003	Chapitre 3, Section 3.3 – Terres cultivées	Tableau 3.3.5	Facteur d'émission annuel de CO ₂ -C pour les sols organiques cultivés
GPG 2003	Chapitre 3, Section 3.4 – Zones herbeuses	Tableau 3.4.6	Facteur d'émission annuel de CO ₂ -C pour les sols organiques des zones herbeuses gérées
GL 2006	Chapitre 4 # Terres forestières	Tableau 4.6	Facteurs d'émissions/absorptions annuels de CO ₂ -C et de N ₂ O-N pour les sols organiques drainés dans les forêts gérées

Document	Numéro du chapitre et de la section	Numéro du tableau	Description des facteurs d'émissions par défaut
GL 2006	Chapitre 5 – Terres cultivées	Tableau 5.6	Facteur d'émission annuel de CO ₂ -C pour les sols organiques cultivés
GL 2006	Chapitre 6 – Zones herbeuses	Tableau 6.3	Facteurs d'émissions/ absorptions annuels de CO ₂ -C pour les sols organiques drainés des zones herbeuses
Supplément 2013 aux Lignes directrices du GIEC sur les zones humides	Chapitre 2	Tableau 2.1 Tableau 2.2	Facteur d'émissions/absorptions annuel de CO ₂ -C sur site et facteur d'émission de CO ₂ -C hors site pour les sols organiques drainés dans toutes les catégories d'utilisation des terres
Supplément 2013 aux Lignes directrices du GIEC sur les zones humides	Chapitre 2	Tableau 2.3 Tableau 2.4	Facteur d'émissions annuel de N ₂ O-N pour les sols organiques drainés des terres forestières
Supplément 2013 aux Lignes directrices du GIEC sur les zones humides	Chapitre 2	Tableau 2.7	Facteurs d'émissions/ absorptions annuels de CO ₂ -C et CH ₄ pour les feux de tourbe dans toutes les catégories d'utilisation des terres

a. Il n'existe pas de mise à jour de ces tableaux dans la Révision de 2019 des Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre.

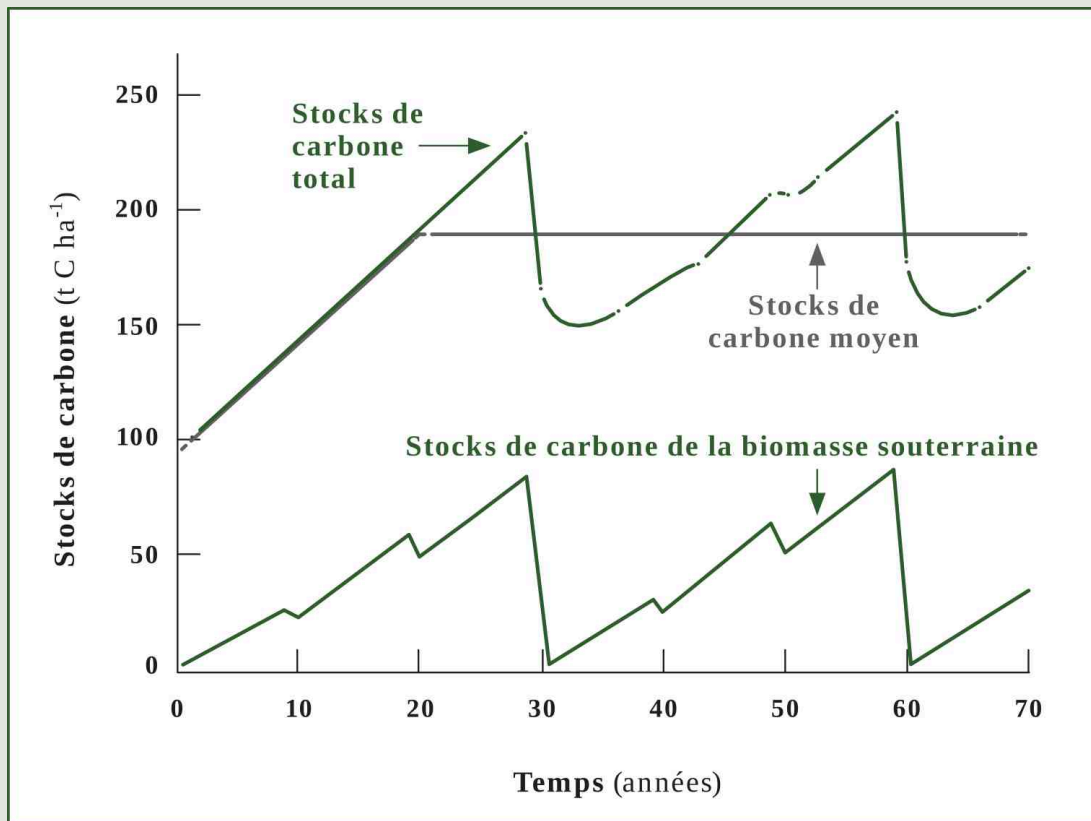
b. Le Groupe de travail du GIEC sur les inventaires nationaux de gaz à effet de serre (TFI) a élaboré d'autres orientations méthodologiques pour les inventaires au niveau national sur les zones humides, incluant les valeurs des coefficients d'émission par défaut, dans le but de combler les lacunes de couverture des zones humides et des sols organiques dans les Lignes directrices 2006 du GIEC. Ce document s'intitule Supplément de 2013 aux Lignes directrices du GIEC de 2006 pour les inventaires nationaux des gaz à effets de serre: Supplément de 2013 du GIEC sur les zones humides

Encadré 22: Estimation des stocks de carbone moyens à long terme dans les forêts plantées

Le stock de carbone (aérien et souterrain) dans une forêt plantée soumise à des récoltes multiples et à une croissance ultérieure présente un schéma en dents de scie illustré dans la **Figure 8**. La densité moyenne de carbone à long terme est la densité de carbone moyenne au cours des premières rotations consécutives. Si la replantation est immédiate, le résultat prend la forme d'une fraction, soit f_1 de la densité de la biomasse aérienne au moment de chaque récolte. La fraction f_1 est généralement d'environ 0,5. Si l'intervalle (soit δt) entre la récolte et la replantation est important et que le temps écoulé entre la replantation et la récolte est t_1 , alors la densité moyenne de la biomasse à long terme est $BD(f_1(t_1/(t_1 + \delta t)) + r)$, où BD est la densité de biomasse aérienne au moment de la récolte et r est le ratio racine/tige. BD et r dépendront des espèces, des conditions du site et des intrants de gestion. S'il y a 0,5 tonne de carbone par tonne de biomasse, alors $LRCB_{PlantF} = (0,5)P.(f_1.(t_1/(t_1 + \delta t)) + r)$. Les informations de base requises par les parties prenantes sont les taux de croissance ainsi que le moment et la nature (biomasse prélevée) de la récolte, et s'il y a des retards importants dans la replantation. De meilleures valeurs peuvent être obtenues en utilisant des modèles de croissance qui peuvent prendre en compte l'effet de la perturbation sur r . D'autres réservoirs

de carbone peuvent être pris en compte à des niveaux plus élevés.

Figure 8: Profil d'un stock de carbone au fil du temps dans une forêt plantée sujette à des récoltes multiples et croissance consecutive



2.5.1.3 Gestion durable des forêts, renforcement des stocks de carbone forestiers (au sein de forêts existantes), et conservation des stocks de carbone forestier

Il est probable que ces activités soient associées à des politiques nationales et régionales spécifiques, qui peuvent concerner des zones géographiques particulières, conformément aux stratégies nationales de gestion durable, ce qui implique de disposer de sous-stratifications appropriées. Même si chaque pays a sa propre définition de la forêt, tous semblent admettre que la gestion durable des forêts a pour but de maintenir et de renforcer les valeurs de la forêt⁽⁹³⁾. Cela n'implique pas nécessairement le maintien des stocks de carbone présents à l'origine dans les forêts primaires ou dans les forêts naturelles modifiées. Par exemple, la moyenne des stocks de carbone de la biomasse est toujours inférieure dans les forêts exploitées à celle dans les zones équivalentes de forêts qui ne sont pas soumises à la récolte, mais dans les forêts de production gérées durablement, les stocks de carbone ne diminuent pas avec le temps quand leur moyenne est répartie sur les cycles des récoltes (reflétant ainsi la capacité de production durable). La conservation des stocks de carbone forestier vise à préserver les stocks de carbone. Le renforcement des stocks de carbone forestier vise à accroître les stocks de carbone, soit au sein d'une forêt existante, soit en convertissant d'autres terres en forêt. Cette seconde possibilité est différente du point de vue méthodologique car elle implique un changement dans l'utilisation des terres et est traitée séparément ci-dessous. Le renforcement des stocks de carbone forestier (au sein de forêts existantes), la conservation des stocks de carbone forestier et la gestion durable des forêts s'observent en tout cas toujours dans des zones forestières demeurant des zones forestières. En conséquence, de même que pour la dégradation, les émissions et les absorptions des GES doivent être estimées en utilisant les méthodologies décrites pour les terres forestières demeurant des terres forestières présentées à la **Section 3.2.1 des GPG2003**⁽⁹⁴⁾. Ces méthodes traitent de la biomasse (aérienne et souterraine), de la litière, du bois mort et de la matière organique du sol, ainsi que des émissions de GES non-CO₂ qui s'y associent. Comme ces activités sont généralement conçues pour préserver ou augmenter les stocks de carbone forestier, elles sont le contraire d'une dégradation, et parfois une même activité peut mener à la dégradation ou à son contraire, selon son intensité, comme le montre l'exemple de la récolte. L'estimation des variations de carbone pour les activités susmentionnées doit donc être cohérente avec l'estimation de la dégradation. Par conséquent, pour estimer les émissions et les absorptions dues à la gestion durable des forêts, au renforcement des stocks de carbone forestiers (au sein d'une forêt existante) et à la conservation des stocks de carbone forestier, il est conseillé aux pays de suivre les Étapes 1 à 9 exposées ci-dessus au sujet de la dégradation, de la manière suivante:

- ▶ À l'intérieur d'une zone stratifiée, par exemple d'une forêt primaire, d'une forêt naturelle modifiée ou d'une forêt plantée, s'il existe des zones particulières bénéficiant d'activités de gestion durable, combiner les données de télédétection avec des informations provenant des autorités forestières nationales pour définir ces zones comme des sous-strates. Cette étape n'est pas nécessaire si toutes les strates font l'objet d'activités de gestion durable.

(93) Bien que ce soit surtout le langage courant qui utilise le terme de gestion forestière durable plutôt que celui de gestion durable des forêts, l'ONU a reconnu que la gestion forestière durable est un concept dynamique et évolutif, qui vise à maintenir et renforcer les valeurs économiques, sociales et environnementales de tous les types de forêts, pour le bénéfice des générations présentes et futures (instrument juridiquement non contraignant sur tous les types de forêt, adoptée par l'Assemblée générale de l'ONU le 22 octobre 2007).

(94) Voir **Volume 4, Section 4.2 des 2006GL**.

- L'équation permettant d'estimer les émissions et les absorptions dues à ces activités devient la suivante:

Équation 3

$$\begin{aligned}
 CO_{2sust} = & \frac{44}{12}(\Delta A_{PF>MNF} \times (CB_{PF} - CB_{MNF}) \\
 & + \Delta A_{MNF>PlantF} \times (CB_{MNF} - LRCB_{PlantF}) \\
 & + \Delta A_{PF>PlantF} \times (CB_{PF} - LRCB_{PlantF}) \\
 & - A_{MNF} \times \Delta CB_{MNF} \\
 & - A_{PlantF} \times \Delta LRCB_{PlantF})
 \end{aligned}$$

Cette version de l'**Équation 3** suppose que toute la forêt restante est soumise à l'activité REDD + décrite comme `` la gestion durable des forêts, l'amélioration des stocks de carbone forestier (dans une forêt existante) et / ou la conservation des stocks de carbone forestier; et tous les termes contribuent au total, quel que soit le signe. L'**Équation 3** est arrangée de telle sorte que le CO_{2sust} sera négatif (correspondant à une élimination) si les stocks de carbone augmentent. L'**Équation 3** suppose que la forêt primaire peut devenir une forêt naturelle modifiée ou une forêt de plantation, et que la forêt naturelle modifiée peut devenir une forêt plantée, mais que les transitions inverses ne se produisent pas. Le **Tableau 12** montre les processus auxquels les cinq termes situés à droite de l'**Équation 3** correspondent respectivement. Étant donné que les termes sont déterminés séparément, les émissions et les absorptions dues à ces activités peuvent être désagrégées par processus ou traitées comme un ensemble au cours des processus concernés. Si une transition se produit dans un type de forêt fragmenté, les densités de carbone à utiliser sont celles qui correspondent à la transition qui a lieu. Si une forêt primaire est conservée avec succès, alors $\Delta A_{PF > MNF}$ and $\Delta A_{PF > PlantF}$ seront tous deux égaux à zéro.

Tableau 12: Tableau Termes de l'équation sur la gestion durable des forêts

Nombre de termes dans la partie droite de l'Équation 3	Processus	Termes de la partie de droite de l'Équation 3
0	Multiplication de toute la partie droite de l'équation et conversion de la masse de carbone en masse de dioxyde de carbone	44/12
1	Conversion d'une forêt primaire en forêt naturelle modifiée	$\Delta A_{PF > MNF} \times (CB_{PF} - CB_{MNF})$
2	Conversion d'une forêt naturelle modifiée en forêt plantée	$\Delta A_{MNF > PlantF} \times (CB_{MNF} - LRCB_{PlantF})$
4	Conversion d'une forêt primaire en forêt plantée	$\Delta A_{PF > PlantF} \times (CB_{PF} - LRCB_{PlantF})$
5	Modification à long terme de la densité de carbone d'une forêt naturelle modifiée	$A_{MNF} \times \Delta CB_{MNF}$
6	Modification à long terme de la densité de carbone d'une forêt plantée	$A_{PlantF} \times \Delta LRCB_{PlantF}$

Si la dégradation de la forêt et les activités durables sont concomitantes, on peut éviter un double comptage si l'on procède de la manière suivante:

- Si les émissions dues à la dégradation et les activités durables doivent être identifiées séparément, la dégradation doit être estimée en utilisant l'**Équation 2** et les activités durables correspondent à la différence entre l'**Équation 2** et l'**Équation 3**. Si l'**Équation 2** a été désagrégée, d'une manière

ou d'une autre (par exemple en considérant les forêts plantées séparément), alors l'**Équation 3** doit être désagrégée de la même façon.

- ▶ Si toute la dégradation et les activités durables doivent être estimées ensemble, seule l'**Équation 3** s'applique. Étant donné qu'il n'existe pas de restriction de signe dans l'**Équation 3**, toute dégradation qui se produit au sein des activités définies comme gestion durable des forêts, amélioration des stocks de carbone forestier (au sein de forêts existantes) et conservation des stocks de carbone forestier, est à inclure dans les estimations des émissions.

Comme pour la dégradation, au Niveau 1, les GPG2003 considèrent que pour les terres forestières demeurant des terres forestières, les réservoirs de sols minéraux, de bois mort et de litière sont en équilibre. Si des méthodes de niveau plus élevé sont utilisées, les données nationales devraient permettre d'amplifier l'**Équation 3** pour qu'elle les inclue. Si des sols organiques sont drainés dans le but de créer une forêt plantée, les émissions doivent faire l'objet d'estimations dans les zones de forêt plantée concernées, comme prévu à la **Section 3.2.1.3 des GPG2003**. Les facteurs d'émissions/absorptions de dioxyde de carbone de Niveau 1 repris dans les Recommandations et les Lignes directrices du GIEC pour les sols organiques dans différentes circonstances, sont résumés dans le **Tableau 12**.

2.5.1.4 Renforcement des stocks de carbone forestier (boisement de terres non forestières, reboisement d'anciennes forêts converties à d'autres utilisations)

En plus du renforcement des stocks dans les forêts existantes, les stocks de carbone forestier peuvent être renforcés par le boisement de terres qui n'étaient pas précédemment forestières, ou le reboisement d'anciennes forêts qui avaient été converties à d'autres utilisations des terres. L'établissement de forêts sur ce type de terres entraîne une accumulation de carbone dans la biomasse, même si, dans un premier temps, la perte de carbone du sol due à la perturbation des stocks de carbone dans les sols minéraux peut l'emporter sur l'accumulation de biomasse; de plus, si des sols organiques ont été drainés, cette perte se poursuit aussi longtemps que le drainage continue. L'accumulation de la biomasse suit une courbe sigmoïdale, où les taux varient selon les espèces, la croissance et l'âge du site. La récolte interrompt l'accumulation sigmoïdale de biomasse (avec des émissions dues aux perturbations), et la croissance reprend après la replantation. Cela explique la courbe en dents de scie caractéristique illustrée dans l'**Encadré 22**. La récolte quand elle est accompagnée d'une replantation correspond à un cycle de gestion forestière et elle n'est pas considérée comme un déboisement puisque l'utilisation des terres reste inchangée. Elle n'est pas considérée non plus comme un phénomène de dégradation de l'affectation des terres forestières si le stock de carbone moyen reste inchangé à long terme (**Section 2.5.1.2**). Les forêts plantées qui sont conçues comme des valeurs environnementales ne sont pas systématiquement exploitées, et quand elles ne le sont pas, la valeur sigmoïdale de départ évolue vers la saturation de la capacité de charge de carbone de la forêt sur la terre concernée, et il n'y a pas de réaction en dents de scie. Conformément aux GPG2003 et aux 2006GL, les émissions et les absorptions sur des terres non gérées⁽⁹⁵⁾ ne sont pas prises en considération dans les inventaires GES et, par conséquent, on considère que l'expansion de la forêt sur une terre non gérée ne compte pas pour cette activité. Conformément aux garanties convenues,⁽⁹⁶⁾ Les activités REDD+ ne doivent

(95) Voir **Section 1 des GPG2003** pour une présentation des définitions de la forêt qui abordent le concept de forêt gérée et non gérée.

(96) Voir **paragraphe 2(e) de l'Annexe 1 à l'Accord de Cancun dans la Décision 1/CP.16**.

pas être utilisées dans le cadre de la conversion des forêts naturelles.

Comme cela entraîne une conversion des terres non forestières en terres forestières, on renvoie directement à la **Section 3.2.2 des GPG2003** sur les terres converties en terres forestières, qui correspond au **Volume 4, Section 4.3 des 2006GL**. Pour appliquer la méthodologie du GIEC, les pays doivent:

1. Collecter des informations, à travers le SNSF, sur l'établissement de forêts sur des terres précédemment non forestières, ou sur des terres précédemment forestières mais qui ont été converties à d'autres utilisations. Les informations doivent pouvoir être fournies par les parties prenantes, les départements des gouvernements ou des autorités forestières (qui doivent tous être représentés dans le SNSF), en ce qui concerne le traçage des concessions et des permis de planter. Les données obtenues par télédétection ne sont pas toujours utiles à ce stade car les forêts, au début de leur pousse, ne sont pas facilement visibles par télédétection. Il est possible que l'on détecte des signes de travaux de préparation et de plantation et cela peut faire partie des informations utiles. Les informations à rechercher comprennent le type de forêt établie, la date de plantation et, si possible, un plan d'aménagement.
2. À mesure que la forêt plantée grandit, utilisez des données de télédétection pour confirmer les zones forestières et le calendrier des activités de récolte, et résolvez les éventuelles divergences avec les informations obtenues à l'Étape 1. Ceci permet d'améliorer l'exactitude des résultats.
3. Utilisez des tables de production ou des courbes de croissance sur la production des changements de densité de carbone à travers le temps sur les terres boisées/reboisées. En l'absence de ce type d'estimations annuelles de la biomasse, il est possible de d'utiliser les moyennes comme valeur intermédiaire. Toutefois, leur utilisation est susceptible d'engendrer des biais, surtout pour les premières années de l'établissement de la forêt ou lorsque les taux de croissance ne sont pas représentatifs de la moyenne (c'est-à-dire lorsque les pourcentages continuent à être faibles). Une évaluation de ce biais doit être faite et notifiée de manière transparente. Les améliorations prioritaires pour réduire les biais doivent également être identifiées.
4. Lors de l'élaboration des estimations nationales, les émissions et les absorptions dues à cette activité doivent être intégrées avec celles qui proviennent de la gestion durable des forêts, du renforcement des stocks de carbone forestier (au sein de forêts existantes) et de la conservation des stocks de carbone forestiers.

2.5.2 Niveaux d'émission de référence pour les forêts

Il est probable que le SNSF doive prendre en considération les questions méthodologiques liées à la création des NERF et/ou NRF qui serviront de repères au moment d'évaluer les performances des Parties dans la mise en œuvre des activités REDD+. Ceci suppose que l'on tienne compte du sens des termes techniques utilisés dans les décisions de la COP, dont il est question dans la présente section.⁽⁹⁷⁾ D'autres sources d'informations utiles en lien avec les NERF/NRF sont:

- ▶ **Le Guide de ressources GOF-C-GOLD;**
- ▶ **Les nouvelles approches des niveaux d'émission de référence pour les forêts et/ou niveaux de référence pour les forêts dans le contexte de la REDD+, du programme ONU-REDD;**

⁽⁹⁷⁾ Le matériel que nous présentons est basé sur les conseils qui ont été publiés dans un module de réponse rapide MPR GFOI, qui fournit des orientations sur les questions techniques liées aux Décisions 12/CP.17 et 13/CP.19. Il peut être téléchargé à partir du **site de la GFOI**.

- ▶ **Les remarques techniques relatives à l'établissement de niveaux d'émission de référence pour les forêts et/ou niveaux de référence pour les forêts dans le contexte de la REDD+ au titre de la CCNUCC;** et
- ▶ **Le cadre méthodologique du Fonds carbone de la Banque mondiale.**⁽⁹⁸⁾

2.5.2.1 Cohérence avec l'inventaire des gaz à effet de serre

Les pays doivent garantir la cohérence entre les NERF et/ou NRF, les estimations d'émissions et d'absorptions liées aux activités REDD+ et les IGES.⁽⁹⁹⁾ La cohérence n'implique pas nécessairement que la couverture des réservoirs et des gaz soit identique.⁽¹⁰⁰⁾ Ceci est dû au fait que des réservoirs importants peuvent avoir différentes significations pour REDD+ et pour l'IGES, parce que l'IGES ne prévoit pas une approche par étapes et parce que les deux exercices poursuivent des objectifs différents. L'IGES vise à estimer les émissions et les absorptions conformément aux bonnes pratiques, tandis que REDD+ a pour but d'encourager efficacement les actions d'atténuation des émissions GES découlant des activités REDD+.

S'il existe des différences de couverture des réservoirs et des gaz entre les NERF/NRF, les estimations des activités REDD+ et les IGES, il convient de fournir une explication sur les raisons, la logique et l'impact de ces différences afin de contribuer à une plus grande transparence. La production d'estimations des émissions et des absorptions associées aux activités REDD+ utilisant les méthodologies de l'IGES telles que contenues à la fois dans les GPG2003 et les 2006GL, est décrite dans la **Section 2.5**.

La cohérence peut être améliorée dans les conditions suivantes:

- ▶ La définition de la forêt, et de la gestion des forêts, est la même dans les estimations GES de REDD+, dans les NERF/NRF et dans l'IGES.
- ▶ Les activités REDD+ sont identifiables dans l'IGES en tant que catégories, sous-catégories ou additions de catégories ou sous-catégories GIEC. Le **Tableau 13** montre les liens entre les activités REDD+, les catégories GIEC, et les sections des MPR qui contiennent des conseils sur les estimations des émissions et des absorptions. La stratification des catégories de terres en sous-divisions peut aider à améliorer la transparence dans l'évaluation de la cohérence si les activités REDD+ ne correspondent pas à l'ensemble des catégories de l'inventaire⁽¹⁰¹⁾ (par exemple à cause de la distinction entre la dégradation et la gestion durable, où la gestion durable ne couvre

⁽⁹⁸⁾ Le cadre méthodologique du Fonds carbone de la Banque mondiale s'applique à la mise en œuvre pilote dans le cadre du Fonds de partenariat pour le carbone forestier (FCPF) de la Banque mondiale et énonce plusieurs exigences (par exemple en ce qui concerne la conservation, et pour limiter les ajustements aux contextes nationaux conformément à la **Décision 12/CP.17**), qui sont plus sophistiquées ou restrictives que les décisions de la COP.

⁽⁹⁹⁾ Le **paragraphe 8 de la Décision 12/CP.17** établit que la cohérence entre le NERF/NRF et les IGES nationaux doit être assurée. Le **paragraphe 3 de l'Annexe à la Décision 14/CP.19** prévoit que l'estimation des émissions et des absorptions ainsi que des variations des stocks de carbone liées aux activités REDD+ soit cohérente avec le NERF/NRF.

⁽¹⁰⁰⁾ Il est peu probable que l'on puisse avoir une cohérence quand l'IGES est ancien et que les principaux fonds disponibles de REDD+ ont été utilisés pour construire un système plus avancé de MNV pour REDD+. Dans ce cas, l'incohérence dès le départ est préférable à une cohérence avec un IGES daté et c'est l'occasion pour œuvrer à une éventuelle cohérence avec les IGES futurs. En conséquence, les estimations des IGES et de REDD+ sont souvent incohérentes dans la période intermédiaire qui précède la mise à jour des méthodes et des approches de l'IGES qui, en général, a lieu après la soumission et la révision des NERF/NRF.

⁽¹⁰¹⁾ Dans le cas du déboisement, pour ajouter d'autres catégories d'inventaire, notamment la conversion des forêts en d'autres utilisations des terres.

pas l'ensemble des forêts gérées, ou à cause d'une utilisation intermédiaire des NERF/NRF). Lorsque la zone de déboisement ne prend pas en compte la repousse ou la replantation après défrichage, on parle parfois de déboisement brut dans le contexte REDD+. Cette terminologie n'est pas conforme à la description des terres forestières proposée par le GIEC (**Tableau 3**), qui inclut des systèmes dans lesquels il existe une capacité de rétablissement des seuils forestiers. Plus généralement, le déboisement brut peut également qualifier une zone déboisée sans prendre en compte les nouvelles zones devenues forestières après la conversion des terres en forêt. Une description claire de ce qui est inclus dans le NERF/NRF est requise, et il peut être nécessaire de réconcilier les catégories utilisées dans l'IGES.

- ▶ Les données sur les activités et les facteurs d'émissions/absorptions (ou les quantités associées comme les densités de carbone) sont les mêmes pour REDD+ et l'IGES. Si les catégories REDD+ ne correspondent pas à des catégories entières figurant dans l'inventaire, une subdivision peut s'avérer nécessaire.
- ▶ Les activités REDD+ font partie du système de la représentation des terres décrite au **Chapitre 2 des GPG2003 (Volume 4, Chapitre 3 des 2006GL)** où la somme des superficies des affectations des terres s'ajoute à la superficie des terres nationales.

Tableau 13: Tableau Lien entre les activités REDD+, les catégories du GIEC et les conseils des MPR

REDD+	Description du GIEC du changement d'affectation des terres	Conseils des MPR
Réduire les émissions dues au déboisement ^a	Terres forestières converties à d'autres utilisations des terres	Estimation des émissions provenant du déboisement ^b
Réduction des émissions liées à la dégradation des forêts	Terres forestières restant terres forestières	Estimation des émissions dues à la dégradation
Gestion durable des forêts	Terres forestières restant terres forestières	Gestion durable des forêts, renforcement des stocks de carbone forestier (au sein de forêts existantes), et conservation des stocks de carbone forestier
Conservation des stocks de carbone forestier	Terres forestières restant terres forestières	Gestion durable des forêts, renforcement des stocks de carbone forestier (au sein de forêts existantes), et conservation des stocks de carbone forestier
Renforcement des stocks de carbone forestier (au sein de forêts existantes)	Terres forestières restant terres forestières	Gestion durable des forêts, renforcement des stocks de carbone forestier (au sein de forêts existantes), et conservation des stocks de carbone forestier
Renforcement des stocks de carbone forestier (boisement de terres qui n'étaient pas préalablement des forêts, reboisement de terres précédemment converties sur la base d'une autre utilisation)	Autres utilisations des terres converties en terres forestières	Renforcement des stocks de carbone forestier (boisement de terres qui n'étaient pas précédemment des forêts, reboisement d'anciennes forêts qui ont été converties à d'autres utilisations)

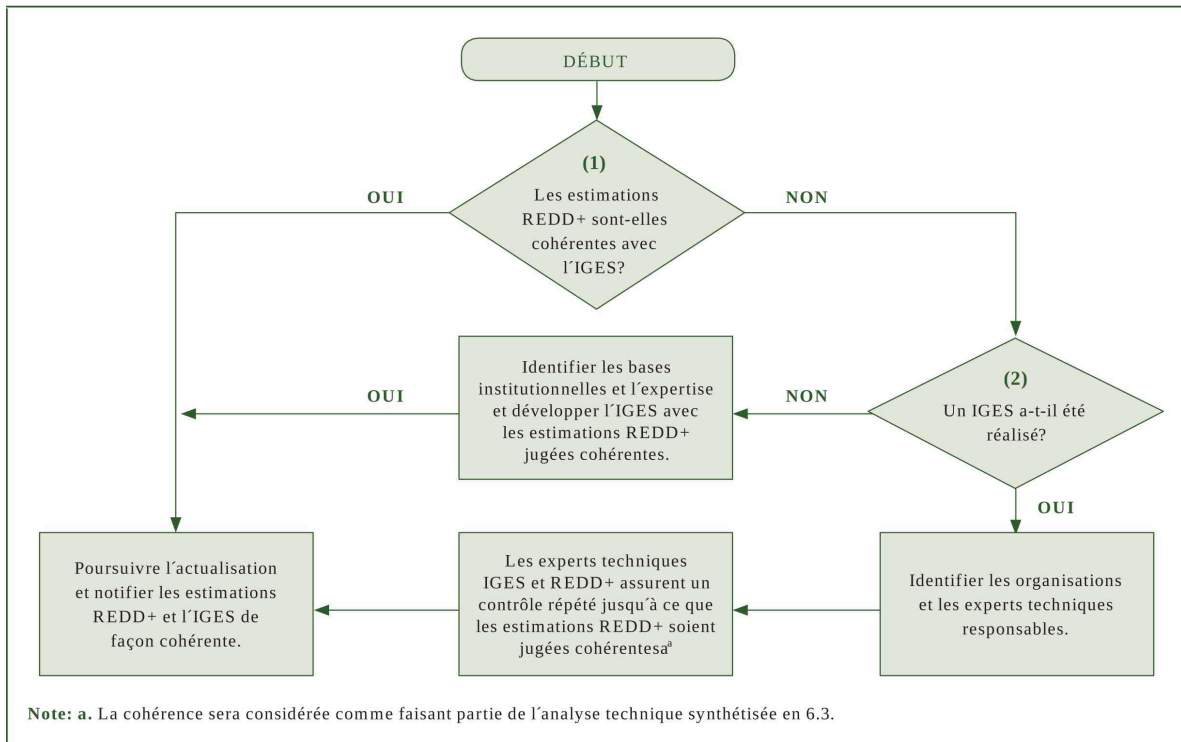
a. Les émissions dues au «déboisement brut» sont parfois plus importantes que celles dues au déboisement tel qu'il est entendu dans la méthodologie des inventaires du GIEC, parce que le déboisement brut ne tient pas compte de la repousse ou de la replantation des forêts après défrichage.

b. Si le déboisement brut est utilisé, il a aussi des effets sur la zone touchée et sur les estimations des émissions des forêts demeurant des forêts. Les récoltes considérées comme déboisement doivent être séparées des récoltes qui ne le sont pas. Cette séparation exerce également une influence sur les émissions attribuées à la dégradation.

Si des estimations sont produites pour les **zones forestières infranationales**, soit les méthodes de calcul utilisées doivent soit être cohérentes avec celles utilisées dans les inventaires nationaux, soit les Parties doivent décider s'il faut réaliser une cohérence, peut-être en augmentant la stratification de l'IGES. Cela peut être réalisé au cours de la phase d'itération et de contrôle du processus. Le diagramme décisionnel dans la **Figure 9** montre comment les institutions peuvent interagir pour

obtenir une cohérence.

Figure 9: Processus institutionnel permettant d'assurer la cohérence entre les estimations REDD+ et l'IGES



Les remarques pour chaque point de décision du diagramme sont les suivantes:

Point de décision 1: Les estimations REDD+ sont-elles cohérentes avec l'IGES?

Comme l'IGES et les estimations de REDD+ poursuivent des objectifs différents, la façon dont ces estimations sont produites peut être différente. Cela peut répondre au souhait de notifier les estimations REDD+ au niveau infranational en tant qu'approche intermédiaire ou bien correspondre à la disponibilité (ou à l'absence) de données nationales pour les activités spécifiques de REDD+. Si des différences se font jour au niveau de la couverture des réservoirs et des gaz ou du champ géographique, il est important de fournir, pour plus de transparence, une explication des raisons, de la logique et de l'impact de ces différences.

Point de décision 2: Existe-t-il un IGES?

Les pays en développement doivent soumettre un inventaire national des émissions anthropiques pour chaque source, et des absorptions pour chaque bassin, de tous les gaz à effet de serre dans leurs communications nationales et dans leurs rapports biennaux actualisés.

2.5.2.2 Types de niveaux de référence pour les forêts

Les IGES peuvent ne pas être produits chaque année, mais dès lors que la cohérence avec l'IGES est établie, les données historiques utilisées pour estimer les NERF et/ou les NRF ne doivent pas se limiter aux années pour lesquelles on dispose d'un IGES, à condition que les relatives **séries temporelles restent intrinsèquement cohérentes**. La plupart des pays qui ont soumis un NERF/NRF à ce jour ont proposé de faire la moyenne des séries temporelles historiques pour établir des niveaux historiques d'émission et d'absorption qui soient représentatifs. Toutefois, ce n'est qu'une possibilité et elle peut

avoir des limites importantes dans certains contextes, surtout là où le déboisement ou les activités d'amélioration représentent une composante importante du NERF/NRF. L'examen des variations au sein de la période historique peut aider à l'analyse des facteurs moteurs ou de l'efficacité des interventions politiques. Bien que la CCUNCC ne mentionne pas une durée précise, on peut considérer que 10 à 15 ans est une durée concevable et utile pour une série temporelle, parce qu'elle est un temps suffisant pour obtenir une moyenne représentative des conditions actuelles et elle permet aussi à toute variation d'une année à l'autre d'être étudiée afin de déterminer les liens avec les facteurs moteurs. Un des facteurs clés est par exemple la quantité d'estimations durant cette période. Par exemple, il n'est pas possible de comprendre les tendances lorsque l'on ne crée que de deux ou trois points temporels sur une période de 10 à 15 ans.

Les archives Landsat fournissent des données à partir desquelles des séries temporelles pour les émissions et les absorptions de GES associées aux activités REDD+ peuvent être estimées.⁽¹⁰²⁾ Une fois établies, les séries temporelles peuvent être étendues et/ou révisées dès lors que de nouvelles données sont disponibles et que les informations sont insérées dans les NERF et/ou NRF actualisés. Le **Tableau 14** décrit différents types de niveaux de référence qui sont cohérents avec les décisions de la COP et la **Figure 10** propose un diagramme décisionnel qui aide à choisir entre ces niveaux. L'approche la plus appropriée pour la création d'un NERF/NRF peut varier avec le temps; par exemple, au fur et à mesure que la compréhension des facteurs moteurs s'améliore, une Partie peut modifier la période historique ou l'approche pour la création afin de mieux refléter les émissions et absorptions attendues en l'absence de la mise en œuvre des activités REDD+. De la même façon, le niveau de référence le plus approprié peut varier selon les activités REDD+, en fonction du type de données historiques disponibles pour quantifier l'activité.

Tableau 14: Tableau Différents types de niveau de référence

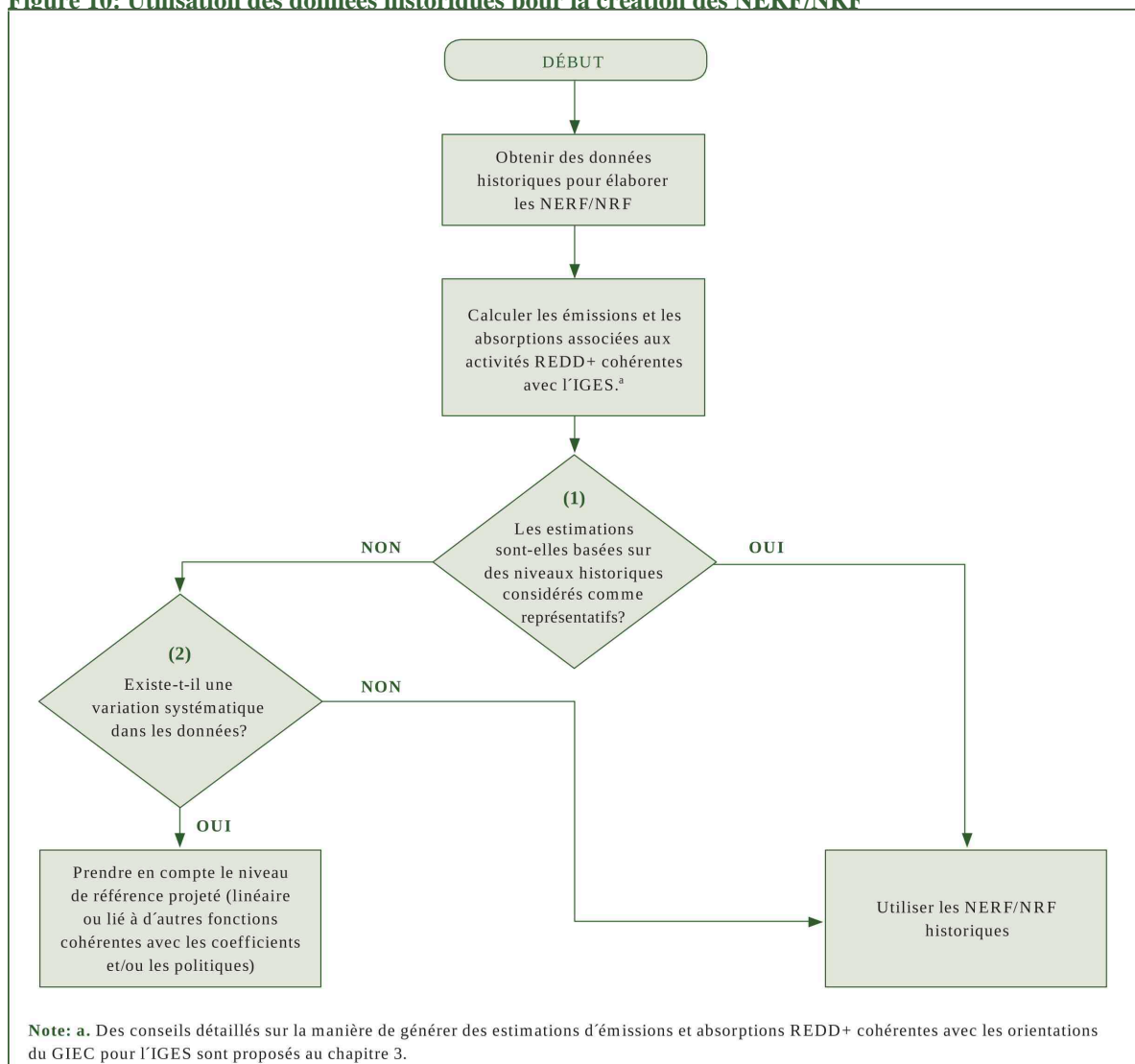
Type de niveau de référence	Description	Remarques	Raisons motivant la décision
1.Moyenne historique	Émissions ou absorptions moyennes, généralement sur une période définie. (10 ou 15 ans pourraient être considérés comme utiles pour faire la moyenne de la variabilité temporelle).	Évalue la réalisation d'actions de REDD+ au cours d'une période historique donnée.	Il s'agit de l'option la plus simple et cela peut être le choix initial le plus facile. La période historique donnée devient moins pertinente au fur et à mesure que l'on avance dans le temps, mais elle peut être mise à jour périodiquement, ce qui donne le Type 2. Lorsqu'une tendance est présente sur la période historique (par exemple une diminution ou une augmentation du déboisement), une moyenne historique entraînera des erreurs dans le calcul des réductions d'émissions.
2.Moyenne de roulage	Comme pour la moyenne historique actualisée, probablement tous les 5 ans, la période de référence reste la même, avec le décalage correspondant.	La période historique décale d'environ 10 ans la période utilisée pour l'évaluation.	Permet un suivi plus étroit entre les activités REDD+ et le NERF et/ou NRF que ne le permet le Type 1. On peut utiliser d'abord un Type 1 puis passer au Type 2. Cela permet de résoudre certains problèmes d'erreur dus aux tendances en cours mais pas aussi bien que ne le fait le Type 4.

(102) Les données historiques de Landsat sont disponibles gratuitement en tant que séries de données de base et peuvent être consultées par le biais du **Centre de données de l'Institut d'études géologiques des États-Unis (USGS)**. Le travail continu de la GFOI pour assurer la disponibilité à long terme des données spatiales est détaillé sur le **site internet de la GFOI**.

Type de niveau de référence	Description	Remarques	Raisons motivant la décision
3. Moyenne cumulée La moyenne cumulée est également appelée moyenne dynamique; voir le Rapport technique sur l'analyse technique de l'annexe technique du premier rapport biennal actualisé du Brésil présenté conformément à la décision 14/CP.19, paragraphe 7, le 31 décembre 2014.	Comme au point (1) mais la disponibilité de nouvelles données historiques prolonge la période de référence.	S'approche de la valeur actuelle plus lentement que (2). Un ré-étalonnage tous les 15 ans environ peut être utile, conformément à la fourchette envisagée pour une moyenne historique simple.	Pour mettre davantage l'accent sur les conditions historiques que ne le fait le Type 2.
4. Extrapolation d'une tendance	Extrapolation tendancielle appliquée aux données historiques.	Il faut être fermement convaincu que l'ancienne tendance est susceptible d'être représentative de l'avenir. À défaut, des actualisations fréquentes seront nécessaires. La tendance appliquée peut être linéaire ou relever d'une autre fonction (par exemple logarithmique) si cela permet une meilleure représentation.	Cela se prête bien aux circonstances où les données historiques indiquent une tendance claire.

Type de niveau de référence	Description	Remarques	Raisons motivant la décision
5. Autre projection	Projection basée sur la simulation d'un modèle.	Suppose une bonne compréhension des effets exercés par les facteurs moteurs (basés sur les données historiques) et par les politiques et exige que les hypothèses reposent sur une base solide et une bonne documentation. Pour des raisons de crédibilité, les modèles utilisés pour la projection devraient être transparents et permettre de reproduire les niveaux et les tendances du passé. La question de la transparence des modèles est abordée dans le rapport IPCC Expert Meeting on Use of Models and Measurements in GHG Inventories (Sydney 2010) , y compris, éventuellement, les attentes sous-jacentes à la courbe de transition forestière.	Cela convient bien lorsque les données historiques indiquent une tendance claire et que les causes sont bien comprises. C'est également utile lorsque des activités plus complexes sont entreprises (telles que des changements dans les pratiques de gestion forestière).

Figure 10: Utilisation des données historiques pour la création des NERF/NRF



Cela peut être le cas si les données historiques montrent un simple écart par rapport à la moyenne, ou bien une variation de tendance qui peut être saisie par l'une des

méthodes historiques 1) à 3) dans le **Tableau 14**.

Point de décision 2: Existe-t-il une variation systématique des données?

Cela suppose probablement que l'on définisse des points temporels annuels de données et que les utilisateurs vérifient si l'emploi de l'une des méthodes historiques est effectivement suffisante. Les variations peuvent révéler des augmentations ou des diminutions au fil du temps pour l'ensemble des activités REDD+ pertinentes, La tendance suivie peut être linéaire ou suivre une autre courbe (par exemple logarithmique) qui la représente mieux, ou une projection basée sur la simulation d'un modèle. Les méthodes sont indiquées en 4) et 5) dans le **Tableau 14**.

Comme indiqué dans le **Tableau 14**, il existe plusieurs méthodes permettant de calculer les NERF/NRF. Si tous les NERF/NRF sont présentés comme des émissions et/ou des absorptions, ils peuvent être créés en utilisant deux méthodes différentes 1) en appliquant la méthode indiquée dans le **Tableau 14** aux estimations des émissions/absorptions elles-mêmes; ou 2) en recourant à la méthodes gains-pertes et en appliquant les méthodes décrites dans le **Tableau 14** aux données sur les activités, puis en appliquant les FE appropriées ou les modèles de calcul des NERF/NRF.

Selon les méthodes d'estimation appliquées et les activités estimées, il peut y avoir une grande différence entre les deux méthodes. C'est tout particulièrement le cas pour les forêts nouvellement plantées destinées à être exploitées. Par exemple, beaucoup de pays ont vu leur surface de plantation s'étendre rapidement ces dix dernières années. Au départ, les absorptions sont importantes dans ces zones mais une fois que la récolte débute sur ces terres forestières, les absorptions chutent rapidement, voire même s'approchent de zéro, à moins que de nouvelles aires ne soient plantées ou que la gestion soit modifiée. Dans ces cas, il est probable que la simple moyenne des émissions/absorptions entraîne une surestimation des absorptions dans le NERF/NRF. La même difficulté apparaît dans d'autres activités et d'autres utilisations des terres lorsqu'il y a un changement d'affectation récent qui engendre des émissions et des absorptions par la suite. Cette difficulté peut être évitée en recourant aux méthodes dans le **Tableau 14**, mais en les appliquant aux zones ou aux données sur les activités, et ensuite en appliquant les méthodes d'estimation des émissions qui tiennent compte de la gestion prévue, comme par exemple la récolte.

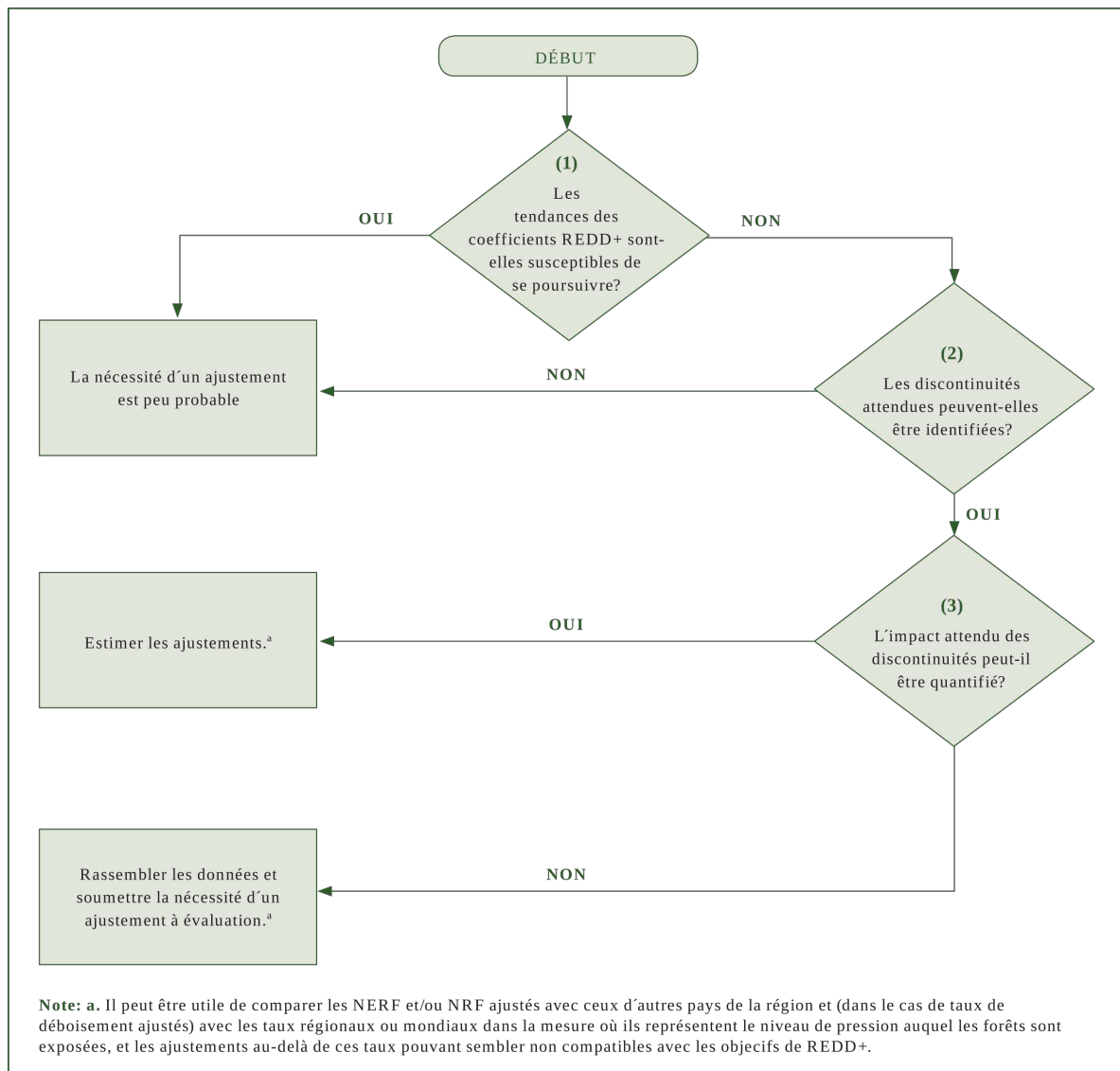
2.5.2.3 Ajustements

Sous certaines conditions, les données historiques peuvent ne pas être représentatives de ce qui se passerait si les activités REDD+ n'étaient pas mises en œuvre, ces données perdant alors une bonne part de leur fonction de point de repère pour l'évaluation de la performance des activités REDD+. À titre d'exemple, ce pourrait être le cas pour un pays qui dispose d'une zone forestière importante et un faible taux de déboisement et est soumis à de nouvelles pressions (par exemple développer l'agriculture afin de créer des bénéfices pour la population rurale) qui la forcent à déboiser ou dégrader les écosystèmes forestiers. Si les effets peuvent être quantifiés, le NERF/NRF peut être ajusté.⁽¹⁰³⁾ Le

⁽¹⁰³⁾ Certains cadres de paiements basés sur les résultats, comme le Fonds de partenariat pour le carbone forestier, peuvent contenir des exigences et des restrictions particulières quant à la possibilité (ou non) d'effectuer des ajustements.

diagramme décisionnel dans la **Figure 11** suggère un cadre d'évaluation à utiliser le cas échéant.

Figure 11: Remarques sur les ajustements NERF/NRF



Les remarques pour chaque point de décision du diagramme sont les suivantes:

Point de décision 1: Les tendances des facteurs moteurs des activités REDD+ sont-elles susceptibles de se poursuivre?

La poursuite des tendances existantes des facteurs moteurs (ceux-ci restant plus ou moins les mêmes) n'appelle probablement pas d'ajustement car ce sont ces tendances qui ont déterminé les émissions et absorptions précédentes liées aux activités REDD+, et sauf discontinuité particulière, ces tendances sont susceptibles de se poursuivre. Naturellement, les relations entre les facteurs moteurs peuvent évoluer dans le temps mais cette évolution peut être intégrée lors des mises à jour des NERF/NRF ou en créant une projection de NERF/NRF (voir **Tableau 14**) où aucun ajustement n'est nécessaire.

Point de décision 2: Les discontinuités attendues peuvent-elles être identifiées?

Si des discontinuités par rapport à des tendances passées peuvent être identifiées, un ajustement peut se justifier. Par exemple, il se peut que certains changements d'étapes soient connus dans les changements d'affectation des terres suite à d'importants projets infrastructurels ou une

expansion agricole dans des zones forestières susceptibles d'engendrer un impact anthropique sur les forêts. L'identification des discontinuités repose sur certaines données auxiliaires comme la connaissance des motivations et des opportunités qui seraient des facteurs moteurs, et/ou l'examen de l'état de l'économie, la stabilité sociale et la croissance de la population des pays.

Point de décision 3: Les effets attendus des discontinuités peuvent-ils être quantifiés?

La quantification des effets attendus des discontinuités peut se faire par une estimation directe de l'effet de la discontinuité (création de nouvelles infrastructures, ou autres, allant au-delà des tendances passées) ou par une modélisation plus sophistiquée, quoique comme pour les NERF/NRF, basée sur des projections de simulations de modèles (**Tableau 14** ; type 5) les incertitudes dans les estimations d'un modèle de ce type sont probablement importantes, et les modèles qui sont pensés en fonction des situations passées peuvent ne pas bien fonctionner si des changements discontinus sont attendus parce que certaines variables ou facteurs n'ont pas été pris en compte dans le modèle. Il peut être utile de comparer les NERF/NRF ajustés avec ceux d'autres pays de la région et (du moins pour les taux de déboisement ajustés) avec des taux régionaux ou mondiaux, dans la mesure où ils représentent la gamme des pressions auxquelles les forêts sont exposées, les ajustements au-delà de ces taux pouvant être considérés comme incompatibles avec l'objectif des activités REDD+.

2.5.2.4 Incertitudes

Les décisions de la COP qui ont contribué à l'élaboration du Cadre de Varsovie sur le mécanisme REDD+ se réfèrent à la **Décision 4/CP.15** de Copenhague qui demande aux Parties d'établir un SNSF qui fournisse des estimations transparentes, cohérentes, qui soient les plus exactes possibles et qui puissent réduire les facteurs d'incertitude tout en s'attachant à prendre en compte les capacités et moyens propres à chaque pays. L'utilisation des lignes directrices du GIEC pour quantifier les émissions et les absorptions exige une quantification des incertitudes conformément au principe des bonnes pratiques pour les estimations, qui ne doivent être ni surestimées ni sous-estimées autant que l'on puisse en juger, les incertitudes demeurant aussi réduites que possible (IPCC, 2003, Préface). En conséquence, les pays ont introduit de plus en plus l'analyse des incertitudes dans leurs rapports, ainsi qu'une évaluation quantitative et qualitative des sources d'incertitude.⁽¹⁰⁴⁾

Les incertitudes relatives aux émissions ou aux absorptions annuelles associées aux activités REDD+ peuvent être estimées en utilisant les méthodes définies dans les MPR, conformément aux Lignes directrices du GIEC.⁽¹⁰⁵⁾ Dans l'évaluation de la capacité à mettre en œuvre les activités REDD+ (par exemple le déboisement), on compare les estimations des émissions et des absorptions durant les périodes d'évaluation aux NERF/NRF afin d'obtenir une estimation des résultats des activités REDD+. Comme chaque estimation est indépendante, on peut faire l'hypothèse que les incertitudes associées aux estimations successives de zones déboisées ne sont pas corrélées.

En revanche, pour ce qui concerne les facteurs d'émissions/absorptions (densités de carbone) utilisés pour l'estimation des émissions, les erreurs peuvent être corrélées si la même série de parcelles est utilisée pour établir les densités de carbone utilisées dans les calculs successifs. En conséquence, l'estimation des incertitudes globales dans la réduction des émissions demande que l'on combine les incertitudes des données sur les activités (non corrélées) avec les incertitudes du facteur d'émission

⁽¹⁰⁴⁾ Au total, 83 pour cent des NERF/NRF soumis à la CCNUCC en 2020 contenaient une analyse ou une quantification des sources d'incertitude.

⁽¹⁰⁵⁾ **GPG2003 Section 5.1 et 5.2** ou **2006GL, Volume 1, Section 3.2.3.1.**

(qui peuvent être corrélées).

Le calcul des incertitudes associées aux données sur les activités est décrit dans la **Section 4.2.3**, et le calcul des incertitudes dans les facteurs d'émissions/absorptions, pour les activités corrélées et non corrélées), est décrit dans la **Section 4.4.1.2**. L'encadré qui s'y trouve montre comment cette approche peut être appliquée pour comparer les estimations d'émissions/absorptions durant la période d'évaluation aux NERF/NRF, dans le contexte du déboisement.

Les estimations des incertitudes peuvent être utilisées pour orienter des actions ultérieures et pour garantir l'amélioration continue du système et de ses estimations. Utilisées avec l'**analyse des catégories clés**, elles permettent d'identifier des catégories qui contribuent le plus à l'incertitude totale des inventaires afin d'utiliser avec le plus d'efficacité les ressources disponibles. Identifier ces catégories permet de hiérarchiser les efforts pour améliorer l'ensemble des estimations.

2.5.2.5 Approche par étapes et actualisation

Dans une approche par étapes⁽¹⁰⁶⁾, les NERF/NRF (et les estimations/inventaires GES) peuvent être améliorés grâce à de meilleures données ou méthodologies, et de nouveaux réservoirs et gaz peuvent venir s'ajouter au fil du temps. Si le dispositif pour l'inclusion de meilleures données est interprété dans ce sens, les Parties qui utilisent une approche par étapes peuvent commencer l'activité qu'ils considèrent comme étant la plus importante, et inclure tous les réservoirs importants qui y sont associés, en assurant la priorisation des sources et des puits les plus importants et ce, dans le contexte des activités REDD+. Améliorer les données futures peut aussi passer par la création d'inventaires forestiers nationaux et de sites de surveillance régulière, qui contribuent à améliorer les politiques forestières et la gestion des ressources, ainsi que les capacités de notification plus à même de satisfaire les objectifs MNV du SNSF.

De plus, une approche par étapes, permettant d'incorporer de meilleures données ou méthodologies, répond à l'exigence plus générale qui prévoit que les Parties mettent à jour régulièrement et en temps voulu leurs NERF/NRF,⁽¹⁰⁷⁾ tout en tenant compte des nouvelles connaissances et tendances et de tout éventuel changement de but et de méthodologies.⁽¹⁰⁸⁾ Durant le processus d'actualisation, les Parties doivent s'assurer de la cohérence entre les estimations GES des activités REDD+ et les NERF/NRF. Ceci peut être source d'améliorations dans les IGES et dans les estimations NERF/NRF; le seul problème étant de s'assurer de leur cohérence. Les Parties doivent aussi garantir **la cohérence de la série temporelle** quand elles soumettent leurs estimations avec de nouvelles données, méthodologies, réservoirs ou activités, puisqu'il faut recalculer toute la série temporelle quand de nouvelles données ou méthodes sont adoptées ou quand l'objectif MNV est élargi.⁽¹⁰⁹⁾

2.5.2.6 Nombre de niveaux de référence par Partie

Les annexes des **Décisions 12/CP.17** et **13/CP.19**⁽¹¹⁰⁾ portent sur « ...le niveau d'émission de référence pour les forêts et/ou le niveau de référence pour les forêts... [d'une Partie]... ». La notion des NERF est

(106) Voir **paragraphe 10, Décision 12/CP.17**.

(107) Le **paragraphe 15 de la Décision 12/CP.17** définit un processus d'évaluation technique des niveaux actualisés ou nouvellement soumis.

(108) Voir **paragraphe 12, Décision 12/CP.17**.

(109) Voir **Volume 1, Chapitre 5 de la Révision de 2019**. (GIEC, 2019).

(110) Les **Décisions 12/CP.17** et **13/CP.19** portent respectivement sur les soumissions des niveaux de référence et leur évaluation technique dans les COP de Durban et de Varsovie.

liée aux activités sources d'émissions (déboisement et dégradation des forêts) que l'on peut inclure dans un NERF. Les NRF favorisent l'intégration des activités susceptibles d'absorber le CO₂ de l'atmosphère – à savoir la conservation des stocks de carbone forestier, la gestion durable des forêts et le renforcement des stocks de carbone forestier.⁽¹¹¹⁾ Les NRF permettent aussi d'inclure toutes les activités résultant des émissions et des absorptions. Cette insertion devra toutefois veiller à éviter le double comptage d'une même activité NERF et NRF.

Dans le cas de NERF/NRF nationaux, l'approche la plus simple prévoit que chaque Partie décide d'avoir au maximum un NERF et/ou un NRF, à ajouter aux autres activités REDD+ prévues par une Partie. Le fait de n'avoir qu'un seul NERF/NRF permet d'améliorer la cohérence méthodologique, de réduire le coût du suivi et des incertitudes, et de limiter le risque de déplacement. Les changements des activités recouvertes par les NERF/NRF feront l'objet de **réévaluations techniques**.

2.5.2.7 Niveaux de référence pour les forêts infranationaux et imbrications

Des NERF et/ou NRF infranationaux peuvent être élaborés et servir d'outils transitoires vers la mise en place de NERF/NRF nationaux.⁽¹¹²⁾ Dans ce cas, le développement du SNSF doit « comprendre la surveillance et la notification des déplacements d'émissions au niveau national, s'il y a lieu, et des informations sur la façon de gérer ces déplacements, ainsi que sur les moyens d'intégrer les systèmes infranationaux de surveillance au système national de surveillance »⁽¹¹³⁾ L'intégration au sein d'un système national de surveillance sera plus facile si les limites des activités infranationales et donc des NERF et/ou NRF associés, correspondent aux limites du processus de stratification de l'inventaire national de GES avec lequel une cohérence peut être établie.

Si le NERF/NRF national existe déjà en tant que somme des NERF/NRF infranationaux⁽¹¹⁴⁾ aucune estimation des émissions déplacées n'est demandée dans les rapports internationaux. Lorsque ce n'est pas le cas, un recours aux données obtenues par télédétection ou aux observations de terrain peut aider à établir s'il y a eu un déplacement des émissions hors des limites des NERF/NRF infranationaux. La stratification des activités au niveau national ou infranational peut également être utile pour identifier les zones associées aux facteurs moteurs et pour démontrer les effets des mesures prises.

L'imbrication est un outil à la fois stratégique et technique. Dans le contexte de la CCNUCC, les pays sont encouragés à entreprendre la mise en œuvre de REDD+ à l'aide de politiques nationales. Toutefois, beaucoup de pays ont déjà des projets sur le carbone forestier opérationnels à des échelles bien plus petites (par exemple à l'échelle de simples propriétaires ou gestionnaires de terres) qui peuvent s'avérer utiles pour remplir les objectifs nationaux d'atténuation. Dans ce contexte, l'imbrication correspond notamment au processus par lequel les gouvernements encouragent des activités locales à petite échelle et les intègrent dans des programmes plus vastes nationaux (ou infranationaux) afin de réaliser leurs CDN et contribuer à un développement à faible émission de carbone. L'imbrication des activités REDD+ peut s'avérer particulièrement importante quand la

(111) Les émissions à court terme (dues par exemple à une coupe forestière avant replantation) peuvent se produire au cours de ces autres activités. De même, lorsque d'autres valeurs forestières sont prises en compte, la réduction à long terme des stocks de carbone peut être associée à la gestion durable des forêts, laquelle peut être considérée comme faisant partie d'un NERF.

(112) Voir **paragraphe 11, Décision 12/CP.17**.

(113) Voir **paragraphe 71(c), note de bas de page 7 de la Décision 1/CP.16**.

(114) Cette possibilité est prévue au **paragraphe 71(b), note de bas de page 6 de la Décision 1/CP.16**.

responsabilité de la gestion des terres et son impact sont décentralisés.

L'imbrication est aussi nécessaire lorsque les pays font la demande de financements basés sur les résultats aux niveaux national et infranational ou quand il existe des projets REDD+ en cours à l'intérieur des frontières nationales. Dans un tel contexte, les incohérences entre le cadre des estimations du SNSF et celui du projet peuvent donner lieu à des difficultés techniques. Ceci est particulièrement le cas lorsque les projets ont été créés dans le cadre de programmes volontaires antécédents à la création du système MNV national (parfois appelés projets patrimoniaux). Dans ce cas, il est très probable qu'ils aient adopté des méthodologies différentes et aient pris en compte d'autres réservoirs de carbone (voire même d'autres activités REDD+) que celles et ceux utilisés au niveau national. D'autres difficultés apparaissent lorsque l'on essaye de rester cohérent avec le système (national ou infranational intermédiaire) notamment, mais pas uniquement, au niveau des frontières, du double comptage, fuites et attribution. Par ailleurs, les projets et les activités peuvent utiliser différentes définitions, sources de données, données et méthodes, que celles utilisées dans le système national, ainsi que des approches différentes de représentation des terres et des niveaux méthodologiques (IPCC, 2019). Ces différences, ajoutées au commerce international des unités vérifiées de carbone engendrées par ces projets dans le marché volontaire du carbone, rend techniquement difficile l'imbrication de ces projets au sein d'un système national.

Des expériences passées de tentatives des pays de répondre à ces difficultés techniques d'imbrication (Lee *et al.*, 2018; FAO, 2019) indiquent que:

- ▶ Il n'existe pas de formule unique pour tous pour concevoir et réaliser l'imbrication des activités REDD+, car cela dépend des circonstances nationales de chaque pays.
- ▶ Il faut une certaine flexibilité pour transférer des projets patrimoniaux à l'intérieur d'un système national (ou infranational).
- ▶ S'il existe des éléments de base contre-factuels (par exemple un déboisement qui a été évité), l'imbrication est plus difficile que si l'on part de zéro pour les terres non forestières (par exemple boisement/reboisement) ou pour la gestion des forêts (où des méthodes semblables peuvent être appliquées à petite et moyenne échelle).
- ▶ Les informations spatialement explicites, applicables aux systèmes imbriqués, peuvent aider à répondre aux difficultés stratégique et techniques.

Encadré 23: Approches imbriquées pour les activités de projet REDD+

Concilier les activités REDD+ aux niveaux infranational et national du projet nécessite un effort concerté, mais lorsqu'il est bien conçu, un système imbriqué peut contribuer aux objectifs nationaux d'atténuation de différentes manières, et de manière essentielle.

L'imbrication des activités à l'échelle locale peut attirer les investissements privés, fournir des enseignements qui peuvent être reproduits à plus grande échelle et combiner les impacts des multiples activités d'atténuation mises en œuvre par différentes parties prenantes dans le paysage, ce qui est particulièrement important lorsque le gouvernement manque de ressources pour déployer REDD+ à l'échelle et souhaite encourager les investissements privés.

Bien que cette section se concentre sur les questions méthodologiques liées à l'imbrication, l'élaboration des politiques et des directives nationales a autant, sinon plus d'incidence sur l'approche de l'imbrication que les questions techniques. Les défis méthodologiques que

représente l'imbrication peuvent être résumés à travers trois aspects.

Inadéquation des données et des méthodologies

Les données et/ou les méthodes utilisées par les administrations nationales pour la notification des inventaires de GES à la CCNUCC diffèrent de celles utilisées par les projets REDD+. Ces différences sont généralement plus importantes dans le cas des projets anciens.⁽¹¹⁵⁾ Les données permettant de mesurer les résultats peuvent être transmises de haut en bas ou de bas en haut (ou les deux). Au Brésil, les données circulent du système national vers les États; en Australie, un système plus sophistiqué intègre les flux de données dans les deux sens.

Les juridictions infranationales utilisent généralement des données nationales et sont donc plus facilement alignées sur les estimations nationales que les projets individuels. D'autre part, le système national peut bénéficier de juridictions infranationales qui collectent des données spatiales de plus haute résolution avec une fréquence temporelle plus élevée et/ou des stocks de carbone spécifiques à la région et/ou à la strate en intégrant ces systèmes de collecte de données dans son système de surveillance. Les données spatiales et de stocks C à plus haute résolution spatiale et temporelle permettent l'utilisation d'approches et de niveaux de notification plus élevés dans un plus grand nombre de strates, ce qui permet de préparer des estimations avec des niveaux d'exactitude et de précision plus élevés.

Par exemple, l'Approche 3 pour la représentation des terres peut être autorisée par ces ensembles de données améliorés, permettant ainsi une estimation des émissions ou des absorptions de GES avec une plus grande précision. Étant donné que les activités du projet comprennent souvent des estimations de la matière organique morte et du carbone organique du sol, l'exhaustivité globale des estimations nationales de GES sera également améliorée.

En tout état de cause, lorsque l'on utilise les données collectées dans le cadre d'activités et de projets pour préparer ou évaluer les informations et les estimations figurant dans l'IGES, les estimations doivent être pleinement conformes aux bonnes pratiques du GIEC. En

(115) <https://unfccc.int/resource/docs/convkp/convfr.pdf>

conséquence, il convient d'envisager les étapes suivantes:

- ▶ Définir les limites spatiales du territoire touché par l'activité de projet.
- ▶ Identifier les catégories et sous-catégories d'affectation des terres de l'IGES touchées par l'activité de projet.
- ▶ Définir les conditions de référence (par exemple le climat, le sol, le système de gestion) de l'activité/du projet.
- ▶ Identifier les réservoirs et les gaz touchés par l'activité.
- ▶ Identifier le cadre temporel (limites temporelles) de l'activité et assurer une notification complète de toutes les émissions et absorptions héritées qui y sont associées.
- ▶ Définir le niveau de variabilité (hétérogénéité) des données, et leur applicabilité en dehors des limites du projet (spatiales et temporelles).
- ▶ Veiller à ce que les données soient disponibles et appliquées de manière cohérente pour l'ensemble de la série temporelle.

Définition ou attribution du niveau de référence

Les approches pour définir le niveau de référence et la surveillance des forêts qui y est associée sont susceptibles d'être affectées par l'imbrication dans un rapport national REDD+ soutenu par un système national de surveillance des forêts, puisque dans un tel cas, une cohérence totale avec les bonnes pratiques du GIEC est assurée, ainsi que le suivi permanent des résultats obtenus dans le temps au sein de l'inventaire national des GES. En outre, les différentes limites temporelles d'un système national produiront probablement des estimations différentes des émissions et des absorptions de référence liées aux forêts par rapport aux projets. Toutefois, ces estimations améliorées tiennent compte de tout déplacement des émissions au sein de la catégorie des terres forestières, ainsi que de la permanence des résultats communiqués, à condition que le système de surveillance national continue de collecter et de compiler les informations à communiquer.

Les bases de référence des projets peuvent être alignées sur les programmes juridiques/nationaux en adoptant:

- ▶ une allocation déterminée par le gouvernement, ou convenant autrement d'une base de référence de projet adéquatement alignée; et
- ▶ d'autres aspects et exigences du programme juridique/national, tels que les approbations gouvernementales, la surveillance, les fuites, les performances, les garanties et les plans de partage des bénéfices.

Éviter le double comptage

Les systèmes imbriqués doivent éviter tout double comptage. La stratification des catégories/sous-catégories nationales de l'IGES en subdivisions qui correspondent aux limites des activités de projet permet d'éviter le double comptage des émissions et des absorptions d'une seule catégorie qui est touchée par plus d'une activité de projet. En outre, cela permet d'éviter que les émissions et les absorptions d'une seule unité de terre soient comptabilisées dans le cadre de plus d'une activité REDD+, ce qui entraînerait autrement un double comptage des flux de GES et, par conséquent, des avantages obtenus. Le double comptage peut également être évité en allouant des réductions d'émissions, comme dans le nouveau système d'incitation du Brésil pour l'Amazonie, qui fournit aux États un pourcentage d'unités de réduction des

émissions réalisées à l'échelle supérieure plutôt que d'autoriser l'émission d'unités nominales par rapport aux niveaux de référence à l'échelle du projet. Cela peut toutefois réduire les incitations à la performance des sous-unités.

Conclusion:

- ▶ Les méthodes d'estimation des variations des stocks de carbone au niveau national ne sont pas toujours adaptées pour inciter à l'action sur le terrain. Il faut donc faire preuve de souplesse pour faire passer les anciens projets dans un système national (ou infranational).
- ▶ L'imbrication du déboisement évité lorsque les bases de référence contrefactuelles ont été ajustées est un défi.
- ▶ L'imbrication au sein du CDN permet de s'assurer que le déplacement des émissions des activités du projet est pris en compte et que la permanence des résultats est assurée.

Source: Élaboré à partir de FAO, 2019; Lee *et al.*, 2018; Sandker, 2018; IPCC, 2019

Chapitre 3 Sources des données

Toute réflexion générale sur les données se doit de différencier les sources des données des utilisations des données. Pour la méthode gains-pertes et la méthode sur la différence des stocks, les principales sources de données sont:

1. les observations de terrain ainsi que les mesures et les prédictions qui en découlent, comme la biomasse par zone unitaire; et
2. les données spatiales, y compris les données obtenues par télédétection ou les produits prédits à partir de ces données. Quant à leur utilisation, les données principales peuvent être soit des données de référence soit des données auxiliaires.

Les données de référence sont les données sur lesquelles les estimations sont basées. Par exemple, les facteurs d'émission appliqués dans les méthodes de Niveau 1 et 2 exigent en général des informations sur les parcelles de terrain sous forme d'observations des espèces arboricoles et de mesure du diamètre voire de la hauteur des arbres. Les véritables données de référence sont des agrégats, à l'échelle des parcelles, des prédictions du modèle allométrique de chaque arbre.

Pour les méthodes de Niveau 3, les données de référence peuvent être utilisées pour la construction d'un modèle et dans le calibrage d'un modèle (par exemple la paramétrisation) où les données représentent idéalement la population. Dans les faits, cela ne veut pas dire que toutes les conditions environnementales soient couvertes, mais que les données de référence comprennent un ensemble de conditions existantes dans le pays qui sont représentatives des circonstances nationales (IPCC, 2019).⁽¹¹⁶⁾

Le calibrage du modèle est le processus de sélection ou d'ajustement des paramètres du modèle afin d'obtenir les résultats qui représentent le mieux les processus à l'œuvre dans la région (et à la période temporelle) où le modèle s'applique. La procédure de calibrage du modèle prépare un modèle qui est ensuite utilisé dans les analyses. Il existe plusieurs méthodes pour calibrer les modèles. Les modèles empiriques les plus simples (par exemple les modèles de croissance forestière empirique basés sur l'âge des forêts ou sur des indices des sites) sont généralement des représentations mathématiques des relations entre les stocks de carbone ou les variations des stocks de carbone et les variables de prédiction pertinentes qui utilisent des méthodes statistiques et des logiciels standards. Les modèles plus avancés (par exemple les modèles hybrides ou basés sur les processus) ont habituellement un grand nombre de variables de prédiction inter-connectées auxquelles correspondent des paramètres. Le calibrage avec des modèles hybrides et basés sur des processus s'appuie souvent sur des méthodes d'optimisation des paramètres qui fait varier les paramètres du modèle parmi un ensemble de paramètres connus afin de correspondre au mieux aux résultats connus (par exemple pour les stocks de carbone). Il existe plusieurs méthodes pour ce faire, telles que celle des algorithmes généraux, de l'apprentissage machine et la méthode Bayesian. Les méthodes peuvent aussi servir à propager l'incertitude dans l'analyse d'inventaire (par exemple Hararuk *et al.*, 2017).

Une fois que le modèle est créé ou calibré, il doit être évalué afin de prouver qu'il stimule efficacement les tendances mesurées pour la catégorie source pertinente. Les données indépendantes de celles utilisées pour le calibrage du modèle doivent être utilisées au moment de l'évaluation du comportement du modèle et pour confirmer que le modèle est capable d'estimer les émissions et les absorptions dans les catégories sources pertinentes (GIEC, 2019). Dans la pratique, ce processus prévoit habituellement que l'on définisse un sous-ensemble de données de référence collectées et

(116) Voir le **Volume 4, Chapitre 2, Section 2.5.2.**

utilisées dans le calibrage du modèle, à utiliser exclusivement dans l'évaluation du modèle.

Pour l'estimation des données sur les activités, les données de référence peuvent aussi être sous forme de données de terrain à l'échelle d'une parcelle mais le plus souvent elles se présentent comme des interprétations visuelles de photographies aérienne ou d'imagerie satellitaire. Ainsi, aussi bien les données de terrain que celles obtenues par télédétection peuvent servir de données de référence.

Le but principal des données auxiliaires est d'encourager ou d'améliorer les estimations basées sur les données de référence, et d'améliorer principalement la précision. Parmi les usages, il y a les cartes établies à partir de données obtenues par télédétection qui servent de source de données de stratification, mais on utilise aussi les données spectrales et/ou par scanner laser aéroporté en les intégrant à des données de terrain pour des estimateurs assistés par modèle ou basés sur des modèles. Pour les inventaires des gaz à effet de serre, les données auxiliaires sont le plus souvent des données obtenues par télédétection, ou des produits basés sur des données obtenues par télédétection. Toutefois, les données climatiques, topographiques et de gestion spatialement explicites peuvent aussi être utilisées dans le processus d'attribution (par exemple en associant l'occupation du sol et les changements d'occupation du sol à l'utilisation des terres et les changements d'affectation des terres). Ainsi, de la même manière que les données de terrain et celles obtenues par télédétection peuvent servir de données de référence, les données issues de ces deux mêmes sources peuvent aussi servir de données auxiliaires. Cette section s'intéresse aux sources des données, et les utilisations des données sont abordées dans les **Chapitre 4** et **Chapitre 5**.

3.1 Observations par télédétection

Lorsque l'on évalue l'utilité des observations par télédétection face aux exigences de notification, il est très important d'examiner la définition de la forêt, la résolution temporelle et spatiale, le budget pour les achats et les moyens nécessaires au traitement des données. Les MPR prévoient que les données optiques et radar à moyenne (10-80 m) et haute (<10 m) résolution spatiale seront les principaux types de données de télédétection utilisées pour estimer les activités REDD+.⁽¹¹⁷⁾ Actuellement, l'expérience en matière d'utilisation des données optiques à moyenne résolution est plus développée. Ceci est en partie dû au fait que beaucoup de pays ont utilisé des données optiques à cette résolution pour produire des estimations des émissions nationales à partir du déboisement et d'autres activités UTCATF, et parce que Landsat fournit des archives historiques des données depuis le début des années 1970.⁽¹¹⁸⁾ Étant donné les opérations réussies de Landsat 8 et de Sentinel-2A/2B et des plans à long terme pour leurs missions de suivi, on envisage également à l'avenir de rendre les données disponibles en continu. Les données Landsat et Sentinel-2 sont acquises à l'échelle internationale et sont en accès libre sous une forme pré-traitée. Les nouvelles techniques d'exploration et de composition des données peuvent aussi fortement contribuer à atténuer les problèmes d'interférence de la couverture nuageuse.

Aujourd'hui, les données radar sont en mesure de jouer un plus grand rôle qu'avant dans la surveillance des forêts, grâce à plusieurs missions satellites radar, qui opèrent aux différentes longueurs d'onde et résolutions spatiales que l'on utilise actuellement. Les données radar historiques à bande-L cohérentes à l'échelle mondiale et obtenues par JERS-1 SAR et ALOS PALSAR existent depuis le milieu des années 1990, et les missions ERS-1/-2 et Envisat à bande-C fournissent des ensembles de données mondiales qui sont toutefois moins systématiques que les missions à bande-C. Les missions

(117) Bien que les observations par télédétection doivent toujours être combinées avec des ensembles de données de terrain pour l'estimation des attributs des activités, comme les zones ou les facteurs d'émissions, les données obtenues par télédétection peuvent fournir des mesures spatialement explicites à une échelle nationale.

(118) Des images d'archives ayant une résolution de 30 m sont disponibles à partir des années 1980.

actuellement opérationnelles comme Sentinel-1A/1B, ALOS-2 PALSAR-2 et SAOCOM-1A/1B⁽¹¹⁹⁾ ont toutes mis en place des plans mondiaux d'observation systématique. À noter tout spécialement que la politique sur les données en accès libre et la stratégie mondiale d'acquisition de Sentinel-1A/1B fournit des données SAR très utiles au processus MNV. Il est aussi très probable qu'à l'avenir les données radar mondiales seront largement disponibles, et qu'un certain nombre de missions radar ouvertes au public seront bien programmées pour la prochaine décennie. La majorité de celles-ci prévoient une politique de données ouvertes, ce qui les rend pertinentes par exemple dans le contexte de la surveillance de la biomasse (Herold *et al.*, 2019). Par exemple, la mission NISAR par RSO de la NASA-ISRO et la mission BIOMASS du satellite Earth Explorer de l'ESA, toutes deux devant être lancées en 2022, permettront de collecter des données RSO importantes pour le MNV.

À l'appui de la GFOI, le Comité sur les satellites d'observation de la Terre (CEOS) travaille avec les agences spatiales nationales et les fournisseurs de données d'observation de la Terre pour garantir que tous les pays aient un accès ouvert et libre aux données satellitaires dont ils ont besoin pour la surveillance des forêts nationales et pour leurs rapports annuels sur les émissions de gaz à effet de serre. Le Bureau d'ingénierie des systèmes (SEO) du CEOS établit des **rapports en ligne de la couverture nationale** des missions Landsat, Sentinel-1 et Sentinel-2 pour plus de 70 pays de la GFOI. En ce qui concerne toutes les données d'observation de la Terre, il existe également un mouvement important parmi les agences CEOS en faveur d'un accès facilité aux données satellitaires sous forme de données prêtes à l'analyse (en anglais, *Analysis Ready Data*, ARD) qui sont pré-traitées, ce qui permet d'éviter de devoir avoir les connaissances d'expertise nécessaires pour concevoir et préparer l'analyse. Les données ARD du CEOS (**CARD4L**) sont un ensemble d'indications précises sur le format des données pour que les capteurs optiques, radar et LiDAR (Light Detection and Ranging) garantissent que les produits ARD fournis par les agences CEOS correspondent à un format standard commun. Les produits des données en format CARD4L sont des données satellitaires qui ont été traitées selon des exigences minimales et organisées dans une forme qui permet une analyse immédiate avec un minimum d'efforts supplémentaires de la part de l'utilisateur et qui permet une interopérabilité avec d'autres périodes temporelles et d'autres ensembles de données.

3.1.1 Données optiques

Les données optiques sont généralement considérées comme utiles surtout pour estimer les données sur les activités (pour le déboisement et pour la dégradation des forêts) davantage que pour les facteurs d'émissions qui s'appuient en général sur les **observations de terrain**.

La taille des pixels des données optiques détermine leur utilité, et une faible résolution (soit en général des tailles de pixels allant de 100 m à 1000 m) est considérée en général comme une résolution insuffisante pour estimer les données des activités REDD+. De manière générale, les données à moyenne résolution (entre 10 et 80 m) sont utilisées pour une surveillance à cette échelle et, plus spécifiquement, les données Landsat d'une résolution de 30 m sont habituellement utilisées pour cartographier les données sur les activités dans le suivi des activités REDD+ (**Guide de ressources GOF-C-GOLD, 2015**). La fréquence temporelle, la couverture, la longueur de l'archive, la disponibilité des images traitées (comme les ARD) et l'accès libre aux données sont aussi des facteurs qui déterminent l'utilité des données. Une des plus grandes limites des données optiques est le manque d'images dans les zones nuageuses, et en particulier dans certaines parties des zones tropicales humides qui sont soumises à une nébulosité persistante. Plusieurs sources de données optiques, dotées

(119) Au moment où nous publions ce texte, la mission SAOCOM-1B n'a pas encore été lancée.

d'une politique de données ouvertes et d'un plan de service à long terme, sont en cours de discussion.

Le programme Landsat qui acquiert les données les plus couramment utilisées offre plusieurs avantages:

- ▶ une expérience de longue durée;
- ▶ l'acquisition de données mondiales;
- ▶ des données pré-traitées et d'archive;
- ▶ libre accès aux données;
- ▶ des bandes spectrales essentielles pour la surveillance des forêts, comme les bandes proches infrarouges et les bandes infrarouges à ondes courtes; et
- ▶ une série temporelle de données disponibles pour virtuellement n'importe quel endroit sur la Terre.

Landsat est souvent le seul ensemble de données optiques disponible permettant d'estimer les données sur les activités historiques, du fait que l'enregistrement nécessaire à l'analyse de la série temporelle est une opération longue, et il peut être utilisé pour produire des lignes de base et des niveaux de référence. Il a également une bande thermique qui facilite l'identification des nuages. Landsat a une bonne couverture historique de la plupart des forêts tropicales. La série des données Landsat remonte aux années 70 mais, des images cohérentes obtenues par l'instrument de cartographie thématique (TM) prêt à l'analyse sont disponibles à partir des archives historiques depuis 1984 - à savoir l'année du lancement de Landsat 5. Landsat 8, lancé en 2013, se propose de poursuivre la série temporelle dans les prochaines années. La construction de Landsat 9 a commencé et son lancement est prévu en 2021. La disponibilité des données des archives historiques est fondamentale pour l'établissement de niveaux de référence. De même, des observations cohérentes au fil du temps sont essentielles pour les méthodes automatisées de détection du déboisement et de la dégradation des forêts. Le nombre d'images archivées a augmenté de façon significative suite au lancement de Landsat 7, en 1999. De même, le lancement de Landsat 8 a augmenté le nombre d'images qui ont été recueillies et archivées.

La mission Copernicus Sentinel-2, qui comprend la constellation de deux satellites sur orbite polaire, permet une plus grande disponibilité de données à moyenne résolution, grâce à une largeur traitée de 290 km et un intervalle de ré-observation de 5 jours (avec deux satellites à l'Équateur). Il a 13 bandes spectrales, quatre bandes infrarouges visibles et proches, six bandes red-edge/à ondes courtes de 20 m, et trois bandes à résolution spatiale de 60 m, la dernière étant particulièrement utile pour les corrections atmosphériques et l'identification des nuages (Zhu *et al.*, 2015). L'instrument multispectral permet d'obtenir une plus grande continuité par rapport à la série de satellites française SPOT et l'instrument de cartographie thématique des États-Unis Landsat, bien qu'il n'ait pas de bande thermique. Grâce à sa politique de données libres et ouvertes, les données à résolution 10 m sont disponibles dans des séries temporelles denses, ce qui facilite leur application qui jusqu'ici n'avait été considérée possible qu'à haute résolution. Dans le cadre du programme Observation de la Terre de l'Union européenne, Copernicus Sentinel-2A a été lancé en juin 2015 et Sentinel-2B en mars 2017. La mission de chaque satellite a une durée prévue de plus de 7 ans et dispose de carburant pour 12 ans. À côté de Sentinel-2C et -2D, deux autres satellites ont été financés et sont actuellement en construction et auront pour but d'assurer la continuité des données. À l'avenir, comme la série temporelle s'accroît, les données Sentinel vont probablement servir de données de référence pour le suivi des activités REDD+.

Les données avec une résolution spatiale de moins de 10 m peuvent permettre une meilleure détection des changements associés au déboisement, et permettre aux données d'activités REDD+ d'être suivies avec plus de précision et de bénéficier d'une différenciation plus précise que les données à moyenne résolution. Il y a quelques exemples de pays qui utilisent des données à haute résolution pour la

cartographie exhaustive des activités REDD+, comme la Guyane (**Encadré 25**), mais les coûts de l'acquisition et du traitement sont plus élevés que pour les données à moyenne résolution. Les données à haute résolution peuvent également ne pas être disponibles pour des pays entiers pour un nombre suffisant de périodes temporelles permettant d'évaluer directement les données relatives aux activités REDD+ en vue d'une couverture complète. Par conséquent, jusqu'ici les données optiques à haute résolution ont été utilisées pour collecter les observations de référence selon des approches basées sur les échantillons pour les estimations des zones et l'évaluation de la précision, pour échantillonner des transects ou des zones locales ou des régions d'intérêt, et pour évaluer les points sensibles où les changements ont lieu ou ont le plus de probabilité de se produire. Des données à haute résolution peuvent également être valables pour fournir des données pour la formation sur les algorithmes de détection des changements et elles peuvent servir à produire des estimations et des facteurs d'émission et d'absorption (par exemple dans l'application de LiDAR) pour estimer la profondeur de la tourbe brûlée par le feu en Indonésie, et par conséquent les émissions des gaz à effet de serre CO₂ et non CO₂ (Ballhorn *et al.*, 2009). L'emploi de données à haute résolution continue de faire l'objet de recherches. Toutefois, les acquisitions de données à haute résolution prévues par la **Norvège** peuvent ouvrir la voie à une utilisation plus opérationnelle des données pour l'estimation des données sur les activités, ainsi qu'à des formations et à la validation des résultats.

Les données à faible résolution produites par des détecteurs tels que MODIS, VIIRS, CBERS-2 et OLCI sur Sentinel-3 peuvent servir, par exemple, à déceler les changements dans les indices spectraux qui permettent de détecter l'endroit où les changements ont lieu dans les forêts, ce qui est utile pour la stratification ou pour les échantillonnages. Les données à faible résolution et à haute fréquence ont aussi l'avantage de pouvoir fournir des données qui viennent augmenter la fréquence et la résolution des autres sources de données des zones nuageuses.

Encadré 24: Supprimer les nuages et l'ombre des nuages dans l'imagerie optique satellite utilisée pour cartographier les données sur les activités

L'ouverture des archives Landsat en 2008 (Woodcock *et al.*, 2008) permet d'obtenir des séries temporelles de données Landsat pour presque n'importe quel endroit sur Terre. Les nuages (*clouds*) peuvent causer des difficultés aux capteurs optiques alors que des techniques existent pour y remédier: lors de la classification d'une seule image ou d'une paire d'images, il est facile d'identifier et de classer tout nuage ou ombre de nuage apparent (les contaminations) présents sur l'image. Ces pixels peuvent ensuite être retirés de l'analyse ou remplacés par des pixels provenant d'images sans nuages à partir du point le plus proche dans le temps disponible. Lors de l'analyse d'une série temporelle d'observations pour les activités de la surface terrestre à l'aide de toutes les images disponibles, les nuages et les ombres des nuages doivent être identifiés avec précision en tant qu'anomalies de la série temporelle que l'algorithme de classification pourrait attribuer à tort à la surface des activités. Heureusement, l'utilisation d'une série temporelle elle-même facilite cette tâche. Par exemple, en utilisant l'algorithme de classification et de détection des changements en continu pour cartographier les données sur les activités (par exemple Arévalo *et al.*, 2020), l'analyste applique d'abord un algorithme qui recherche les nuages et les ombres de nuages en examinant chaque image individuellement, mais sans utiliser d'observations antérieures ou ultérieures (Zhu and Woodcock, 2012). Un second algorithme, regardant cette fois à chaque pixel dans le cadre de la série temporelle, vérifie ensuite si les pixels omis étaient des anomalies de fait ou des changements réels au temps de surface (Zhu and Woodcock, 2014a). L'algorithme unique d'analyse des nuages d'images mentionné ici, Fmask, a été mis en œuvre par l'USGS pour analyser toutes les images Landsat des archives américaines, de sorte que chaque image est livrée avec un masque d'ombre nuageux basé sur Fmask. Fmask et autres processus semi-automatisés peuvent encore manquer de relever des nuages et de la brume et doivent toujours être contrôlés

manuellement et, lorsque cela est nécessaire, les nuages, l'ombre et la brume doivent être retirés manuellement. Comme indiqué également dans l'**Encadré 30**, une autre utilisation d'une série temporelle consiste à créer des composites en sélectionnant certaines observations dans une série temporelle selon plusieurs critères. Par exemple, si la médiane de la réflectance de la surface des séries temporelles annuelles des observations Landsat est calculée, les images annuelles sont créées sans nuage ni ombre de nuage à condition que les nuages ne soient pas présents la plupart de l'année. Il est possible d'élaborer des critères plus avancés qui tiennent compte de la phénologie, des rapports spectraux, des statistiques avancées et/ou des résultats d'un algorithme de dépistage des nuages (par exemple Griffiths *et al.*, 2014).

Encadré 25: Développement progressif et adaptation du système de mesure, de notification et de vérification en Guyane

La Guyane a développé un processus MNV qui sert de base à la notification des mesures de performance liées aux changements du couvert forestier et des stocks de carbone forestier. Le processus MNV a été réalisé dans le cadre d'une note d'orientation commune signée en 2009 par la Guyane et la Norvège.⁽¹²⁰⁾ Le système de mesure, de notification et de vérification a évolué au fil du temps, pour s'adapter aux nouvelles technologies, capteurs, méthodes d'analyse et à l'importance de la gestion et des capacités locales. À ce jour, le processus MNV est conforme à l'Approche 3 du GIEC.⁽¹²¹⁾ Les ensembles de données utilisés pour l'analyse des changements sont passés de l'établissement des bases de référence nécessaires pour surveiller le déboisement à l'inclusion d'ensembles de données et à l'élaboration de méthodes nécessaires pour estimer et signaler la dégradation. La cartographie de l'étendue de la forêt de 1990 a été réalisée à l'aide d'images Landsat, complétées par des données radar JERS-1 de 1991 et des photographies aériennes historiques de l'époque de 1960. Ces derniers ensembles de données ont été utilisés pour vérifier l'emplacement de la frange forestière/non forestière et la composition de la végétation. L'analyse des changements de 1990 à 2009 a été réalisée principalement à l'aide d'images Landsat, appuyées, le cas échéant, par des images infrarouges et CBERS. Après 2009, les MNV de Guyane alors gérés par la Commission des forêts de Guyane⁽¹²²⁾ ont donné lieu à un rapport annuel sur le déboisement. Dans le cadre de l'accord Norvège/Guyane, le calendrier des paiements basés sur la performance a été référencé par rapport à la carte de référence 2009 qui a fourni un aperçu de l'évolution des forêts au 30 septembre 2009. L'accord imposait la contrainte d'inclure les images acquises entre août et décembre de chaque année. Étant donné la couverture nuageuse persistante et la fréquence temporelle de Landsat 5 (16 jours) et les problèmes de qualité d'image affectant Landsat 7 à partir de 2011, ces séries de données ont été principalement remplacées par des images à haute résolution obtenues par RapidEye. Avec une constellation de cinq satellites, RapidEye a permis une meilleure résolution temporelle et spatiale (5 m). Les avantages étaient doubles, à savoir réduire le risque que les nuages obscurcissent le changement et améliorer la capacité à évaluer la dégradation. À partir de 2013, les estimations nationales de la dégradation ont été réalisées à l'aide d'une conception d'échantillonnage aléatoire stratifié en deux étapes afin de saisir les changements dans les zones présentant un risque moyen et élevé de changement. Le système de capture de données est transférable sur différents modèles d'avions légers capables de capturer à 25 à 60 cm, une résolution capable d'identifier la dégradation des forêts avec une certaine exactitude.

La **Figure 12** montre le calendrier des différentes améliorations apportées aux MNV, notamment le passage à un rapport annuel, l'estimation nationale de la dégradation, l'amélioration des processus d'évaluation de la précision et, enfin, le déploiement d'un MNV

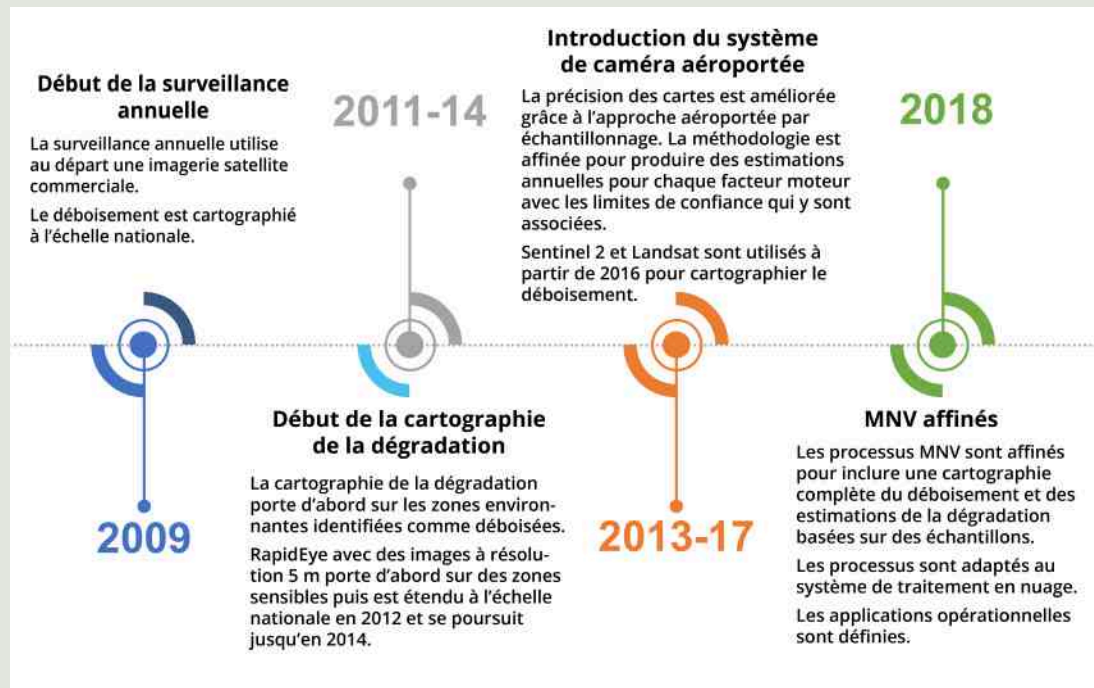
(120) Cette note d'orientation commune énonce une série de mesures provisoires qui sont destinées à être utilisées pendant le développement de la fonctionnalité complète du MNV.

(121) **Le MNV en Guyane de 2009 à 2020.**

(122) L'agence de mise en œuvre avec l'assistance technique fournie par Indufor Asia Pacific, Nouvelle-Zélande.

à faible coût géré par la Guyane.

Figure 12: Figures Calendrier de l'amélioration progressive des MNV



Le processus MNV est agnostique et fournit une plateforme polyvalente qui se développe et permet des améliorations au fur et à mesure que celles-ci deviennent nécessaires. Le développement progressif a laissé du temps pour combler les lacunes en matière de capacité, et l'intégration de sources d'images alternatives et la migration vers des routines de traitement d'images et d'analyse de séries temporelles basées sur le nuage (*cloud*). Aujourd'hui, le potentiel des données générées par la cartographie annuelle des changements forestiers va bien au-delà de la fonction MNV prévue pour inclure une série de fonctions nationales relatives aux politiques, à la prise de décision, à l'intégration des fonctions de conformité et à une gestion plus efficace dans le secteur des ressources naturelles.

3.1.2 Radar à synthèse d'ouverture

Les données par radar à synthèse d'ouverture (RSO) sont particulièrement utiles dans l'estimation de la biomasse aérienne. Les impulsions micro-ondes sont émises en oblique, et dans les terres forestières, les impulsions émises reflètent à partir du sol, ou de la canopée ou du tronc des plantes ligneuses et des arbres. En utilisant la force et d'autres attributs des impulsions réfléchies, les superficies et la biomasse aérienne de la végétation ligneuse, et leurs changements au fil du temps, peuvent être estimées.

Le système RSO est un système actif qui opère dans le domaine des micro-ondes du spectre électromagnétique. Les micro-ondes ne sont pas visibles à l'œil humain et les satellites RSO apportent donc une vision du sol qui est différente, et complémentaire, par rapport à celle obtenue par les capteurs optiques. Le radar émet une impulsion électromagnétique et enregistre la partie de l'impulsion qui est réfléchie, ou diffusée, à nouveau dans le satellite (d'où le terme de rétrodiffusion). Contrairement à la lumière du soleil, qui n'est pas polarisée et qui comprend une grande quantité de longueurs d'ondes différentes, le radar agit comme un laser mais dans des bandes plus étroites et bien définies dans un spectre de micro-ondes, avec des polarisations particulières. Comme les signaux des micro-ondes ont plusieurs magnitudes plus grandes que la lumière optique, ils sont pratiquement insensibles aux nuages, aux fumées et aux brumes, et par conséquent l'outil RSO est très utile dans les régions nuageuses ou à risques élevés d'incendies.

Les systèmes radar spatiaux communs qui sont opérationnels aujourd'hui ou le seront dans un avenir proche (si l'on en croit la date prévue pour leur lancement) et qui sont utilisés par les agences CEOS sont repris ci-dessous:⁽¹²³⁾

- ▶ bande-P: 69.0 cm (*BIOMASS: 2022*)
- ▶ bande-L 23,5 cm (*ALOS-2; SAOCOM-1; ALOS-4: 2022; NISAR-L: 2022*)
- ▶ bande-S: 9.4 cm (*NovaSAR-1; NISAR-S: 2022*)
- ▶ bande-C: 5.6 cm (*Sentinel-1; RADARSAT-2; RADARSAT Constellation Mission*)
- ▶ bande-X: 3.1 cm (*TerraSAR-X; TanDEM-X; COSMO-SkyMed, PAZ*)

Le RSO est sensible à la structure des forêts et de la végétation, et la longueur d'onde du radar détermine fortement la taille des objets qui peuvent être détectés. Le signal radar interagit habituellement avec des objets ayant environ la même magnitude spatiale que la longueur d'onde du radar, ou plus large, tandis que les objets nettement plus petits que la longueur d'onde deviennent transparents pour le radar. Plus les objets sont petits, moins ils ont d'influence sur la rétrodiffusion. Par conséquent, les signaux radar avec des longueurs d'onde plus grandes (bande-P, bande-L) peuvent pénétrer à travers les feuilles de la canopée d'une forêt et interagir avec des structures arboricoles plus grandes, comme les troncs et les grandes branches et, ainsi, établir une corrélation positive limitée avec la biomasse aérienne. La saturation de la biomasse aérienne peut aller de 80 à 150 Mg/ha pour un radar de la bande-L et de 200 à 350 Mg/ha pour ceux de la bande-P (**Chapitre 5, SAR Handbook**). Les systèmes qui opèrent à des longueurs d'onde plus courtes (bande-C, bande-X) ont une pénétration restreinte dans les forêts à canopée dense, mais ils sont plus sensibles dans la végétation diffuse et à faible biomasse.

L'orientation de l'onde du radar (c'est-à-dire la polarisation) a aussi une influence sur la longueur du signal reçu, car l'orientation et la structure de la végétation (par exemple les tiges verticales, les branches orientées au hasard, les sols horizontaux) à leur tour influencent l'orientation du signal réfléchi (rétrodiffusé). Les systèmes actuels de radar spatiaux opèrent avec une polarisation linéaire,

(123) Les lettres de la bande radar sont d'origine militaire et (par conséquent) n'ont pas de signification particulière.

où les signaux radar sont transmis et reçus à une polarisation horizontale (H) et/ou verticale (V). Les différentes bandes de polarisation fournissent des informations différentes sur le sol, de manière très similaire aux différentes bandes spectrales des données optiques. Une image RSO est le résultat de la combinaison de trois types principaux de diffuseurs: diffuseur sur surface rugueuse (végétation basse, sol nu); diffuseur à double rebond (troncs d'arbres, bâtiments, pôles de lumière); et diffuseurs de volume (canopées végétales). La force d'un rétrodiffuseur d'un canal polarimétrique donné (HH, VV ou HV) peut augmenter, en fonction du type de diffuseurs observés. En règle générale, les surfaces rugueuses ont une force de diffusion majeure avec une polarisation VV, une diffusion à double rebond avec une polarisation HH et une diffusion de volume avec une polarisation HV ou VH (par exemple Flores-Anderson *et al.*, 2019). De sorte que pour la plupart des applications, il est fortement conseillé d'utiliser deux polarisations au moins (HH+HV ou VV+VH) .

Comme le concept de radar et de micro-ondes est différent de celui des optiques traditionnelles, il est recommandé de prendre connaissance de la technologie de base des RSO et de comprendre comment les signaux radar interagissent avec différents types d'occupation du sol afin d'utiliser correctement les données RSO. Le CEOS a produit une publication simple, un **guide pour l'interprétation du RSO** à l'intention des utilisateurs qui n'ont que peu ou pas d'expérience des RSO. Pour des informations théoriques approfondies sur les RSO et sur leurs applications dans le domaine de la foresterie, et pour accéder à des tutoriels, il est conseillé de consulter le **SAR Handbook: Comprehensive Methodologies for Forest Monitoring and Biomass Estimation** (Flores-Anderson *et al.*, 2019).

3.1.2.1 Systèmes RSO utilisant des bandes à longueurs d'onde longues

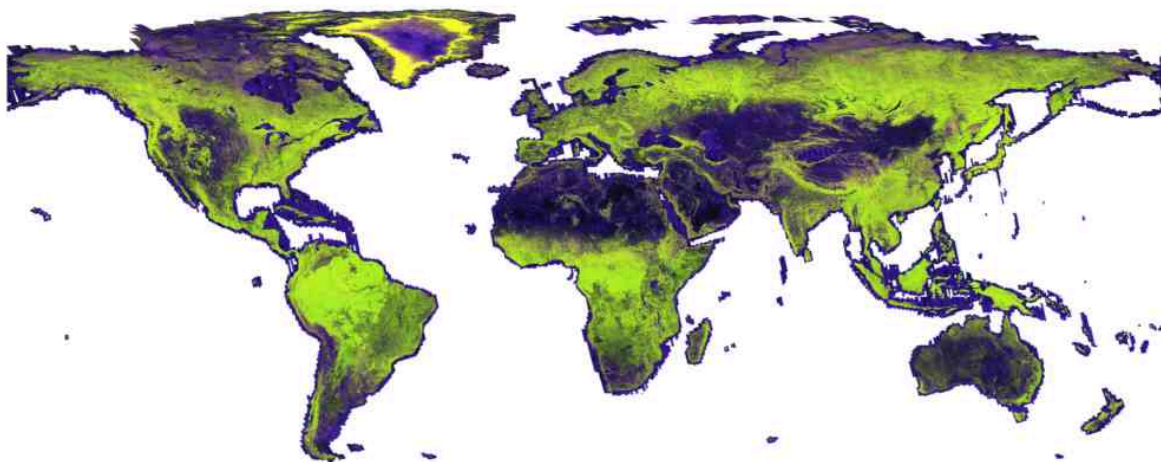
Les radars utilisant des bandes à longueurs d'onde longues correspondent aux systèmes RSO qui opèrent à une fréquence en bande-L ou en bande-P. Les systèmes RSO en bande-L sont caractérisés par une forte pénétration de la canopée (quand les feuilles \ll longueur d'onde du radar) et la principale rétrodiffusion se produit à partir des rameaux, des branches et des tiges, et cela permet donc de différencier clairement les zones avec végétation des zones sans végétation. C'est pourquoi ils sont adéquats pour détecter les changements dans le couvert forestier et pour apporter une estimation des zones touchées et, à l'aide de séries temporelles à intervalles annuelles ou semestrielles, ils peuvent contribuer à fournir des données sur les activités. La corrélation entre les diffuseurs en bande-L et l'état de croissance/classes d'âge des forêts permet de cartographier la repousse.

Le diffuseur en bande-L montre qu'il y a une corrélation positive avec la biomasse aérienne qui peut aller jusqu'à environ 100-150 Mg/ha, en fonction du type et de la composition de la forêt: plus faible pour les forêts naturelles/mixtes, plus forte pour les forêts et les plantations homogènes (à l'exception des palmiers (par exemple les plantations de palmiers à huile) où les grandes feuilles de palmiers (feuilles \gg longueur d'onde du radar) empêche au signal de pénétrer dans la canopée dense, ce qui entraîne une corrélation du diffuseur plus forte avec l'indice foliaire qu'avec l'AGB (Rosenqvist, 1996)). Pour la bande-L, les données ont été utilisées pour estimer la biomasse aérienne, allant de faible à moyenne pour les catégories forestières, comme la plaine d'inondation en Amazonie (Pereira *et al.*, 2018) et les forêts secondaires (Cassol *et al.*, 2018), les savanes africaines (Naidoo *et al.*, 2016) ainsi que les terres boisées (Bouvet *et al.*, 2018) et les forêts boréales de Sibérie (Stelmaszczyk-Gorska *et al.*, 2019).

Au cours des trente dernières années, le RSO en bande-L a été le radar avec la longueur d'onde la plus longue dont on disposait dans l'espace, avec les missions japonaises JERS-1 SAR, ALOS PALSAR et ALOS-2 PALSAR-2, fournissant des observations systématiques à l'échelle mondiale dès la moitié des années 1990. Les données ont été assemblées dans des mosaïques mondiales annuelles,

avec un espacement des pixels de 25 m, géométriquement et radiométriquement corrigés (**Figure 13**). Les mosaïques mondiales annuelles sont continuellement produites (actuellement par ALOS-2 PALSAR-2) et toutes les mosaïques anciennes et contemporaines sont disponibles au public et peuvent être téléchargées gratuitement à partir de la **base de données** de l'Agence d'exploration aérospatiale japonaise (JAXA). Toutes les mosaïques sont programmées pour pouvoir être réélaborées afin de respecter le format (**CARD4L**) des données prêtes à l'analyse (ARD) du CEOS. D'autres ensembles de données RSO en bande-L ouvertes au public comprennent des données à bande large (ScanSAR) et à plus faible résolution (50-100 m) produites par ALOS PALSAR (2006-2011) et par ALOS-2 PALSAR-2 (2014-aujourd'hui), acquises sur base mensuelle ou bi-mensuelle à travers toute la zone pan-tropicale. En 2020, JAXA rendra l'accès libre et gratuit aux archives complètes des données produites par ALOS PALSAR (haute résolution et ScanSAR) et par ALOS-2 PALSAR-2 (ScanSAR).

Figure 13: Mosaïque mondiale RSO en bande-L ALOS-2 PALSAR-2 25 m pour 2018



Source : JAXA EORC

L'importance du RSO en bande-L a été reconnue par plusieurs agences du CEOS et la disponibilité soutenue des systèmes RSO en bande-L est assurée pour les dix prochaines années au moins, grâce à la constellation SAOCOM-1A/1B (Argentine) en orbite depuis 2018, ALOS-4 (Japon) et NISAR-L (USA) dont le lancement est prévu en 2022 (JPL, 2018), et ALOS-6 (Japon), la Copernicus High Priority Candidate Mission ROSE-L (UE) et Tandem-L (Allemagne) en cours d'élaboration dont le lancement est prévu dans la deuxième moitié des années 2020.

La mission d'Observation de la Terre de l'Agence spatiale européenne (BIOMASS), dont le lancement est prévu en 2022, sera la première mission RSO spatiale en bande-P. Avec une longueur d'onde presque trois fois plus longue que la bande-L, la sensibilité du diffuseur face à la biomasse aérienne augmente de manière significative. Les données de la bande-P acquises dans les forêts tropicales à l'aide de capteurs aériens, collectées en utilisant la même géométrie d'acquisition (tomographique) que celle utilisée pour BIOMASS, ont indiqué une sensibilité nettement supérieure à 400 mg/ha, sans qu'aucun signal apparent de saturation n'ait été détecté (Le Toan and Quegan, 2018). BIOMASS est une mission scientifique, conçue pour mesurer la distribution mondiale de la biomasse aérienne et de la hauteur des forêts, afin de réduire les principales incertitudes des stocks de carbone et des flux associés à la biosphère terrestre. Pendant les cinq ans prévus de la durée de la mission, des cartes quasiment mondiales de la biomasse aérienne (à l'exclusion de l'Amérique du Nord et de l'Europe) et de la hauteur des forêts, à une résolution de 200 m, seront produites à intervalles de sept mois (Quegan and Carreira, 2019). L'Agence spatiale européenne rendra accessible au public gratuitement les données et les produits de BIOMASS.

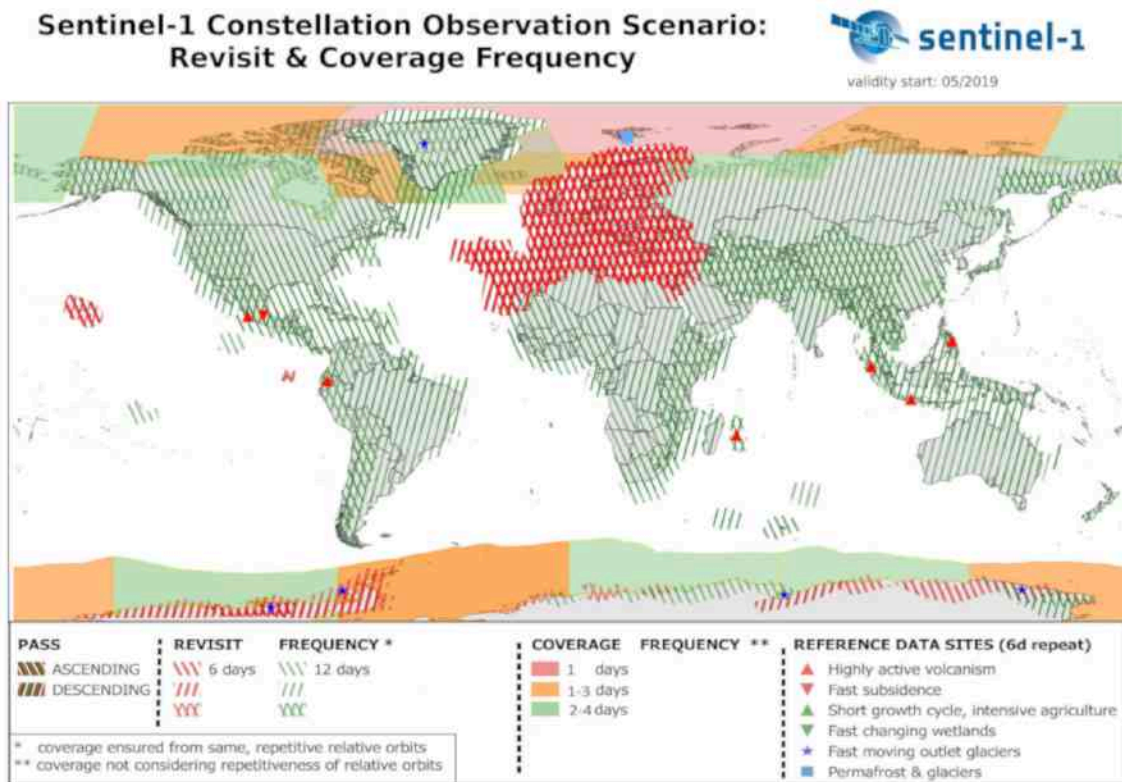
3.1.2.2 Systèmes RSO utilisant des bandes à longueurs d'onde courtes

Les radars à longueurs d'onde courtes sont généralement des instruments ayant une longueur d'onde < 10 cm et le plus souvent des systèmes RSO opérant en bande-C et bande-X, mais pouvant aussi utiliser une fréquence en bande-S. Les signaux micro-ondes en bande-C interagissent normalement avec les feuilles et les petites branches sur la cime des forêts. Alors que la pénétration du signal est en général limitée aux forêts dont la canopée est dense, la bande-C est complémentaire de la bande-L (et de la bande-P) dans les zones forestières éparées et ouvertes, et elle est sensible à la végétation biomassique basse, comme les jeunes repousses, les buissons et les arbustes, où les longueurs d'onde ne montrent qu'une sensibilité limitée. L'utilisation de données à double polarisation (VV+VH or HH+HV) est un pré-requis pour permettre la cartographie de la végétation avec un RSO en bande-C, tout comme l'est l'accès à une série temporelle adéquate de données.

La mission Copernicus Sentinel-1 Lancé en avril 2014 (Sentinel-1A) et avril 2016 (Sentinel-1B), la constellation offre une observation à double polarisation (habituellement VV+VH) à une fréquence temporelle dense pour toutes les terres émergées du monde, et plus précisément tous les six jours pour l'Europe et les régions avoisinantes, et tous les 12 jours pour le reste de la masse terrestre du monde (**Figure 14**). Avec quelque 30 acquisitions chaque année, ces systèmes ont l'avantage de réduire le chatoiement (et donc d'améliorer la résolution spatiale réelle) et le bruit de fond causé par des facteurs environnementaux (comme la pluie) qui ont un impact sur la stabilité radiométrique du rétrodiffuseur. La disponibilité soutenue des données Sentinel-1 est assurée jusqu'en 2030, chaque satellite Sentinel-1 ayant une mission prévue pour une durée de sept ans (et disposant de carburant pour 12 ans). Les missions des prochains satellites Sentinel-1C et -1D sont actuellement en voie de définition. Afin de garder une fréquence temporelle d'acquisition élevée, deux Sentinel-1 au moins doivent être en orbites en même temps. Les données de la mission Sentinel-1 sont diffusées selon une politique pour un accès gratuit et libre et sont disponibles sur la **plateforme Copernicus**, ainsi que sur d'autres plateformes

comme l'Alaska Satellite Facility.

Figure 14: Scénario mondial d'observation RSO en bande-C Sentinel-1



Source : Copernicus

Il existe d'autres missions qui utilisent des longueurs d'onde courtes comme la mission de la constellation canadienne Radarsat (RCM) en bande-C qui a une politique publique de données ouvertes; la mission allemande TerraSAR-X/TanDEM-X en bande-X; la constellation satellite italienne COSMO-SkyMed 3; l'espagnole PAZ; et le satellite en bande-S NovaSAR-1 de la Grande-Bretagne, lancé en 2018. Les données des observations annuelles SAR-1 en Australie et dans la région Pacifique, en double polarisation (HH+HV), seront ouvertes et disponibles au public dans un format de données prêtes à l'analyse (ARD) du CEOS (**CARD4L**) et seront accessibles dans les **archives du CSIRO**. Les données NovaSAR-1 portant sur d'autres parties du monde seront rendues accessibles au public à travers le **UK Satellite Applications Catapult**. Le lancement de la mission conjointe Inde/États-Unis NISAR, qui utilisera les deux options RSO de la bande-L et -S, est prévu en 2022.

3.1.2.3 Synergie entre les données

L'Agence spatiale européenne a prouvé les avantages d'une synergie entre les données avec son projet **CCI Biomass** (Santoro and Cartus, 2019) qui combine les données RSO en bande-L et en bande-C, ainsi que les données LiDAR (ICESat GLAS) et les données cartographiques auxiliaires permettant d'élaborer des cartes mondiales de la biomasse aérienne pour les années 2010, 2017 et 2018, selon la disponibilité des données mosaïques RSO en bande-L des satellites ALOS et ALOS-2 et des données en bande-C des satellites Envisat et Sentinel-1. De nouvelles séries de données obtenues par des capteurs LiDAR nouvellement lancés (GEDI et IceSAT-2) sont à insérer dans les cartes pour le suivi de 2018. La cartographie se propose d'atteindre une résolution spatiale de 500 m - 1 km, avec une erreur relative inférieure à 20 pour cent, et une biomasse aérienne supérieure à 50 Mg/ha. Bien que cette résolution est plus haute qu'il ne le faut pour la modélisation actuelle du climat, l'objectif est

que cela permette d'en déduire des informations plus détaillées (par exemple la structure de l'âge des forêts et le régime des perturbations) qui sont pertinentes pour le climat et présentent un intérêt pour les modèles du cycle du carbone et du climat qui sont développés. La première carte mondiale de la biomasse aérienne, pour l'année 2017 avec une résolution spatiale de 100 m, a été produite en 2019. Elle est accessible au public, ainsi que des estimations pré-pixels de l'incertitude de la biomasse aérienne, et elle peut être téléchargée, via la plateforme de données ouvertes CCI Open Data Portal, à partir des **archives du Centre for Environmental Data Analysis (CEDA)**.

3.1.3 LiDAR

La technologie LiDAR (Light Detection And Ranging) est une technologie active de télédétection (la version optique du radar) qui utilise les impulsions de la lumière laser pour mesurer la distance et (parfois) l'énergie réfléchie. L'altimètre laser est un instrument qui émet de faibles impulsions qui interagissent avec plusieurs strates de la végétation et à partir desquelles des estimations quantitatives de la structure verticale de la végétation peuvent être inférées. Comme les systèmes LiDAR permettent d'obtenir des mesures directes des sols et de la hauteur de la végétation, ils sont d'un grand intérêt dans l'estimation des facteurs d'émission. L'utilisation prometteuse des observations (points) par LiDAR est très attendue en vue d'étalonner et de valider les estimations de la hauteur des peuplements forestiers et de la biomasse aérienne à partir des données RSO (en couverture continue), ce qui permettra d'améliorer la faisabilité et la précision des analyses (Siqueira, 2019; Saatchi, 2019).

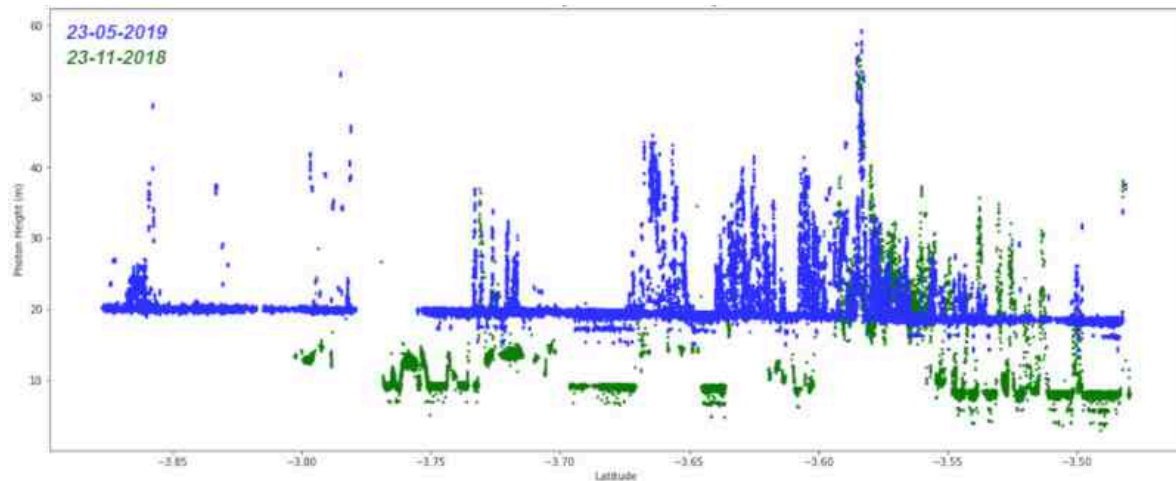
3.1.3.1 Systèmes LiDAR spatioportés

Depuis 2018, deux missions spatiales utilisant des systèmes LiDAR spatioportés ont été actives: la mission IceSAT-2 (satellite de mesure des glaciers, des nuages et de la topographie terrestre) et la mission GEDI (enquête sur la dynamique des écosystèmes dans le monde). Si les systèmes spatioportés ne permettent pas d'avoir une couverture spatiale continue (contrairement à beaucoup de systèmes aéroportés), ceux-ci en revanche permettent une mesure des points sur et le long de la trajectoire au sol de l'engin spatial. Leurs deux principaux avantages sont (1) la capacité de collecter des données mondiales dans tous les pays; et (2) le fait que toutes les données sont disponibles au public gratuitement. Les données des systèmes LiDAR spatioportés sont souvent utilisées en combinaison avec une imagerie optique et/ou satellitaire RSO pour interpoler les estimations entre les transects ou les empreintes LiDAR (Scarath *et al.*, 2019). Tandis que les instruments LiDAR opèrent dans la partie visible et infrarouge proche du spectre et que, par conséquent, la couverture nuageuse influence l'acquisition des données, il est possible que l'on arrive avec le temps à atténuer l'interférence des nuages puisque les instruments collectent continuellement les données tout au long de la durée de leur mission.

L'ICESat-2 fournit des mesures à intervalles de trois mois (91 jours), tous les 30 km entre des trajectoires au sol adjacentes à l'Équateur. Il embarque un altimètre laser compteur de photons (ATLAS) qui utilise une longueur d'onde (verte) de 532 nm. L'instrument émet 10 000 impulsions laser par secondes (impulsions/s), alors que l'instrument GLAS d'ICESat-1 émet 40 impulsions/s, car les mesures sont enregistrées tous les 70 cm le long de la trajectoire au sol du satellite. Le temps de voyage de chaque photon réfléchi (sur les quelque 20 trillions de photons par impulsion, seuls environ une dizaine est réfléchi!) est mesuré et la distance est calculée, ce qui permet d'avoir un nuage vertical de mesure des hauteurs le long de la trajectoire des points nadir du satellite. L'ICESat-2 produit entre autres des estimations de la hauteur du sol, de la hauteur de la canopée, et de la couverture de la

canopée à intervalles fixes tous les 100 m le long de la trajectoire au sol (**Figure 15**).

Figure 15: Mesure altimétrique par photons ICESat-2 le long d'un transect forêt-rivière



L'ICESat-2 est devenu opérationnel en 2019 et a une mission nominale d'une durée de trois ans, et la possibilité d'étendre la durée de ses opérations dépendra de ses performances. Les données ICESat-2 à plusieurs niveaux de produits sont accessibles au public dans le **National Snow & Ice Data Center (NSIDC)** et, dans des formats simplifiés, dans l'**OpenAltimetry**. Les données historiques GLAS ICESat collectées sur la période 2003-2009 sont également disponibles sur les mêmes plateformes.

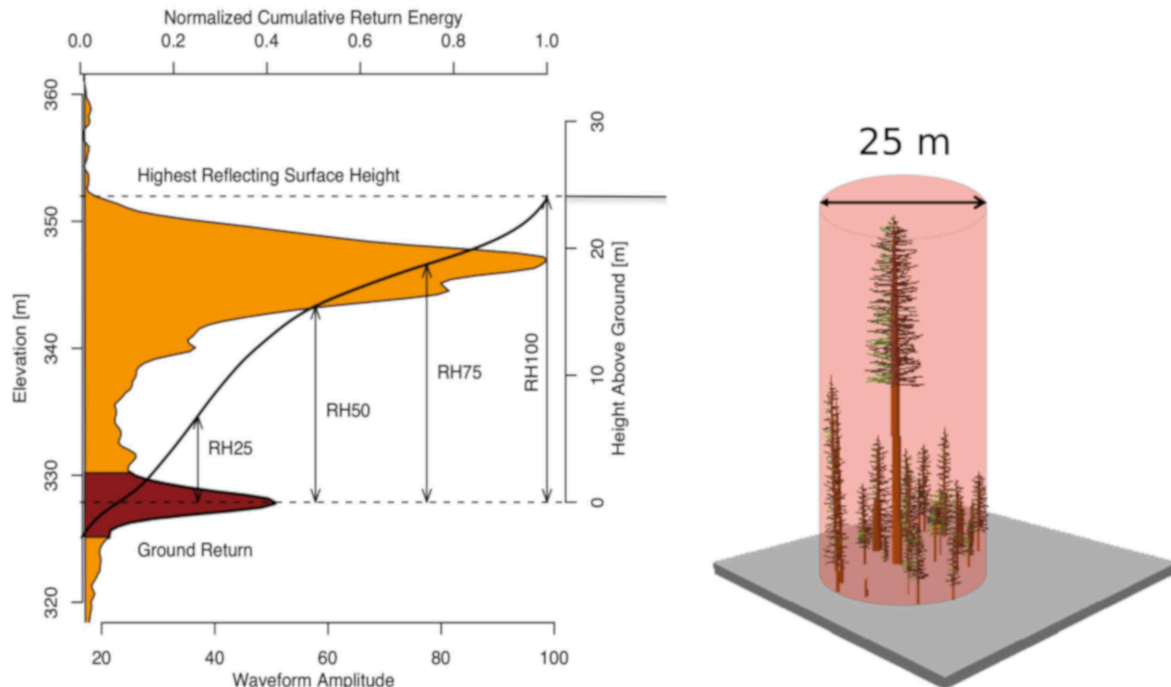
La mission GEDI utilise un LiDAR infrarouge proche (1064 nm) qui a été déployé dans la station spatiale internationale (ISS) en avril 2019 pour une mission nominale de deux ans.⁽¹²⁴⁾ L'orbite ISS permet une couverture comprise entre 60 degrés de latitude Sud et Nord. Comme l'orbite ISS n'est pas synchronisée avec le soleil, la trajectoire au sol ne produit pas un schéma répété fixe (par exemple contrairement à ICESat-2). S'il est vrai que, d'une part, aucun point individuel au sol n'est mesuré plus d'une fois, d'autre part, cela signifie que les mesures sont échantillonnées avec une plus grande couverture géographique.

GEDI est un LiDAR de forme d'onde complète qui mesure, en plus de la hauteur du sol et de la végétation, la quantité d'énergie laser réfléchi par le matériel végétal (tiges, branches et feuilles) à différentes hauteurs au-dessus du sol (**Figure 16**). Les formes des ondes sont traitées en vue de fournir des indicateurs pour chaque empreinte, comme l'élévation du sol, la hauteur de la canopée, un indicateur de hauteur relative et un indice foliaire. Ces mesures servent aussi à quantifier la densité de la biomasse aérienne à l'échelle de chaque empreinte GEDI, dont chacune forme un cercle d'un diamètre d'environ 25 m qui contient des informations sur le profil vertical de la végétation (**Figure 16**). Des modèles statistiques et des inventaires de terrain sont utilisés pour prévoir la densité de la biomasse aérienne, et l'incertitude qui y est associée, pour chaque point de mesure. Les empreintes GEDI sont collectées par échantillonnage, avec huit empreintes par trajectoire de 4,2 km qui sont

(124) La mission MOLI (LiDAR et imageur d'observation multi-empreinte) est une mission spatiale LiDAR qui est à l'étude par l'agence d'exploration aérospatiale japonaise (JAXA) et devrait être déployée dans la station spatiale internationale aux alentours de 2024. La mission MOLI qui devrait pouvoir garantir une continuité importante avec la mission GEDI, est aussi un LiDAR de forme d'onde complète qui utilise une longueur d'onde infrarouge proche (1064 nm). Le laser double faisceau est conçu pour fournir des empreintes des formes des ondes de 25 m mesurées à intervalles de 50 m le long de deux trajectoires parallèles au sol. Afin d'aider l'interprétation des données LiDAR, MOLI devra aussi porter un imageur optique traditionnel (balayage en peigne) qui fournit des images simultanées (vertes, rouges et infrarouges) le long de la trajectoire au sol de LiDAR.

collectées à intervalles de 60 m.

Figure 16: Forme d'onde pleine LiDAR mesurée par GEDI



Source : GEDI Ecosystem LiDAR, 2020

Tous les produits obtenus à partir des données GEDI sont accessibles au public et téléchargeables gratuitement. Les produits obtenus à partir de données de faible niveau (formes d'ondes géocodées et hauteur de la canopée au niveau des empreintes et indicateurs de profils) sont disponibles dans le **NASA/USGS LPDAAC**, et les produits de plus haut niveau (donnée maillée de la hauteur de la canopée et indicateur d'incertitude, et estimations de la biomasse aérienne basée sur des modèles) sont disponibles dans les archives **ORNL DAAC**.

3.1.3.2 Systèmes LiDAR aéroportés

À côté des instruments spatioportés, les mesures LiDAR sont aussi obtenues à partir d'instruments aéroportés. La collecte en avion des mesures LiDAR se fait par scanner laser aéroporté (SLA) et son utilisation opérationnelle a connu une longue histoire dans les applications que les pays développés en ont faites dans le domaine de la foresterie (par exemple Næsset, 2002; Wulder *et al.*, 2012). L'utilisation du SLA est moins courante dans les forêts tropicales du fait d'une plus grande diversité des espèces arboricoles, de la complexité de l'analyse des données, et du coût de la collecte de routine des mesures LiDAR. Toutefois, quelques exemples méritent d'être rapportés:

- **Brésil** - Les données acquises par LiDAR aéroporté, les données d'inventaires forestiers et autres données satellite ont été collectées au Brésil en vue d'établir des cartes générales de la biomasse aérienne pour l'inventaire national des gaz à effet de serre du Brésil (IPCC, 2019). Selon une approche semblable à celle présentée au point Saatchi *et al.* (2017), les données LiDAR ont été collectées dans des transects choisis au hasard ($n = 1\ 000$) dans lesquels 407 parcelles de terrain ont été sélectionnées. On a extrapolé une estimation de la biomasse dans les transects afin d'élaborer des cartes générales, en utilisant la réflectance des surfaces, les données radar et les données sur les précipitations relevées par différentes missions satellite.

- ▶ **République démocratique du Congo (RDC)** - Les données acquises par LiDAR aéroporté ont été collectées en RDC sur 216 transects choisis au hasard afin d'effectuer une estimation de la biomasse aérienne (Xu *et al.*, 2017). La biomasse a été mesurée dans 91 parcelles de terrain sélectionnées parmi les transects afin d'établir les liens existant entre les mesures LiDAR et la biomasse. Les cartes de la biomasse ont été élaborées en fonction des liens entre le signal LiDAR et plusieurs ensembles de données globales collectées par satellite (ALOS/PALSAR, Landsat et MODIS). L'échantillon était conçu de manière à pouvoir fournir des estimations de la biomasse au niveau national et infranational et par type de forêt à l'appui des activités REDD+ en RDC (Saatchi *et al.*, 2017).
- ▶ **Népal** - Une comparaison entre l'utilisation de données satellite à haute résolution RapidEye, par LiDAR aéroporté, et les techniques conventionnelles de terrain d'estimation de la biomasse aérienne (LAMP) a été menée au Népal en 2011. Les placettes LiDAR, les images satellite d'ensemble RapidEye, et les mesures sur place à partir d'un échantillon de 738 parcelles de terrain ont servi à produire une estimation de la biomasse aérienne (AGB). Cela a été comparé avec l'Évaluation des ressources forestières (FRA) multi-source et de terrain effectuée la même année sur 676 parcelles. Les résultats montrent que la plus grande différence entre les deux approches est la résolution spatiale. Pour des surfaces spatiales plus petites, la technique LAMP est plus précise que l'inventaire forestier multi-source conventionnel. Si l'approche LAMP atteint une plus grande précision, l'approche du FRA a des coûts de collecte de données de base inférieurs.
- ▶ **Tanzanie** - Les mesures acquises par LiDAR aéroporté ont fait l'objet de collectes répétées sur des transects choisis de manière systématique dans le district de Liwale en Tanzanie, en 2012 et 2014, dans le cadre d'un projet de recherche financé par le Gouvernement norvégien. Le projet n'a pas été pris en compte au moment de déterminer le niveau de référence officiel de la Tanzanie, requis par la CCNUCC, qui s'est basé sur des données Landsat et IFN, mais il a été une tentative de tester et de montrer les utilisations opérationnelles des SLA dans la production des estimations de la biomasse aérienne et des changements des stocks de carbone dans des contextes tropicaux. S'il est vrai que les objectifs du projet ont été atteints, il convient de noter que la Tanzanie n'a pas intégré les SLA dans son système national de surveillance des forêts. Le projet est décrit en détail dans Ene *et al.* (2016) and Ene *et al.* (2017).

3.1.4 Ensembles de données mondiales sur les changements du couvert forestier

Des cartes mondiales sur les changements du couvert forestier et sur l'occupation du sol, comme Hansen *et al.* (2013),⁽¹²⁵⁾ (le couvert (bio)-physique observé sur la surface de la Terre), sont déjà disponibles et peuvent représenter une valeur ajoutée à l'échelle nationale si elles sont appliquées correctement.⁽¹²⁶⁾ Ces cartes peuvent être des cartes statiques sur une période temporelle unique, ou des cartes indiquant des produits (dynamiques/changeants) pour plusieurs périodes temporelles. Les

(125) Cette section est basée en grande partie sur l'Utilisation de séries de données mondiales sur le couvert forestier et ses changements, pour le processus de mesure, notification et vérification (MNV) de REDD+ (**Module 2 MPR GFOI, publié le 28 mars 2015**) plus le matériel provenant de l'atelier conjoint des experts GFOI-GOFC-GOLD sur **l'utilisation des ensembles de données mondiales pour les mesures et le suivi des activités nationales de REDD+**, Université de Wageningen, novembre 2015.

(126) Les ensembles de données sur l'occupation du sol disponibles sont notamment Hansen *et al.* (2013)https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.6.html à 30 m, Chen *et al.* (2014) (<http://www.globallandcover.com/> à 30 m, et Buchhorn *et al.* (2019)<https://land.copernicus.eu/global/products/lc> à 100 m. Un ensemble de données mondiales, avec une résolution de 30 m, sur l'occupation du sol et sur les changements d'occupation du sol, comprenant notamment les catégories des terres prévues par le GIEC, est en cours de réalisation par l'**université de Boston**.

cartes sur l'occupation du sol peuvent se prévaloir de plusieurs classes thématiques (allant de quelques classes larges à de nombreuses classes et sous-classes) ou peuvent se limiter à une seule classe large, comme le couvert forestier. Dans le contexte des MNV pour REDD+/forêts, ces ensembles de données ont une importance particulière car ils permettent de stratifier n'importe quelle surface étudiée du monde (**Section 4.2.3**).

Plus les cartes sont précises plus la stratification est efficace. La précision des produits mondiaux varie selon les régions en raison de plusieurs facteurs qui peuvent notamment être la sensibilité différentielle de détection à l'échelle du biome et à l'échelle éco-régionale; les dynamiques de changement (par exemple allant des petits exploitants aux industriels), et la richesse des données (qui peut par exemple subir une couverture nuageuse; mais une meilleure qualité des observations et plus d'observations permettront d'améliorer la précision). De manière générale, on pense que l'utilisation des cartes mondiales pour des objectifs de stratification produit des estimations des données d'activités d'une précision moindre par rapport à celles que l'on obtient dans les cartographies nationales de même qualité réalisées à des fins de stratification, parce que ces dernières peuvent s'inspirer des définitions nationales de la forêt et utiliser les connaissances et les données auxiliaires disponibles à l'échelle nationale. La précision des estimations des données sur les activités dépend de la combinaison de l'efficacité de la stratification (mondiale ou nationale) et de la taille des échantillons des données de référence. De ce fait, la plus faible précision des séries de données mondiales peut être compensée par l'utilisation d'un échantillon de référence plus large, et les ensembles de données mondiales peuvent être utiles en attendant que le pays réussisse à élaborer des cartes nationales. Les ensembles de données mondiales et la capacité nationale à produire des cartes peuvent donc être considérées comme complémentaires. Une comparaison entre l'utilisation des ensembles de données locales et mondiales pour une cartographie du déboisement est fournie dans Harris *et al.* (2018).

Que l'on utilise une carte nationale ou mondiale, le processus est le même, à savoir:

- ▶ Décider de la précision requise et concevoir en fonction de cela les efforts basés sur les échantillonnages. Cela dépendra probablement du contexte politique, et des attentes en matière de paiements basés sur les résultats. Il peut être nécessaire d'avoir des discussions entre experts techniques et collègues chargés des politiques, afin de déterminer ce qui peut être réalisé de manière rentable.
- ▶ Obtenir un ensemble exploratoire initial de données de référence.⁽¹²⁷⁾
- ▶ Sur la base des résultats de l'utilisation des données de référence exploratoires et de la carte indiquant la précision que l'on peut obtenir selon la taille de l'échantillon, recueillir des données de référence supplémentaires pour corriger les biais estimés et atteindre la précision requise.

L'efficacité relative (**Encadré 26**) est une mesure de l'amélioration de la précision pouvant être obtenue en utilisant une combinaison de données cartographiques et de données de référence. L'examen de l'efficacité relative peut aider à décider du rapport coût-efficacité (par exemple comparer le coût de collecte du plus grand nombre possible d'observations de référence au coût de la mise en place d'une capacité nationale de cartographie et les coûts pour établir un lien entre les cartes mondiales et les définitions nationales de la forêt). L'évaluation par les pays des avantages relatifs des cartes mondiales et nationales pour générer des estimations nationales de la superficie des forêts et des changements est également liée aux:

- ▶ préférences en termes d'appropriation nationale du processus, pour répondre aux évolutions techniques;

(127) Les données de référence sont des données de terrain de grande qualité ou des données de télédétection indépendantes qui peuvent être utilisées avec des données cartographiques ou indépendamment pour corriger les biais estimés et estimer les intervalles de confiance.

- ▶ besoin d'informations sur les facteurs moteurs des changements d'occupation du sol et du couvert forestier, en particulier lorsque ces informations sont requises pour les paiements basés sur les résultats;
- ▶ si des capacités nationales en matière de cartographie existent déjà – les pays qui ont ces capacités sont susceptibles de vouloir les utiliser; et
- ▶ le besoin de chaque pays d'avoir une carte de l'occupation du sol (par exemple pour la définition de la forêt et des catégories d'occupation du sol, pour leur prise en compte dans la planification nationale).

Le lien entre les données mondiales et la définition nationale de la forêt est important et la comparaison entre les estimations nationales et les produits mondiaux, l'utilisateur doit s'assurer que les deux produits recouvrent la même zone géographique et la même période temporelle, et que les zones forestières et les changements dans ces zones relevés à partir des données mondiales correspondent le plus possible à la définition nationale. Les incohérences souvent rencontrées entre les données mondiales et les définitions nationales de la forêt concernent le seuil minimal du couvert de la canopée,⁽¹²⁸⁾ un examen détaillé de l'utilisation des terres (par exemple, l'état de la culture itinérante, les plantations de palmiers à huile ou autres plantations), la taille minimale des zones boisées, et la hauteur minimale des arbres requise par la définition.

Des règles pour cartographier la superficie du pourcentage minimum de couvert du houppier⁽¹²⁹⁾ spécifié dans la définition nationale de la forêt peuvent être mises en place automatiquement pour certains produits, puisque le pourcentage du couvert du houppier est un attribut de niveau pixel. Toutefois, certaines études indiquent qu'un couvert de houppier donné (disons de 30 pour cent) dans la définition nationale de la forêt ne correspond pas toujours aux 30 pour cent des estimations dans les ensembles des données mondiales (Sannier *et al.*, 2016; McRoberts *et al.*, 2016a). Cela exige que l'on effectue un ajustement ou une compensation, à l'aide de données auxiliaires pour faire le lien, ou que l'on procède à l'ajustement dans le cadre de la correction du biais en utilisant un ensemble de données de référence. D'autres critères pour définir la forêt comme les différentes spécifications de hauteur, ou les exigences spécifiques d'utilisation des terres, supposent l'existence d'autres cartes nationales (ce qui a un coût significatif) permettant les corrections des zones qui ont été incluses ou exclues à tort par les cartes mondiales. Pour ce faire, le SNSF peut identifier les zones qui pourraient rentrer dans la définition de la forêt mais qui sont classées comme des terres à usage essentiellement agricole ou urbain, et identifier les écosystèmes où les arbres dont la hauteur ne correspond pas à celle prévue dans la définition.

Satisfaire aux critères sur la superficie minimale, la hauteur des arbres, l'extension et le couvert de la canopée qui sont contenus dans la définition de la forêt n'est pas une chose anodine pour les cartes basées sur les pixels, qu'elles soient produites à l'échelle mondiale ou nationale. Même si les méthodes basées sur les objets et les méthodologies SIG peuvent être utiles, l'élimination des pixels et des règles d'agrégation⁽¹³⁰⁾ doivent être appliquées si l'on veut être cohérents avec la définition utilisée, ce

(128) Le seuil minimal du couvert de la canopée ne correspond pas forcément à la définition nationale quand la zone minimale de forêt tend à être très différente de la taille des pixels Landsat. En outre, il peut aussi y avoir des problèmes d'étalonnage avec les données mondiales à cause de la phénologie ou de la qualité radiométrique des données.

(129) La performance relative des méthodes de classification mondiales et nationales peut dépendre du seuil du couvert du houppier prévu dans la définition nationale de la forêt.

(130) Les règles doivent être définies quand les pixels contigus au-dessous du seuil spécifié doivent appartenir à la zone forestière environnante ou être considérés comme non-forêt. L'introduction du concept d'unité cartographique minimale (MMU) peut être utile dans ce contexte. Des règles doivent également être définies lors de la caractérisation des changements. Il peut être décidé que les changements sur une superficie inférieure à la superficie forestière minimale sont pris en compte à condition qu'ils se regroupent avec des

qui peut altérer la résolution spatiale de la carte et implique des méthodes complexes de calcul des moyennes pour estimer le pourcentage du couvert de la canopée pour les unités agrégées. Mais dans la pratique aucune technique simple et facile à utiliser qui permettrait de réaliser cela n'est réellement disponible.⁽¹³¹⁾

Les produits cartographiques mondiaux indiquant les zones où les couverts forestiers ont été supprimés peuvent être utilisés pour aider à cartographier les changements d'occupation du sol en forêt/non-forêt. Toutefois, les zones où la suppression de l'étage dominant est totale ne sont pas forcément qualifiables parmi les zones ayant subi un déboisement au sens de processus de changement d'affectation des terres tel que prévu dans la définition nationale de la forêt, parce que le déboisement - au sens de la définition nationale des terres forestières - entraîne un changement d'affectation des terres et se vérifie lorsque des zones qui correspondaient à la définition de la forêt enregistrent un couvert forestier, une hauteur des arbres et une superficie en-deçà du seuil minimum sans aucune perspective de régénération. Ce n'est pas parce que le couvert arboré passe en dessous de zéro ou sous le seuil minimum (par exemple suite à un incendie, du vent, des maladies ou des récoltes) que cela entraîne un changement d'utilisation des terres forestières car il peut y avoir par la suite une replantation ou une régénération naturelle ou assistée.

L'utilisation de ensembles de données mondiales pour estimer le déboisement doit donc prendre en compte d'autres facteurs que la simple utilisation de l'analyse mondiale de la diminution du couvert forestier en dessous du niveau minimum qui est estimé par l'algorithme de classification des ensembles de données mondiales. Cela peut impliquer l'usage d'informations auxiliaires pour identifier les zones qui ont subi une exploitation mais où une replantation est prévue, et d'informations sur l'ampleur des perturbations, et si elles ont été suivies par un changement d'affectation des terres ou non. L'analyse de la série temporelle peut s'avérer extrêmement utile. Les modifications introduites par l'intermédiaire des données auxiliaires doivent être traitées régulièrement au fil du temps, une grave erreur ayant pu être faite dans la cartographie et l'estimation des superficies.

Les observations de référence conformes à la définition nationale des forêts peuvent aussi être utilisées avec une carte mondiale non modifiée. Les données de référence sont utilisées pour ajuster les biais estimés découlant d'une erreur cartographique prédite lorsque l'estimation se base sur un produit cartographique mondial. Toutefois, dans ce cas, il est probable qu'une plus grande quantité de données de référence sera nécessaire pour atteindre la précision voulue. Si les données de référence sont stratifiées (par exemple par type de forêt, accessibilité ou quantité de biomasse),⁽¹³²⁾ les strates doivent être appliquées de manière systématique dans le temps, indépendamment du fait que les produits de cartes nationales ou mondiales sont utilisés.

Le diagramme décisionnel dans la **Figure 17** ci-dessous fournit des orientations aux utilisateurs quant aux points de décision pour l'utilisation des cartes mondiales. Bien que la cartographie nationale soit théoriquement plus précise et claire, les cartes mondiales ont une valeur du fait qu'elles permettent une vérification croisée et une compréhension des différences (par exemple en termes de facteurs

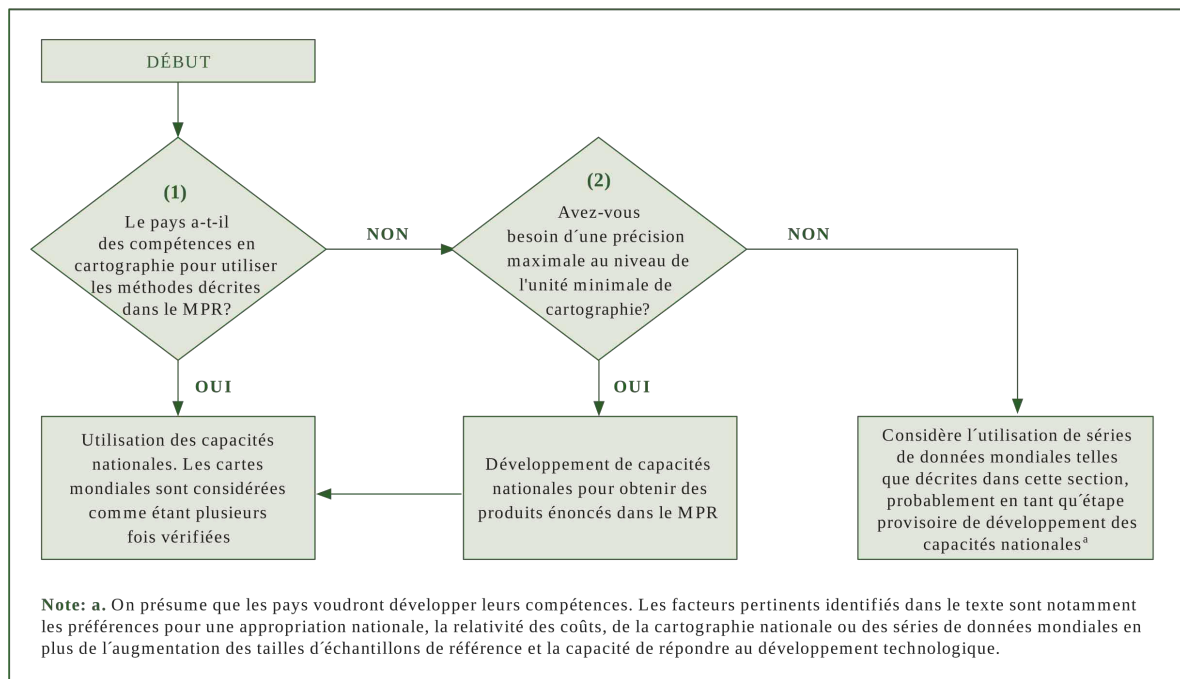
zones forestières plus grandes que la superficie de forêt minimale fixée.

(131) L'approche que l'Australie suit dans son inventaire national des GES pour informer sur l'utilisation des terres, les changements d'affectation des terres et la foresterie, applique ces méthodes.

(132) Les échantillons correspondant à la même strate tirés des cartes mondiales de la biomasse peuvent aider à identifier les densités de carbone de la biomasse correspondantes, ou à recouper les estimations de biomasse de l'échantillonnage national. (**Section 4.3.1.2**).

mentionnés ici).

Figure 17: Recommandations pour l'utilisation d'ensembles de données mondiales dans l'estimation de l'occupation du sol et des changements d'occupation du sol



Les remarques pour chaque point de décision du diagramme sont les suivantes:

Point de décision 1: Des capacités en termes de cartographie existent-elles dans le pays pour appliquer les méthodes décrites dans les MPR?

Les méthodes pour produire des données d'activité nationales obtenues par télédétection sont décrites aux points 4 et 5. Tous les cas supposent l'utilisation conjointe de données cartographiées et de référence. À noter que les capacités existantes dépendent aussi de la rentabilité. Si un pays ne dispose pas des ressources pour renforcer ses capacités en matière d'élaboration de cartes nationales à long terme, la réponse au point 1 est **Non**.

Point de décision 2: Avez-vous besoin d'une précision maximale au niveau de l'unité cartographique minimale?

La précision maximale au niveau de l'unité cartographique minimale peut être nécessaire pour interagir avec les parties prenantes, identifier les facteurs moteurs et associer les données de télédétection et d'observation de terrain ou imbriquer les activités infranationales.

Encadré 26: Efficacités relatives

Le rapport entre les variations d'estimation de la superficie directe (uniquement basée sur des données de référence) et les variations des estimations qui reposent sur les cartes comme

information auxiliaire donne l'efficacité relative (RE):

Équation 4

$$RE = \frac{\widehat{V}(\widehat{\mu})}{\widehat{V}(\widehat{\mu}_{map})}$$

La même réduction de la variation (ce qui équivaut à une augmentation de la précision) peut aussi être obtenue en augmentant la taille de l'échantillon dans la série de données de référence par un facteur de $n_1 = RE$. L'utilisation de la carte est valable en termes économiques si le coût de la collecte des échantillons supplémentaires est supérieur au coût de l'utilisation de la carte dans le projet, et s'exprime par:

Équation 5

$$n(n_1 - 1)p > M$$

où n correspond à la taille d'origine de l'échantillon des données de référence, p correspond au coût d'acquisition de chaque observation supplémentaire de l'échantillon et M correspond au coût de production de la carte. La valeur de rentabilité de la carte dépend des coûts relatifs de production de la carte et de l'acquisition des observations d'échantillon qui varient selon les circonstances.

Toutefois, une carte permet d'obtenir davantage qu'une amélioration de la précision statistique. Des informations supplémentaires sur l'emplacement de la forêt et les autres affectations des terres sont fournies et la carte peut également être utilisée pour remplir d'autres tâches, sous réserve de son exactitude. La valeur de ces informations supplémentaires doit également être prise en compte lors de l'évaluation de l'efficacité globale.

Bien qu'ils ne soient pas représentatifs de tous les cas d'exemples d'efficacité relatifs obtenus pour les cartes nationales et mondiales pour un nombre limité de types de forêt qui sont données dans **Annexe B**, qui suggère les conclusions suivantes au sujet de la taille de l'échantillon des données de référence nécessaires pour atteindre le niveau de précision nécessaire, sujet à d'autres contraintes telles que posséder suffisamment d'observations dans les classes d'activités individuelles:

- ▶ L'utilisation de cartes nationales plutôt que mondiales peut réduire la taille de l'échantillon de données de référence de 70 à 90 pour cent pour l'estimation des superficies, et de 50 à 80 pour cent pour l'estimation des changements de superficie (**Tableau 29**).
- ▶ Par comparaison avec l'utilisation d'un seul échantillon de données de référence, l'utilisation d'une carte nationale pour estimer la superficie forestière peut réduire la taille de l'échantillon de plus de 95 pour cent tandis que l'utilisation d'une cartographie mondiale peut réduire la taille de l'échantillon de 85 pour cent à 95 pour cent. Lors de l'évaluation du changement de la superficie forestière, la même étude suggère une réduction de 10 pour cent de la taille de l'échantillon si une cartographie nationale est utilisée, et aucune réduction avec l'utilisation de cartes mondiales. Cependant, cela est probablement dû au très faible niveau de changement observé sur la période 2000-2020; on observe une réduction dans la taille de l'échantillon à hauteur de 62 pour cent en utilisant une carte nationale sur la période 1990-2000 (**Tableau 30**).
- ▶ Au Gabon, l'utilisation de cartes mondiales non étalonnées aux conditions locales pour l'estimation de la superficie forestière a montré une réduction de la taille de l'échantillon

entre zéro et 35 pour cent tandis qu'une réduction de 30 à 50 pour cent de la taille de l'échantillon a été observée avec l'utilisation de cartes étalonnées à la définition nationale de la forêt (**Tableau 31**).

L'efficacité relative de l'utilisation de données obtenues par télédétection dépend de plusieurs facteurs, tels que le type d'estimation déployé, les différentes activités, les estimations des superficies, les différents facteurs d'émissions/absorptions, le type et la structure de la forêt ou les propriétés du changement et le type de données obtenues par télédétection. De manière générale, plus la propriété estimée correspond aux données obtenues par télédétection, plus il est probable que l'efficacité relative sera élevée. Ce domaine exige des recherches plus approfondies.

3.1.5 Remarques sur les observations par télédétection

Comme indiqué dans la **Section 1.2.3**, l'utilisation efficace des ressources est un élément stratégique clé pour la pérennité d'un SNSF. Le choix de la source la plus adéquate des données obtenues par télédétection joue un rôle essentiel pour garantir la pérennité d'un SNSF, car cela peut avoir une influence sur la capacité du SNSF à générer les données nécessaires (**Section 1.2.2**) et cela influence l'infrastructure requise pour le traitement des données (**Section 1.3.3**). Les remarques sur les observations par télédétection varient selon que l'on dispose de cartes sur l'occupation du sol et le changement d'occupation du sol, selon que des données de référence ont été collectées, et que la biomasse a été prédite ou estimée.

3.1.5.1 Cartes sur l'occupation du sol et le changement d'occupation du sol

Les cartes sur l'occupation du sol et le changement d'occupation du sol sont des outils importants pour la création de politiques, la conception de programmes et la mise en œuvre des programmes, et l'expérience montre qu'elles permettent de réduire l'incertitude dans les estimations des zones (GFOI, 2018) car elles sont une source d'information pour la stratification; plus les cartes sont précises plus la stratification est efficace. Pour produire des cartes sur l'occupation du sol et le changement d'occupation du sol, plusieurs critères sont à prendre en considération afin de bien choisir la source des données obtenues par télédétection:

- ▶ **Discrimination thématique** - Pour la discrimination thématique des terres forestières par rapport aux autres classes d'utilisation du sol, les types de capteurs optiques utilisant les bandes spectrales VPIR (visible et proche infrarouge) et IROC (infrarouges à ondes courtes) contiennent plus d'informations stables que les types de capteurs qui utilisent uniquement VPIR ou RSO. Toutefois, dans les forêts sèches, l'utilisation d'un RSO, notamment en bande-L, améliore la discrimination thématique des forêts (**Encadré 27**) et peut se faire en complément des capteurs optiques (Reiche *et al.*, 2015),
- ▶ **Unité minimale cartographique (MMU)** - Elle se caractérise en fonction de la zone minimale de la définition de la forêt et de la résolution spatiale. Les capteurs optiques des missions Landsat ont une résolution spatiale d'environ 30 m, une taille de pixel de 0,09 ha, ce qui veut dire qu'il est possible d'identifier des zones forestières de cette taille. Toutefois, il convient de remarquer que pour avoir des informations thématiques fiables, celles-ci ne doivent pas s'appuyer sur des informations à partir d'un seul pixel à cause du rapport signal-bruit⁽¹³³⁾ et doivent être insérées dans au moins un pixel dans chaque direction du pixel cible (par exemple cube de 3 par 3 pixels = 90 m x 90 m dans Landsat, soit environ 1 hectare).
- ▶ **Résolution temporelle, nuages et saisonnalité** - La disponibilité de Landsat 8 et de Sentinel-2 a rendu disponibles comme jamais auparavant certaines données, entraînant ainsi un intervalle moyen d'environ 2,9 jours entre chaque nouvelle analyse mondiale (Li and Roy, 2017). La couverture nuageuse peut rendre difficile la cartographie systématique de l'occupation du sol dans bien des régions tropicales, que l'on peut compenser en augmentant la résolution temporelle qui permet de combler les lacunes au niveau des informations. La saisonnalité, causée par de longues saisons sèches et la prédominance d'arbres à feuillage caduc, donne lieu à un important cycle annuel d'exposition de feuilles, qu'il peut être difficile de caractériser dans l'imagerie

(133) À moins que le pouvoir relatif de discrimination spectrale entre les classes thématiques ne soit élevé, ce qui dépend des conditions locales.

et qui peut mener à la détection de changements erronés dus à des cycles interannuels. Ces cycles peuvent être caractérisés correctement si l'on utilise une résolution temporelle suffisante. Les données RSO sont une bonne alternative dans les zones sujettes à des couverts nuageux persistants.

- ▶ **Accessibilité** - Un accès stable, sécurisé et aisé aux données obtenues par télédétection et aux capacités de traitement des données constitue un critère important qui doit être pris en compte si l'on veut garantir le bon fonctionnement des systèmes de surveillance. Beaucoup de missions, comme Landsat et Sentinel, ont une politique de données ouvertes qui permet un accès libre à leurs données; l'accès est facilité par des portails et par différents moyens de sorte que les données sont accessibles à tout moment selon les besoins. Actuellement, les options de pré-traitement et de traitement de ces données dans le nuage (**Section 1.3.3**) sont disponibles, mais il est important de comprendre si ces processus sont destinés à le rester ou non à l'avenir, et quels en sont les risques. Ne pas avoir accès aux données et aux options de traitement en temps voulu peut entraîner un risque majeur dont il faut tenir compte dans la prise de décisions (par exemple un compromis sur l'exactitude peut contribuer à améliorer la cohérence).
- ▶ **Couverture historique** - Pour pouvoir établir des niveaux de référence et être capable de cartographier les changements sur la surface du sol, il faut disposer de données historiques. Actuellement, Landsat est la seule mission satellite capable de fournir des données sur presque tous les points de la Terre depuis l'an 2000 (**Section 3.1.1**), mais cette situation va changer au fur et à mesure que les autres systèmes satellitaires se développent.
- ▶ **Coût** - Le coût de l'accès aux données et de leur traitement est un des principaux aspects à prendre en compte dans chaque pays au moment de choisir les données de télédétection à utiliser. Il s'agit d'examiner attentivement le rapport coût/bénéfices des utilisations actuelles et futures ainsi que la disponibilité des fonds pour couvrir les frais à venir. Certains bénéfices supplémentaires peuvent être obtenus par exemple par l'amélioration de la discrimination thématique et de la résolution spatiale et temporelle mais il faut savoir que ces bénéfices sont susceptibles de compenser les coûts supplémentaires.
- ▶ **Perspective future** - La perspective future de l'acquisition et du traitement de données d'imagerie est un critère important au moment de choisir la source des données obtenues par télédétection. Le SNSF doit produire des données de manière systématique et cohérente et c'est pourquoi il est important d'utiliser une imagerie qui respecte ces mêmes critères et d'avoir accès à tout moment à des instruments pour le traitement. S'il est vrai que les missions Landsat et Sentinel sont confirmées pour les dix prochaines années (**CEOS, 2020**), la poursuite d'autres missions ou la production de produits mondiaux n'est pas forcément garantie. Il en va de même pour les instruments dont l'élaboration et le maintien sont susceptibles de s'interrompre.
- ▶ **Propriété nationale des données** - Il est important que toutes les données soient pleinement approuvées et acceptées à travers les **dispositifs institutionnels** prévus dans le SNSF.

Encadré 27: Remarques particulières pour la surveillance des forêts dans les régions tropicales sèches

Les régions tropicales sèches, où la végétation est caractérisée par des savanes, des zones boisées et des forêts sèches, posent des défis particuliers pour la surveillance des forêts. En général, on peut s'attendre à des précisions plus faibles de la part de la cartographie basée sur l'observation de la Terre dans ces types de végétation, avec les complications associées:

- ▶ **Caractère saisonnier** - Une saison sèche prolongée et la prédominance des arbres à feuilles caduques se traduisent par un fort cycle annuel de feuillage, qui peut être difficile à caractériser en imagerie. Ce cycle peut montrer des différences interannuelles dans

l'affichage des feuilles, ce qui permet de détecter des changements erronés. Dans les savanes, les herbes et les couverts d'arbres ont des cycles phénologiques distincts et se chevauchant, qu'il est difficile de séparer en une série temporelle.

- ▶ **Hétérogénéité du paysage** - La structure de la végétation varie sur de petites échelles spatiales, la forêt à couvert fermé et les savanes ouvertes coexistant dans un même paysage. Le signal associé à la forêt et au changement de forêt sera généralement différent entre ces structures de végétation.
- ▶ **Incendies** - Les incendies sont très fréquents dans les savanes pendant la saison sèche, provoquant des changements abrupts des propriétés de la surface qui ne sont généralement pas associés au déboisement ou à la dégradation.
- ▶ **Changements de faible ampleur** - Dans les régions tropicales sèches, la diminution du couvert forestier signifie que les changements dans le couvert forestier sont intrinsèquement de moindre ampleur, et donc plus difficiles à détecter.

Expérience des quatre questions ci-dessus dans trois pays de forêt sèche en Afrique australe: Le Mozambique, la Namibie et la Zambie ont servi à fournir les orientations suivantes qui devraient être prises en considération par les pays:⁽¹³⁴⁾

- ▶ **Cartographie de l'utilisation des terres/de l'occupation du sol** - Les images optiques (par exemple Sentinel-2) doivent être sélectionnées à une période pertinente de l'année (par exemple, lors de la saison des pluies ou au début de la saison sèche), en tenant compte du caractère saisonnier de la phénologie de la végétation, de la fréquence des feux et de la couverture nuageuse. L'empilement d'images composites provenant de plusieurs saisons peut améliorer la séparabilité des types de végétation, lorsque leurs cycles phénologiques diffèrent. L'inclusion de l'imagerie radar dans une classification peut faciliter la discrimination des catégories d'affectation des terres (Joshi *et al.*, 2016) (par exemple, Sentinel-1), et les radars à longue longueur d'onde peuvent aider à la caractérisation du couvert forestier (Naidoo *et al.*, 2016) (par exemple ALOS PALSAR 1/2, NISAR).
- ▶ **Cartographie de la biomasse** - Il existe une relation bien étudiée entre la rétrodiffusion radar en bande L et la biomasse aérienne dans les régions tropicales sèches (Mitchard *et al.*, 2009), qui, contrairement aux forêts tropicales denses, ne saturent généralement pas. Le changement de la biomasse peut indiquer un déboisement, une dégradation et une (re)croissance (McNicol *et al.*, 2018).
- ▶ **Détection des changements** - Les séries temporelles par satellite n'ont pas encore produit d'informations cohérentes sur les changements de l'occupation du sol dans les régions tropicales sèches, contrairement aux forêts plus denses. Les difficultés de détection des changements forestiers peuvent être atténuées par la comparaison d'images de la même saison, par exemple la classification des changements à l'aide d'images composites de la saison humide où les feuilles sont visibles. La normalisation des images peut faciliter la détection des changements en cas de variations saisonnières, y compris la «normalisation spatiale» dans les paysages hétérogènes (Hamunyela *et al.*, 2016). Lorsqu'elle est disponible, la rétrodiffusion radar en bande L peut offrir une approche alternative à la classification des changements dans les zones ayant une couverture de la canopée modérée, et est particulièrement favorable lorsque les images optiques sont

⁽¹³⁴⁾ Voir le **projet SMFM** pour obtenir des détails sur l'expérience acquise lors de l'essai des outils dans trois pays à forêts sèches.

influencées par la coexistence d'arbres et d'herbes.

La stratégie de surveillance employée doit tenir compte des propriétés de la végétation surveillée. En raison de leur variation structurelle, aucune stratégie de surveillance unique ne sera pleinement applicable à l'ensemble des régions tropicales sèches. Une subdivision en régions ayant des types de végétation similaires peut être nécessaire, permettant l'application de méthodes de surveillance appropriées au niveau local.

3.1.5.2 Données de référence

Comme il est dit dans la **Section 4.2.3**, les données de référence sont les données qui représentent les conditions de terrain de référence, qui sont essentielles pour fournir une estimation des zones conformément aux Lignes directrices du GIEC. Si certains points cités plus haut sont aussi valables pour les données de référence, il convient toutefois d'en mentionner d'autres:

- ▶ **Source des données de référence** - Les données de référence peuvent être collectées à l'aide d'observations directes des conditions du sol effectuées par des équipes de terrain ou en examinant les données satellite et les photographies aériennes. La collecte des données pour une estimation des zones à travers l'inventaire au sol est parfois possible mais elle s'avère souvent difficile d'un point de vue logistique et/ou trop onéreuse, et même, certaines zones éloignées peuvent être inaccessibles, surtout dans les pays tropicaux. De ce fait, les données de référence sous forme d'interprétation des données satellite et, quelque fois, des orthophotos aéroportées, sont souvent utilisées. La résolution spatiale et la précision des données de référence doivent être d'une qualité au moins égale et si possible supérieure à celle des données cartographiques (Olofsson *et al.*, 2014). Toutefois, si l'on ne dispose pas d'une imagerie de plus haute résolution, une unité d'échantillonnage attentivement et manuellement interprétée devrait s'avérer plus exacte qu'une classification automatisée, même si la source des données utilisée est la même dans les deux cas. L'interprétation humaine peut fournir des informations sur le contexte spatial et sur la structure spatiale qui sont des éléments difficiles à introduire dans les méthodes automatisées basées sur les machines. Toutefois, il est important que les interprètes utilisent toutes les sources disponibles afin d'avoir suffisamment d'informations et de connaissance du contexte pour arriver à classer l'échantillon de manière sûre. Par exemple, examiner des séries temporelles denses de l'imagerie (par exemple des données des archives Landsat) ou même examiner l'imagerie d'avant ou d'après la période analysée devrait permettre, le plus souvent, d'obtenir des informations contextuelles qui permettent d'observer des conditions de référence au niveau des unités d'échantillonnage locales. Utiliser les données d'une série temporelle est une action particulièrement importante au moment de collecter les observations des changements des terres. Par exemple, examiner toutes les observations Landsat disponibles dans plusieurs bandes spectrales au niveau de zones échantillon permet d'augmenter fortement la capacité à déterminer si la surface du sol a changé et comment. Plusieurs outils comme **Collect Earth Online** ou **AREA2** permettent d'accéder à des sources d'imagerie satellite, allant de l'imagerie à haute résolution aux séries temporelles des archives Landsat et Sentinel.
- ▶ **Qualité des données collectées** - La qualité des ensembles de données de référence doit faire l'objet d'un contrôle attentif afin d'en garantir le niveau le plus élevé possible. Comme nous l'avons dit, cela exige que l'on utilise la résolution la plus haute et des analyses les plus détaillées des données-source disponibles. Il convient aussi de mettre en place un processus adéquat d'assurance de la qualité afin de minimiser les erreurs d'interprétation, systémiques et random, à l'aide d'une procédure de double interprétation et de calibrage en début de processus, qui peut être réduit graduellement au fur et à mesure que les différences entre chaque interprète diminuent au point d'être pratiquement similaires. Quelle que soit la qualité des ressources et de l'expérience des interprètes, le recours aux interprétations comme données de référence engendre d'autres incertitudes. Des recherches récentes montrent que la variabilité et les biais des mesures découlant d'interprétations incohérentes peuvent avoir d'importantes conséquences dans l'interprétation de l'occupation du sol (Pengra *et al.*, 2019; McRoberts *et al.*, 2018c). Des données de référence imparfaites peuvent avoir des effets importants sur l'estimation des

changements (Foody, 2010).

- ▶ **Unité cartographique minimale et définition de la forêt** - L'unité cartographique minimale se caractérise en fonction de la zone minimale de la définition de la forêt et de la résolution spatiale. Néanmoins, pour la collecte des données de référence, d'autres questions liées à l'élaboration de la réponse sont à prendre en considération. Pour la collecte des données de référence, différentes unités d'échantillonnage, différentes unités de support et différentes règles doivent être appliquées dans le protocole d'étiquetage, ce qui donne lieu à des résultats différents en termes de condition de référence. La **GFOI, (2018)** apporte plusieurs exemples des approches les plus couramment utilisées dans différents contextes, ainsi que leurs effets. L'examen attentif de l'unité cartographique minimale, l'opérationnalisation de la définition de la forêt, et la définition de la réponse ainsi que ses effets doivent être faits.

3.1.5.3 Estimation de la biomasse

Le **RSO (radar à synthèse d'ouverture)** et l'instrument **LiDAR** fournissent des informations supplémentaires sur la structure de la canopée de la forêt, qui permettent de prédire et d'estimer la biomasse à partir de leurs indicateurs. L'estimation de la biomasse doit également examiner l'accessibilité, le coût et la disponibilité future des données. De même, elle doit tenir compte des aspects techniques liés à la capacité d'utiliser les données obtenues à partir de ces capteurs en vue de prédire et d'estimer la biomasse. L'utilisation de cartes de la biomasse établies à partir de données obtenues par télédétection est analysée plus en détail dans la **Section 4.3.1.2**.

3.2 Observations de terrain

Les observations de terrain sont nécessaires pour évaluer les bassins de carbone, le dioxyde de carbone, les émissions et les absorptions de GES pour les activités REDD+, quelle que soit la méthode d'échantillonnage ou d'inférence utilisée. Elles sont aussi importantes dans le calibrage des algorithmes qui permettent le traitement des données obtenues par télédétection et en tant que données de référence pour une évaluation précise des techniques de traitement des données.

Les observations de terrain sont utilisées pour évaluer les facteurs d'émissions et d'absorptions, établir des modèles de croissance pour différents types de forêts, paramétrer des modèles de Niveau 3 et pour estimer les données sur les activités en combinaison avec les cartes des changements. Il est important de tenir compte du lien entre les données de terrain et les données obtenues par télédétection en ce qui concerne la manière dont elles sont utilisées et insérées dans un SNSF, et tout spécialement de la compatibilité de la géométrie de la parcelle de terrain et de celle du pixel ou de l'unité cartographique minimale (MMU) des données obtenues par télédétection.

Bien que la disponibilité varie d'un pays à l'autre, quelques exemples d'observations de terrain pertinentes sont donnés ci-dessous:

- ▶ Les inventaires forestiers nationaux, les inventaires forestiers infranationaux, et les évaluations des forêts basées sur la mesure de parcelles ou de transects.
- ▶ Les études de terrain et sur la croissance, les études de modélisation portant sur l'élimination du bois récolté et la biomasse des arbres.
- ▶ Les données sur l'utilisation des terres, la gestion des terres, l'historique des perturbations, et le type de sol, peuvent toutes servir à orienter le choix et l'application des facteurs d'émissions et d'absorptions.

- ▶ Les données issues des parcelles étudiées qui peuvent être utilisées pour estimer les émissions et les absorptions dans la biomasse aérienne et souterraine, la litière, le bois mort et les sols.
- ▶ Les observations de terrain susceptibles d'être converties en facteurs d'émission/absorption des GES non CO₂ provenant des sols et des incendies.

Chacun de ces exemples peut être classé dans l'un des trois types d'observations de terrain décrits dans le présent chapitre: données de l'inventaire forestier national, données de la surveillance régulière du site, et autres données.

Dans le cadre de REDD+, le choix entre la méthode de différence des stocks et la méthode gains-pertes, permettant d'estimer les émissions/absorptions, dépend de la série temporelle des données existantes. Pour utiliser la méthode de la différence des stocks, les IFN ou tout autre programme complet d'échantillonnage au sol doit avoir collecté au moins deux cycles de données pour estimer les émissions/absorptions. Toutefois, comme il faut parfois plusieurs années avant qu'un nouvel IFN ne collecte deux cycles de mesures, la plupart des pays n'appliquent pas encore cette méthode.

En ce qui concerne la méthode gains-pertes, les facteurs d'émissions et d'absorptions peuvent être estimés en utilisant des données provenant de l'IFN ou des sites de surveillance régulière et d'autres données de terrain. De manière générale, le SNSF est efficace quand il relève les informations pertinentes existantes avant de commencer un nouvel échantillonnage, et quand il analyse les lacunes afin de trouver la stratégie d'échantillonnage la plus efficace pour collecter les éventuelles données de terrain supplémentaires. L'accès aux séries de données originales, les protocoles de collecte des données et la documentation des contrôles de la qualité des données sont importants si l'on veut obtenir des rapports transparents et des évaluations des estimations produites. En vue de conserver leur représentativité, ainsi que la cohérence entre les définitions et les protocoles, les données doivent être stratifiées selon le type de forêt, l'état des sols et les conditions climatiques, la topographie, et la nature des perturbations forestières dues à des facteurs anthropiques ou naturels (**Section 2.3.1**).

3.2.1 Inventaires forestiers nationaux

Les inventaires forestiers nationaux sont élaborés dans de nombreux pays afin d'avoir des estimations toujours actuelles sur les conditions et les tendances des ressources forestières nationales. Les IFN sont souvent mis en œuvre dans le cadre d'un SNSF qui collecte les observations de terrain, qui sont habituellement collectées sur des parcelles fixées selon un modèle d'échantillonnage probabiliste, **des observations par télédétection et d'autres sources de données**, comme le climat, la topographie, la propriété et des facteurs moteurs. La plupart des IFN fournissent des informations non seulement sur les terres forestières, mais aussi sur le volume, la biomasse et le carbone des forêts du pays, ainsi que sur les changements que ces attributs subissent au fil du temps. Le nombre de parcelles, et par conséquent le nombre de données de terrain collectées par les IFN, dépend habituellement du niveau de précision que l'IFN souhaite atteindre dans les estimations d'un attribut donné à une échelle spatiale donnée, et l'intervalle de confiance souhaité (par exemple estimer à l'échelle nationale la biomasse forestière en deçà de +/-10 pour cent à un niveau de confiance de 90 pour cent. La capacité à différencier les réservoirs de carbone dépend des critères de mise en œuvre spécifiques établis par l'IFN (par exemple si les données carbone du sol sont collectées, et si les stocks de carbone souterrains sont évalués).

3.2.1.1 Capacité à estimer les émissions et les absorptions

Beaucoup de pays possèdent au moins quelques données IFN qui peuvent être utilisées pour estimer les émissions des activités REDD+. Les IFN bien conçus sont ceux qui se basent sur des plans d'échantillonnage probabilistes, dotés de propriétés statistiques bien comprises qui permettent que les estimations erronées soient interprétées et qui facilitent la création d'intervalles de confiance. Les IFN sont une importante source d'information pour l'estimation des émissions et des absorptions, en particulier en ce qui concerne la biomasse aérienne et, par extension, la biomasse souterraine. Les IFN tiennent compte de plus en plus des réservoirs de bois mort et certains ont commencé à acquérir des informations sur le carbone organique du sol et la litière, bien qu'estimer les changements temporels dans ces réservoirs soit une opération difficile. Les IFN, bien qu'étant traditionnellement conçus pour l'évaluation des ressources forestières (souvent en étroite collaboration avec les institutions de recherche forestière), rassemblent pour la plupart des informations sur les variables écosystémiques et, en les combinant à d'autres sources de données (comme les interviews à des propriétaires terriens ou des résidents), ils fournissent des informations sur les facteurs moteurs du changement forestier. La réalisation d'un IFN est une excellente occasion de se confronter aux défis et aux questions pratiques qui se posent dans la surveillance des forêts, et l'expérience sur le terrain développée par un IFN est extrêmement utile pour comprendre la relation entre les données de terrain et les données obtenues par télédétection.

L'utilité des données sur les émissions et les absorptions pour REDD+ que les IFN peuvent fournir dépend de la quantité et du type de mesures collectées, de la cohérence de la mise en œuvre de l'IFN avec les exigences imposées par le plan d'échantillonnage, et de la relation entre la taille de l'échantillon et la variabilité de l'attribut d'intérêt présent dans l'unité du rapport géographique. Par exemple, si seules les zones forestières sont échantillonnées, alors aucun facteur d'émission lié à une conversion de/vers une terre forestière ne peut être estimé, car il n'existe aucune information sur les stocks de carbone avant/après. Par ailleurs, si l'IFN a été conçu pour produire des estimations d'un attribut donné pour l'ensemble du pays, les estimations pour les sous-populations géographiques seront probablement moins précises du fait de la taille plus petite des échantillons. Lorsque le plan d'échantillonnage est adéquat et au moins deux cycles de mesures ont été réalisés, les données IFN peuvent être utilisées pour estimer directement les émissions/absorptions REDD+, en utilisant la méthode de différence des stocks. Néanmoins:

- ▶ Les plans d'échantillonnage IFN existants ne sont pas forcément adéquats pour estimer les changements dans l'affectation des terres ou dans l'occupation du sol pour les activités REDD+ telles que le déboisement ou la dégradation des forêts, et cela contribue à accroître les incertitudes dans l'estimation des émissions/absorptions pour certaines activités. Or pour répondre à ces objectifs, il peut être demandé d'augmenter la taille des échantillons et/ou d'intégrer des données obtenues par télédétection (**Section 2.4.2**).
- ▶ Bien que les parcelles de l'échantillon IFN sont habituellement géoréférencées, et par conséquent peuvent être combinées à d'autres données comme les enquêtes sociales ou les données SIG, elles ne fournissent généralement pas suffisamment d'informations pour effectuer le traçage des facteurs moteurs REDD+.
- ▶ À moins que l'IFN n'inclue des observations de parcelles qui ne correspondent pas à la définition de la forêt du pays, il s'avère parfois difficile d'identifier les facteurs moteurs des pertes de forêt (par exemple conversion de terres forestières en terres agricoles) et des gains de forêt (par exemple le boisement des zones qui étaient précédemment agricoles).
- ▶ Bien qu'il soit souhaitable de disposer d'un IFN pour l'ensemble d'un pays, la logistique de ce type de dispositif est souvent complexe et coûteuse dans les pays de grande dimension, surtout

pour ceux qui ont de vastes zones forestières non commerciales.

- ▶ Du fait de la plus grande longueur des cycles d'inventaire, les pays ont tendance à adopter la méthode gains-pertes plutôt que la méthode de différence des stocks pour l'estimation des émissions/absorptions liées aux activités REDD+.

Un cycle de données IFN peut être utilisé pour appuyer la méthode gains-pertes et, à condition de les remesurer, il peut être utilisé directement dans l'estimation des changements dans les stocks de carbone. Remesurer les parcelles IFN peut apporter de nombreux avantages. Premièrement, les observations des changements de la biomasse et des stocks de carbone dans les parcelles IFN entre deux points temporels peuvent servir à estimer les facteurs d'émission et d'absorption, ou à construire des plans de croissance des forêts, des débris et du carbone du sol qui remplissent les critères du Niveau 3 pour la biomasse aérienne, tels que définis dans les GPG2003. Deuxièmement, avec des plans d'échantillonnage appropriés, les données d'utilisation des terres et de changement d'affectation des terres au niveau des parcelles de l'IFN peuvent fournir des estimations des superficies de catégories particulières de changement d'affectation des terres. En troisième lieu, quand les plans sont utilisés pour améliorer l'estimation des activités REDD+, les IFN et les données existantes peuvent être utilisées pour élaborer et vérifier le modèle.

Quand des mesures répétées sont obtenues sur les mêmes parcelles et non pas sur des parcelles à chaque fois différentes, le changement moyen annuel (et le changement carbone qui y est associé) peut être estimé avec plus de précision (voir **Section 5.3.3.3 des GPG2003**). Le choix du moment où l'on remesure une parcelle IFN varie de quelques années dans les environnements en croissance rapide à cinq voire dix ans dans les environnements à croissance plus lente. La fréquence peut être moindre pour les environnements pour lesquels l'accès et la prise de mesure suppose des frais plus élevés, ou pour les forêts à faible valeur commerciale. Chaque année une partie de toutes les parcelles est mesurée, de sorte que l'ensemble des parcelles est mesuré au bout de cinq à dix ans. Dans un système de grappes interpénétrées, les parcelles mesurées chaque année (une grappe) sont systématiquement combinées avec les autres grappes mesurées les autres années, et l'on produit ainsi des estimations pour l'ensemble de la zone chaque année. Heikkinen *et al.* (2012) les méthodes pour produire des estimations plus précises en combinant des données de grappes à d'autres données. Les enquêtes annuelles présentent également des avantages au niveau de l'organisation et des financements (**Chapitre 1**).

Lorsque les données IFN sont (ou peuvent être) groupées selon l'activité REDD+, il est probable qu'elles constituent des sources importantes de données pour estimer les facteurs d'émissions et d'absorptions utiles dans la méthode gains-pertes, ou utiles pour réaliser les modèles Niveau 3 sur la croissance de la forêt, les débris et le carbone du sol en utilisant la méthode de différence des stocks. Si la superficie associée à l'IFN ne correspond pas spatialement à la superficie de terres à laquelle le MNV doit être appliqué, ou si l'IFN n'est pas bien conçu, l'utilisation des données de l'IFN pour le MNV pourrait être remis en cause. Dans ce cas, il peut s'avérer plus approprié de notifier les incohérences de manière transparente, puis de modifier le plan en y incluant les terres appropriées. Les données IFN existantes peuvent probablement toujours servir au calibrage et à la vérification des données obtenues par télédétection. De plus, les données peuvent servir à créer et paramétrer des modèles à utiliser dans le cadre de méthodes assistées par modèle ou basées sur un modèle.

3.2.1.2 Caractéristiques générales

L'expérience de l'inventaire forestier est nettement moins grande dans les forêts tropicales que dans les forêts boréales et tempérées. Les IFN les plus anciens, dont la plupart concernent les forêts tempérées et dans une moindre mesure les forêts boréales, sont bien documentés en termes de

validité et d'exhaustivité des données, des hypothèses et des modèles. Les forêts tropicales diffèrent considérablement des forêts boréales et tempérées surtout en ce qui concerne la diversité des espèces d'arbres, la présence de très grands arbres, et le taux de récupération après la perturbation de la forêt. Cela rend plus difficile l'estimation de la biomasse forestière et le changement de la biomasse à toutes les échelles spatiales, que ce soit au niveau local, du paysage, régional ou national. Bien que les nouveaux IFN tropicaux n'aient pas une histoire aussi longue et qu'ils puissent rencontrer des difficultés supplémentaires au moment de localiser et de remesurer les parcelles dans des zones difficiles d'accès, les leçons apprises des inventaires forestiers réalisés dans les pays non tropicaux peuvent aider à prendre des décisions concernant le plan d'échantillonnage, les protocoles de terrain et les estimateurs statistiques. FAO(2017) fournit des orientations sur de nombreux aspects des IFN.

Habituellement les IFN utilisent des groupes de parcelles ou des grappes de sous-parcelles (**Section 3.2.1.5**) comme des composantes des plans d'échantillonnage probabilistes pour l'ensemble d'un pays. Les estimations basées sur un échantillonnage probabiliste prévoit que soit toutes les parcelles peuvent accueillir des visites physiques et leurs mesures peuvent être collectées, soit si certaines parcelles ne peuvent pas accueillir des visites physiques (parcelles de non-réponse), ces parcelles sont distribuées au hasard dans l'échantillon (**Section 3.2.1.6**). Les observations et les mesures sur ces parcelles varient, mais elles comprennent toujours les données sur le couvert forestier et sur le niveau arboricole, comme les espèces et les diamètres, qui peuvent être utilisées avec des modèles allométriques pour prédire les volumes et la biomasse des arbres individuellement (Lawrence *et al.*, 2010). Plutôt que mesurer la hauteur de tous les arbres, pensez à mesurer la hauteur d'une série d'arbres-échantillon sur chaque parcelle. Les hauteurs manquantes peuvent être estimées à l'aide de modèles spécifiques basés sur les arbres mesurés (par exemple Mehtätalo *et al.*, 2015). Les prédictions sur le niveau des arbres sont rassemblées pour estimer le volume des arbres de la parcelle ou la biomasse et le stock de carbone. De plus, l'IFN collecte souvent des données sur la diversité des espèces d'arbres et arbustes et sur la topographie générale. Il arrive moins fréquemment que les observations ou les mesures comprennent aussi des aspects relatifs à la litière et autres matières mortes, l'historique du site (par exemple des traces de perturbations passées), les caractéristiques du sol, et des caractéristiques de la canopée (par exemple Vesa *et al.*, 2010 décrit l'échantillonnage du sol de plusieurs sous-parcelles par grappe). Ces données IFN sont typiquement utilisées pour estimer les paramètres de la population forestière, y compris ceux qui concernent la production ou l'exploitation du bois, à des niveaux de précision considérés pertinents pour la planification à l'échelle nationale. Les plans IFN existants ont été optimisés en trouvant un compromis entre les niveaux de précision souhaités et les coûts de l'inventaire attendus.

Les IFN utilisent habituellement un des plans d'échantillonnage probabilistes suivants: échantillonnage aléatoire simple, échantillonnage systématique, échantillonnage stratifié ou, moins souvent, échantillonnage double pour la stratification. L'échantillonnage de probabilité exige que chaque emplacement potentiel de parcelle ait une probabilité connue supérieure à zéro, d'être sélectionnée pour l'échantillon et qu'un schéma de randomisation soit utilisé pour sélectionner l'échantillon. Les IFN utilisent généralement les données, ainsi obtenues, avec des estimateurs non biaisés pour estimer les moyens, les totaux, les changements et leurs variations. Les estimations des sous-ensembles des zones forestières originales sont possibles si les différentes parcelles peuvent être regroupées dans des domaines ou des strates. Le nombre de parcelles nécessaires dépend de la variabilité de la population, de la précision attendue, et de la taille des domaines de l'estimation. Par exemple, les estimations d'une précision acceptable des zones appartenant à des classes plutôt rares comme le déboisement requièrent un plus grand nombre de parcelles que celles qui seraient nécessaires dans le cas d'attributs plus courants. La tendance naturelle est d'échantillonner uniquement les zones boisées sur des cartes (stratification en zones forestières vs. zones non forestières sans échantillons en zones non forestières; **Section 3.2.1.3**). Toutefois, comme les zones forestières changent avec le temps, des augmentations ou des diminutions de la surface considérée comme étant

une zone forestière peuvent ne plus correspondre aux principes de l'échantillonnage probabiliste et, par conséquent, compromettre la nature non biaisée des estimateurs. Le problème peut être évité en élargissant le plan IFN à tous les types d'affectation des terres ou, du moins, à celles susceptibles de devenir des terres forestières avec le temps. Faut de quoi, l'IFN ne sera pas réceptif au boisement ou reboisement et ne détectera que les pertes des zones forestières. De plus, si la portion de la forêt de la carte forestière est utilisée en tant que population, l'inventaire se base sur la fragile hypothèse qui consiste à dire que la carte qui indique les zones de forêt et de non-forêt est correcte.

Les IFN qui se basent sur un échantillonnage systématique sont relativement spatialement équilibrés et ils utilisent généralement des systèmes de grille où les parcelles sont situées aux intersections de la grille ou bien de manière aléatoire à l'intérieur des cases de la grille. L'échantillonnage systématique contribue à élargir l'échantillon à toutes les conditions et, en général, il améliore la précision. Afin de répondre à l'hypothèse que chaque parcelle, où qu'elle se situe, ait la même possibilité d'être choisie pour l'échantillonnage, les grilles doivent être créées selon une projection équivalente des zones, afin d'éviter des changements de case dus à des changements de latitude. Les grilles qui utilisent la latitude et la longitude sont à éviter, car elles ne permettent pas d'obtenir des cases de zones équivalentes dans l'optique nord-sud. Lorsque l'on utilise une projection cartographique de zones équivalentes, les grilles triangulaires et hexagonales produisent une quantité minimale de distorsion apparente de la taille des cases, bien que les grilles carrées et rectangulaires fournissent environ les mêmes cases de zones équivalentes à l'échelle spatiale de la plupart des pays pris individuellement. Dans l'idéal, le point de départ de la grille est située de manière aléatoire et la grille a une orientation aléatoire, évitant ainsi de se conformer à des caractéristiques anthropiques, qui tend à être nord-sud ou est-ouest dans certaines régions. Si les positions des parcelles se trouvent aux intersections de la grille ou à des points fixes à l'intérieur de cases, alors connaître la taille de la grille et la position d'une parcelle permet de trouver facilement d'autres parcelles, ce qui crée les conditions pour que les gestionnaires des terres puissent traiter ces parcelles différemment du paysage environnant (traitement biaisé). Le choix aléatoire des positions des parcelles dans chaque case de la grille répond à l'hypothèse de l'échantillon probabiliste et évite d'éventuels traitements biaisés, qui pourraient devenir un problème dans le cas de paiements basés sur les résultats. Si le choix aléatoire de la position d'une case dans la grille se trouve hors des limites de la population, aucun échantillon n'est pris pour cette case, même si la majeure partie de cette case se trouve à l'intérieur de la population. Par exemple, si une case se trouve dans une zone côtière (ou à la frontière d'un pays) et que la position de la parcelle choisie se trouve dans l'océan (ou dans le pays voisin), aucune observation n'est collectée pour cette case.

Si les parcelles IFN sont distribuées en recourant à une grille systématique qui recouvre uniquement un sous-ensemble du paysage, on peut utiliser le même espacement de la grille pour étendre l'échantillon à des zones que l'on n'avait pas prévu d'inclure au départ. Par exemple si l'échantillon de départ était limité aux forêts naturelles, telles que représentées sur la carte, l'échantillon peut être élargi et inclure des zones qui correspondent à la définition de la forêt mais se situent hors de la carte de départ des forêts naturelles.

3.2.1.3 Estimation stratifiée

Les IFN, comme d'autres programmes de suivi basés sur l'échantillonnage, a parfois recours à la stratification dans son plan d'échantillonnage. En statistique, la stratification subdivise une population en sous-populations, appelées strates, et vise deux objectifs principaux:

1. pour identifier les sous-populations clés comme la forêt primaire par opposition à la forêt naturelle modifiée, ou la zone forestière déboisée par opposition à la zone forestière non perturbée

pour laquelle des estimations différentes sont nécessaires;

2. pour réduire l'incertitude (augmenter la précision) des estimations pour les paramètres de la population et/ou les paramètres de la sous-population choisie.

Les deux objectifs ne s'excluent pas mutuellement.

Le processus de stratification rassemble des unités individuelles de populations, comme les peuplements forestiers ou les pixels d'images. Si l'objectif principal de la stratification est la réduction de l'incertitude, alors les unités de populations classées dans une même strate devraient se ressembler entre elles davantage que les unités des autres strates. Comme alternative à la stratification, il existe des méthodes assistées par modèle qui peuvent produire des résultats plus précis.

Il existe deux approches courantes à la stratification. L'une se caractérise par l'échantillonnage et l'estimation stratifiées et l'autre par une estimation post-stratifiée basée sur un échantillonnage d'égal probabilité. La principale différence entre les deux approches est le critère de dépendance, ou d'indépendance, de l'échantillonnage par rapport à la stratification. Ces deux approches sont parfois appelées respectivement de pré-stratification et de post-stratification, bien que ces termes donnent souvent lieu à de mauvaises interprétations. Dans le cas de l'estimation post-stratifiée, l'échantillonnage est mené indépendamment de la stratification, soit avant soit après avoir défini les strates. Dans les deux approches d'échantillonnage stratifié et d'estimation post-stratifiée, les strates doivent couvrir toute la population, sans superposition ni lacunes, et par conséquent elles ont des poids de strate connus.

Dans le cas de l'échantillonnage stratifié, la stratification précède l'échantillonnage, essentiellement afin que les tailles souhaitées des échantillons de chaque strate soient respectées et l'on peut donc dire que l'échantillonnage dépend de la stratification. La taille des échantillons peut être attribuée à chaque strate selon une attribution proportionnelle (basée sur les zones des strates), selon l'allocation de Neyman (basée sur les variances des strates) ou selon une attribution optimale basée sur la combinaison de la variance et du coût (Cochran, 1977). Pour un suivi à long terme, l'attribution proportionnelle est typiquement utilisée et recommandée afin d'éviter la complexité des probabilités des variations dans la sélection des parcelles (Schreuder *et al.*, 1993). Ces règles d'attribution sont les plus courantes mais il arrive que les parcelles soient attribuées de manière disproportionnée à des strates pour d'autres raisons. À titre d'exemple, une plus grande intensité d'échantillonnage peut être souhaitable pour les terres forestières soumises à des activités humaines plus que pour les forêts éloignées et inaccessibles généralement non soumises aux activités humaines. Comme second exemple, l'échantillonnage stratifié peut garantir des tailles d'échantillon suffisantes pour atteindre les niveaux de précision souhaités pour des strates définies par des classes d'activités rares telles que le déboisement (Olofsson *et al.*, 2013). Un troisième exemple consiste à choisir où utiliser les différentes configurations des parcelles: on peut choisir d'utiliser une configuration de parcelle dans les forêts des zones côtières de mangrove en n'utilisant qu'une seule configuration de parcelle dans chaque strate.

Les estimateurs stratifiés se présentent sous la forme suivante:

Équation 6

$$\widehat{\mu} = \sum_{h=1}^H W_h \widehat{\mu}_h$$

avec une variance qui ignore le facteur de correction pour une population finie à cause des faibles taux d'échantillonnages typiques de l'application des inventaires forestiers,

Équation 7

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) = \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n_h}$$

où :

Équation 8

$$\widehat{\mu}_h = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi} \text{ is the estimate of the within-stratum mean}$$

Équation 9

$$\widehat{\sigma}_h^2 = \frac{1}{n_h - 1} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - \widehat{\mu}_h)^2 \text{ is the estimate of the within-stratum variance}$$

$h = 1, \dots, H$ indique les strates y_{hi} est l'observation pour i^{th} l'unité de l'échantillon de référence dans la h^{th} strate, W_h est le poids de la strate calculé comme étant la proportion de la population, et n_h est la taille de l'échantillon de référence à l'intérieur de la strate.

Lorsque l'échantillonnage stratifié n'est pas utilisé, l'estimation stratifiée peut toujours permettre d'accroître la précision des estimations. Cette approche, qualifiée de post-stratification, peut être utilisée avec des données qui s'appuient sur un plan d'échantillonnage d'égale probabilité afin de créer une post-strate homogène. Dans le cas d'une post-stratification, l'échantillonnage est mené indépendamment de la stratification, soit avant soit après avoir défini les strates. Par exemple, un IFN peut utiliser uniquement des parcelles permanentes choisies avec une égale probabilité parmi la population et, par conséquent, le plan d'échantillonnage ne change pas avec le temps. L'estimateur post-stratifié dans ce cas est le même que celui de l'estimateur stratifié. Toutefois, dans le cas de la post-stratification, la taille des échantillons à l'intérieur des strates ne peut pas être contrôlée et est aléatoire. L'estimateur de variance post-stratifié (Cochran, 1977, eq. 5A.40) tient compte de ce

caractère aléatoire et prend la forme suivante:

Équation 10

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) = \sum_{h=1}^H \left[W_h \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n} + (1 - W_h) \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n^2} \right]$$

où n est la taille totale de l'échantillon.

La période de pénalité due au fait que la taille des échantillons est aléatoire est en général courte, surtout quand la taille des échantillons dans les strates est suffisamment grande pour pouvoir ressembler à la taille des échantillons par attribution proportionnelle (Westfall *et al.*, 2011).

La recommandation de Cochran (1977) de ne pas dépasser les 6-8 strates a été confirmée dans les recommandations McRoberts *et al.* (2012) and McRoberts *et al.* (2013) pour l'application des IFN. Dans les deux cas, de l'échantillonnage et l'estimation stratifiés, les strates doivent être suffisamment grandes pour pouvoir accueillir des tailles des échantillons internes aux strates. Pour la post-stratification, Cochran (1977) recommande des tailles d'échantillon minimales par strate de 20, Särndal *et al.* (1992) recommandent des tailles d'échantillon minimales par strate de 10 à 20, et spécifiquement pour les inventaires des forêts tempérées, Westfall *et al.* (2011) recommandent au moins 20 parcelles par strate. Lorsque la taille des échantillons internes aux strates n'est pas suffisamment grande, il est possible de combiner plusieurs strates plus petites et de les réunir dans une strate plus grande.

Les estimateurs stratifiés et post-stratifiés de la moyenne de la population sont non biaisés dans le sens que, en moyenne, sur tous les échantillons de même taille obtenus en utilisant le même plan d'échantillonnage, l'estimation de la moyenne de la population équivaut à la vraie valeur. Toutefois, l'estimation obtenue avec un échantillon particulier peut différer sensiblement de la valeur réelle. Les estimateurs de variance stratifiés et post-stratifiés sont différents.

L'échantillonnage double pour la stratification dans la surveillance des forêts prévoit un échantillonnage en deux phases. La première phase consiste dans la classification de centaine de points-image sélectionnés de manière systématique (dans l'imagerie photo ou satellitaire) dans des strates et l'utilisation des données classifiées pour estimer le poids des strates. (Cochran, 1977, Section 12.2). D'un point de vue opérationnel, cette tâche est en cours de réalisation et elle est facilitée par les outils SIG comme **Open Foris Collect Earth Online** et des données satellite de libre accès. Les avantages de l'utilisation des cartes (qui ont des poids de strates connus) sont que l'interprétation de l'image peut utiliser une imagerie à plus haute résolution et, par conséquent, elle est plus précise et peut se faire plus tôt dans le processus. Un inconvénient est que les poids des strates sont estimés, et non pas connus comme dans le cas des cartes, ce qui introduit une variance supplémentaire. La deuxième phase consiste dans l'échantillonnage à partir de la liste des points-image de la première phase. L'échantillonnage stratifié dans la deuxième phase peut opérer une sélection soit aléatoire soit systématique à partir de la liste des points-image dans les strates en utilisant une des trois règles d'attribution de parcelles. L'estimateur de la moyenne de la population pour l'échantillonnage double est le même que l'estimateur stratifié. Toutefois, l'estimateur de variance doit accueillir les poids des strates estimés, et non pas connus. Pour des tailles de population très grandes (quantité d'unités cartographiques), N , et pour des tailles d'échantillon de la première phase, n' , de beaucoup inférieur

à N, un estimateur de variance approximatif prend la forme

Équation 11

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) \approx \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n} + \frac{1}{n'} \sum_{h=1}^H W_h (\widehat{\mu}_h - \widehat{\mu})^2$$

La deuxième phase d'échantillonnage double pour la stratification peut aussi être réalisée en utilisant un échantillonnage aléatoire simple ou un échantillonnage systématique à partir de l'ensemble de la liste des points image de la première phase, pas uniquement internes aux strates. Les estimateurs post-stratifiés sont alors utilisés et l'estimateur de la moyenne est le même que pour les autres formes de l'estimation stratifiée. Dans l'échantillonnage double, l'estimateur de variance post-stratifié accueille à la fois les poids des strates estimés et le caractère aléatoire des tailles des échantillons internes aux strates, et prend la forme (Westfall *et al.*, 2019),

Équation 12

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) \approx \sum_{h=1}^H \left[W_h \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n} + (1 - W_h) \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n^2} \right] + \frac{1}{n'} \sum_{h=1}^H W_h (\widehat{\mu}_h - \widehat{\mu})^2$$

3.2.1.4 Estimation assistée par modèle

L'estimation assistée par modèle utilise une combinaison d'observations de référence pour des unités d'échantillonnage sélectionnées en utilisant un échantillonnage probabiliste et des prédictions pour toutes les unités de population (Särndal *et al.*, 1992). Les prédictions peuvent être sous forme de valeurs d'unités cartographiques pour une carte existante, des valeurs d'unité cartographique pour une carte existante qui a été calibrée à l'aide d'observations de référence ((Næsset *et al.*, 2016), ou des prédictions faites à partir d'un modèle de relations entre la variable d'intérêt de réponse et les variables auxiliaires (McRoberts *et al.*, 2013; Næsset *et al.*, 2011). Si l'on fait l'hypothèse que les observations de l'échantillonnage de référence sont acquises en utilisant un plan d'échantillonnage d'égale probabilité, l'estimateur de la moyenne de la population s'exprime par la formule

Équation 13

$$\widehat{\mu} = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N \widehat{y}_k - \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\widehat{y}_i - y_i)$$

où k indique la population, N est la taille de la population (quantité d'unités cartographiques), i indique l'échantillon de référence, n est la taille de l'échantillon de référence, y_i est une observation d'unité d'un échantillon de référence, \widehat{y}_k et \widehat{y}_i sont respectivement des prédictions de la population (carte) et de l'unité de l'échantillon.

Le premier terme de l'estimateur est l'estimateur synthétique de la moyenne de la population, tandis que le second terme est une estimation des biais de l'estimateur synthétique dus à la cartographie systématique ou à une erreur de prédiction.

Si les prédictions sont basées sur une carte existante ou sur un modèle existant, indépendamment du fait qu'ils aient été créés pour la zone d'intérêt, l'estimateur se définit comme l'estimateur de différence assisté par modèle. Si les prédictions sont basées soit sur une carte existante recalibrée en utilisant des observations de référence pour la zone d'intérêt ou un modèle et une carte correspondante construite à partir des observations de la variable de référence et de la variable auxiliaire pour la zone

d'intérêt, l'estimateur se définit comme un estimateur de régression généralisée assisté par modèle (GREG). Dans les deux cas, l'estimateur de variance pour l'estimation de la population moyenne s'exprime par la formule

Équation 14

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}) = \frac{n}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n (\varepsilon_i - \bar{\varepsilon})^2$$

où,

Équation 15

$$\varepsilon_i = y_i - \widehat{y}_i, \quad \bar{\varepsilon} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i$$

Bien qu'il existe de nombreux exemples de GREG qui utilisent des modèles de régression linéaires, toutes les techniques de prédiction incluant des modèles non linéaires et des techniques non paramétriques comme k-Nearest Neighbours ou les forêts aléatoires peuvent être utilisés. Par ailleurs, bien que les estimateurs assistés par modèle aient été surtout utilisés pour des estimations à une variable, des techniques de prédiction à plusieurs variables, comme k-Nearest Neighbours peuvent aussi être utilisées (McRoberts *et al.*, 2017). De plus, des estimateurs assistés par modèle peuvent être utilisés avec des données acquises en utilisant des plans d'échantillonnage stratifiés, par grappes ou autres, mais dans ce cas le deuxième terme de l'estimateur de points et de l'estimateur de variance doit être modifié en conséquence. Pour des variables continues de réponse, et pour les cartes dont la résolution est semblable ou à peine plus basse que celle des données de référence, les estimateurs assistés par modèle peuvent obtenir une précision nettement meilleure que celle des estimateurs stratifiés.

Les estimateurs stratifiés et assistés par modèle destinés à estimer les données sur les activités sont décrits dans la **Section 4.2.3**.

3.2.1.5 Configuration des parcelles

Dans les IFN, la taille d'une parcelle varie en général de 0,01 à 1 ha. Il existe un compromis en ce qui concerne les coûts de l'inventaire car il faut choisir entre dépenser plus de temps sur un nombre inférieur de parcelles plus grandes ou dépenser plus de temps à voyager pour visiter un plus grand nombre de parcelles plus petites. Les grandes parcelles permettent généralement d'obtenir une variance moindre dans les estimations, mais le budget donné ne permet d'en collecter qu'un plus petit nombre. Dans les pays qui ne disposent pas d'une bonne infrastructure des transports, la solution des parcelles plus grandes s'avère plus avantageuse; généralement, si les réseaux des routes ou des fleuves sont bien développés, le choix de recourir à des parcelles plus petites permet des gains de parcelles. Opter pour de grandes parcelles compactes peut faciliter la combinaison des données des parcelles avec les données obtenues par télédétection (Rejou-Mechain *et al.*, 2014). Les parcelles circulaires, ainsi que les grandes parcelles par opposition aux grappes de sous-parcelles, se sont avérées plus avantageuses quand il faut remesurer suite à une diminution du nombre d'arbres frontaliers, avec les effets de bordure qui en découlent. Afin de réduire la probabilité d'un manque d'arbres frontaliers (ou de faire l'erreur d'inclure des arbres qui se trouvent juste à l'extérieur de la parcelle), surtout sur les pentes raides, la plupart des pays qui ont des plans d'échantillonnage circulaires ont adopté un rayon maximum de 20 m pour chaque parcelle. De plus, si l'on utilise une grappe de sous-parcelles, cela augmente le périmètre des parcelles et, par conséquent, les possibilités d'erreurs sont majeures en

bordure des parcelles. Toutefois, dans certains types de paysages, la séparation en sous-parcelles peut avoir des effets semblables à ceux que l'on rencontre lorsque l'on augmente la taille des parcelles, et la variance diminue, et c'est pourquoi les IFN utilisent les parcelles en grappes depuis des décennies. Il existe des compromis en ce qui concerne la précision et le rendement au niveau de la taille des sous-parcelles, de la quantité de sous-parcelles et de la distance entre elles (Yim *et al.*, 2015; Scott, 1993). Utiliser des parcelles en grappes peut causer des difficultés quand les plans stratifiés sont choisis parce que les parcelles peuvent être disséminées sur plusieurs strates; dans ces cas-là, on choisit généralement de placer toute la parcelle dans une même strate en faisant l'hypothèse que, ce faisant, on n'aggrave pas les biais. Du fait que la densité des arbres décroît quand leur taille augmente, beaucoup de configurations de parcelles dans les IFN utilisent deux ou plusieurs tailles de parcelles selon le diamètre des arbres: de petites parcelles en présence de semis et de jeunes plantes, des parcelles de taille moyenne en présence d'arbres de petite taille (par exemple de 10-30 cm de diamètre) et des parcelles plus grandes en présence de gros arbres (par exemple >30 cm). Dans les forêts tropicales sèches, une parcelle très grande pour des arbres >50 cm de diamètre peut s'avérer appropriée car elle permet de contenir une grande partie de la biomasse.

Les compromis entre la forme des parcelles (rectangulaires par opposition à circulaires) et la configuration des parcelles (grandes parcelles individuelles par opposition à des grappes de sous-parcelles plus petites et dispersées) peuvent servir à trouver une solution efficace pour chaque pays et pour évaluer les effets des solutions génériques non optimisées. Le coût et la variabilité diffèrent d'un pays à l'autre et peut-être même de région à région dans un même pays (par exemple **Bangladesh**). Tomppo *et al.* (2014) présente l'exemple d'une étude d'optimisation de ce type qui a permis d'établir un plan optimisé pour les arbres de l'étage supérieur. Tout cela dépend souvent des limites logistiques du travail de terrain et des expériences passées des praticiens des inventaires d'une région qui définissent dans les détails le plan d'échantillonnage; les essais sur le terrain qui comparent le plan d'échantillonnage à la qualité de la collecte des données dans différents écosystèmes doivent être menés avant le choix final. Le rôle des simulations d'échantillonnage (Räty *et al.*, 2019) dans la conception d'un IFN amélioré et rentable a été crucial dans beaucoup de pays (par exemple dans la République démocratique populaire Iao, la République unie de Tanzanie, le Viet Nam). Pour de plus amples informations sur les plans d'échantillonnage, voir FAO (2017).

3.2.1.6 Absence de réponse

L'absence de réponse des données de terrain se produit quand des données pour une partie ou pour l'ensemble d'une parcelle IFN (faisant partie d'un échantillon probabiliste) ne peuvent être collectées et utilisées dans les estimations pour plusieurs raisons. Les causes de l'absence de réponse peuvent se regrouper en quatre catégories:

1. Des conditions dues au hasard (par exemple escarpements, climat, inondations, incendies, activités illégales, instabilité politique).
2. Un accès empêché par des individus ou des groupes (par exemple propriétaires privés ou publics ou habitants).
3. Des zones administrativement restreintes (par exemple bases militaires, zones protégées, territoires autochtones d'accès limité).
4. Des difficultés logistiques (par exemple distance, données perdues, perte du financement).

La ou les institutions qui réalisent l'IFN doivent prévoir la possibilité d'une absence de réponse dès les premières phases de la conception de l'IFN et prendre les mesures nécessaires afin de minimiser la possibilité d'une absence de réponse. Les partenaires techniques doivent clairement communiquer

aux décideurs les taux d'absence de réponse, les caractéristiques de parcelles de non réponse et les grandes superficies qui ne sont pas accessibles, afin qu'ils puissent tirer les bonnes conclusions au vu des résultats. En règle générale, tous les efforts possibles doivent être faits pour mesurer toutes les parcelles.

L'absence de réponse peut être minimisée sur le terrain de trois façons au moins:

1. Faire plusieurs tentatives. En cas de mauvaises conditions météo ou d'accès empêché par des propriétaires terriens, réessayer par la suite quand les conditions s'améliorent ou lorsque les propriétaires changent.
2. Collaborer avec les personnes. Le besoin de collecter des informations sur les ressources forestières est compréhensible et attirant aux yeux de beaucoup de communautés locales si elles sont bien informées. Envoyer des équipes de socialisation et demander un guide local permet d'améliorer l'accès aux parcelles.
3. Remplacer la parcelle. Il arrive que l'on puisse s'approcher de la parcelle mais ne pas y avoir accès directement (par exemple si elle est située au milieu d'un ravin escarpé avec une végétation dense). Pour éviter de perdre la parcelle, une parcelle de rechange peut être pré-sélectionnée dans la même strate. Les équipes de terrain ne doivent pas être autorisées à choisir l'emplacement de la parcelle. Car les équipes pourraient vouloir éviter les parcelles difficiles et préférer mesurer d'autres parcelles, de sorte que l'échantillon - qui passerait d'une parcelle difficile d'accès à une autre facilement accessible - s'en trouverait biaisé.

Les options statistiques face à une absence de réponse sont:

- ▶ Les parcelles pour lesquelles une absence partielle de réponse se vérifie peuvent être adaptées en utilisant l'estimateur rapport poids sur taille (Thompson, 2012). Le numérateur de la fraction est la somme de l'attribut d'intérêt mesuré sur toutes les parcelles, y compris les parcelles partielles. Le dénominateur est la somme de la surface mesurée (taille) sur chaque parcelle. Ainsi, la fraction fournit une estimation de la valeur moyenne par ha de la zone accessible. L'estimateur de variance indique que l'attribut d'intérêt et la zone mesurée sont des variables aléatoires.
- ▶ Si l'on fait l'hypothèse que l'indice de non-réponse est faible, et que l'ensemble des parcelles de non-réponse peuvent être considérées comme totalement inexistantes de manière aléatoire (Rubin, 1987), les parcelles de non-réponse peuvent être éliminées de l'échantillon et l'on peut accepter d'avoir des échantillons de taille légèrement inférieure. En alternative, si les parcelles de non-réponse ont des caractéristiques communes comme une altitude élevée ou une propriété privée et non pas publique, et si une strate qui recouvre des parcelles de non-réponse peut être définie et sa surface totale au sein de la population peut être estimée, les parcelles de non-réponse peuvent être supprimées de l'échantillon interne à la strate et une estimation post-stratifiée peut être utilisée.
- ▶ On peut prédire les attributs manquants au niveau des parcelles, comme la biomasse par surface unitaire à l'aide de différentes techniques, avec une attention toute particulière pour l'imputation multiple (Rubin, 1987; Mc Roberts, 2003). Les méthodes du voisin le plus proche sont particulièrement utiles et appropriées dans ce genre d'imputation. Lorsque l'on effectue l'estimation des variances, il faut faire attention à bien accueillir l'incertitude associée aux imputations (Mc Roberts, 2003, Équ. 4- 5).
- ▶ On relève deux cas de vastes zones où une absence de réponse totale se vérifie: (1) une vaste zone contiguë de non-réponse totale comme les territoires autochtones ou les aires protégées; et (2) une vaste zone non-contiguë qui recouvre les parcelles de non-réponse se caractérisant par un paysage unique, une propriété ou des caractéristiques de télédétection (par exemple altitude

élevée, propriété privée vs. publique), et dont la surface totale à l'intérieur de la population d'intérêt peut être mesurée. Ces zones peuvent être considérées comme une strate séparée, et une approche d'inférence basée sur un modèle qui utilise des données semblables externes à la strate peut être utilisée pour estimer la moyenne de la strate et sa variance (McRoberts *et al.*, 2014). Comme rien ne garantit que l'inférence basée sur un modèle ne soit biaisée, surtout pour les échantillons de petite taille, l'estimateur de la moyenne de la strate peut être légèrement biaisé, mais un léger biais est probablement préférable à une absence totale d'estimation.

3.2.2 Sites de surveillance régulière

Les sites de surveillance régulière, tels que les projets de recherche éco-systémiques à long terme et les parcelles expérimentales et consacrées à la recherche observationnelle, définis dans un pays ou une région, peuvent apporter des ensembles de données auxiliaires utiles à l'estimation des changements des densités de carbone à la suite de changements d'affectation des terres. Contrairement aux inventaires forestiers basés sur les statistiques, les sites de surveillance régulière utilisent généralement des sites sélectionnés à cet effet. Ces sites de recherches régulières ont généralement une longue histoire de mesures répétées formant une suite de variables écologiques communes et exhaustives pertinentes pour produire des estimations des émissions et des absorptions, bien plus détaillées que celles obtenues uniquement à partir d'inventaires forestiers basés sur les statistiques. Les données issues de sites de surveillance régulière peuvent être utilisées pour estimer les facteurs d'émissions et d'absorptions ou pour paramétrer des modèles permettant d'intégrer les estimations à l'échelle régionale et nationale. Dans ces cas-là, il convient de prendre en compte et de documenter une série de conditions auxquelles les données disponibles concernant la plus grande population s'appliquent.

Ces réseaux de parcelles consistent habituellement en quelques parcelles (parfois une seule) et l'attention est placée sur le fonctionnement et le processus écosystémiques. Ils peuvent servir à faciliter l'inclusion de réservoirs qui sont sujets à des changements lents ou relativement faibles dans la dynamique du carbone, qui se produisent à la suite d'un changement de régime de l'aménagement du territoire, comme des réservoirs de carbone du sol ou de débris, ou des sources d'émissions qui sont difficiles à mesurer de manière régulière, comme les incendies. Les plans des sites de surveillance régulière comprennent en général des couples de site et des chronoséquences, qui peuvent être utilisés pour déduire la tendance temporelle à partir d'une étude d'un ensemble de sites occupant des positions spatiales différentes, que l'on a échantillonnés une fois, et au même moment (Filippi *et al.*, 2016). Dans les études des sites couplés, l'échantillonnage est entrepris simultanément sur un emplacement non perturbé et un emplacement perturbé adjacent. Les sites couplés peuvent s'avérer efficaces dans les enquêtes sur les effets des changements de gestion et dans les estimations des émissions des activités de nombreux réservoirs, mais cela se produit rarement à cause des difficultés au niveau de la mise en place et du contrôle. Les chronoséquences, en faisant l'hypothèse d'un remplacement espace-pour-temps, visent à déduire des dynamiques temporelles à partir des mesures sur des sites d'âges différentes mais dont l'historique d'utilisation des terres est semblable. Les chronoséquences sont particulièrement utiles dans les enquêtes sur la reprise des systèmes suite à des perturbations dont la durée va de décennies à des siècles (Walker *et al.*, 2010; De Palma *et al.*, 2018). Toutefois, il peut être difficile d'identifier des sites ayant certaines caractéristiques dans un arc temporel donné, bien que la série temporelle d'images de télédétection puisse fournir un appui dans ce processus d'identification de sites pertinents.

Pour qu'elles soient utiles, ces ensembles de données originelles (et pas seulement les moyenne et leur répartition) doivent être accessibles et les protocoles de collecte des données doivent être bien documentés et prévoir des contrôles de qualité des données. Ces caractéristiques sont importantes pour produire des rapports transparents et pour évaluer les estimations. Les pays qui n'ont pas d'IFN défini,

et donc pas d'observations de terrain pour l'IFN, peuvent avoir du mal à utiliser à plus grande échelle les données obtenues sur des sites de surveillance régulière du fait qu'elles sont collectées en utilisant un plan d'échantillonnage raisonné et non pas probabiliste. De ce fait, utiliser à plus grande échelle les données obtenues sur des sites de surveillance régulière dans des inférences et des estimations nationales, en l'absence de données probabilistes IFN, demande que l'on associe les données des sites de surveillance régulière aux données obtenues par télédétection et que l'on utilise des méthodes d'inférence basées sur des modèles.

Les données des sites de surveillance régulière peuvent faire partie des données de terrain selon le diagramme décisionnel de la **Section 4.4 (Figure 20)**. Pour être utiles, les données collectées sur ces sites doivent être harmonisées, comme indiqué dans les notes pour le Point de décision 3 dans la **Figure 20** et dans la **Section 4.1.2**. Ces données peuvent faciliter la prise en compte de la biomasse souterraine en utilisant des données spécifiques à chaque pays plutôt que des rapports génériques racines/tiges, et faciliter la prise en compte de réservoirs non biomassiques et de gaz autres que le CO₂. Cette information peut être utilisée pour compléter les données et les informations nécessaires pour passer à des niveaux supérieurs dans les systèmes MNV. Ces sites peuvent fournir des informations détaillées sur les paramètres physiologiques pour développer et tester des modèles d'échange de carbone, et relier les flux de carbone aux données obtenues par télédétection. La collecte et l'analyse des données sont combinées sur plusieurs échelles spatiales et temporelles, avec des études régulières et détaillées fournissant des informations spécifiques pour étendre à plus grande échelle les techniques de télédétection, les inventaires forestiers et la modélisation des processus (Birdsey *et al.*, 2013).

3.2.3 Autres sources de données de terrain

D'autres sources de données de terrain existent à côté des données collectées directement dans le cadre d'un **inventaire forestier national** ou sur des **sites de surveillance régulière**. Les sources des données auxiliaires peuvent être entre autres l'historique des perturbations, le régime foncier, les plans de gestion des forêts, les statistiques sur l'exploitation, les zones incendiées, l'extraction des combustibles ligneux (ou les taux d'énergie ligneuse pour cuisiner), des études sur la santé des forêts et l'impact des ravageurs. Elles peuvent également inclure des caractéristiques biophysiques comme le climat, le type de sol, l'altitude et la pente. Comme la résolution spatiale de ces sources de données varie, allant d'ensembles de données d'une résolution relativement haute et spatialement maillées en continu (par exemple altitude) jusqu'à un regroupement au sein d'une seule grande surface (par exemple les zones incendiées d'un pays), les questions d'harmonisation doivent être abordées (**Section 4.1**).

Pour les pays qui n'ont pas encore commencé à rassembler ce type de données pour REDD+, il peut être utile de nommer des agences ou des ministères et de les charger de collecter et de produire ces données (par exemple prospection des sols). En l'absence de données spécifiques au pays, des séries de données supplémentaires peuvent être fournies par les pays voisins qui ont le même type de forêts. De même, les données régionales pertinentes peuvent venir combler en partie l'absence des données nationales. Il faut donner la priorité à la collecte de données spécifiques nationales pour les sources et les puits ayant une importance significative.

Comme les autres sources des données de terrain varient d'un pays à l'autre, et parfois même au sein d'un même pays, il n'existe pas de lignes directrices imposées sur la manière de les utiliser dans les estimations des émissions et des absorptions. D'autres données de terrain, y compris des données basées sur l'interprétation d'images à haute définition, peuvent jouer un rôle auxiliaire important dans l'estimation des émissions et des absorptions dues aux activités REDD+, car elles fournissent un contexte des changements détectés (ou prédits) (voir **Encadré 28**). Parfois, des données issues

d'échantillons non probabilistes sont aussi disponibles et, quand on les combine à un échantillon probabiliste elle peuvent aider à améliorer les analyses (Stehman *et al.*, 2018). Les données de terrain collectées sur des emplacement spatialement connus peuvent aussi servir à calibrer ou à valider des cartes basées sur des données obtenues par télédétection, bien que les données utilisées pour la validation doivent être issues d'un échantillon probabiliste.

Encadré 28: Exemple de l'utilisation d'autres sources de données de terrain

Un exemple courant de l'utilité des ensembles de données autres que celles des IFN ou des données de surveillance régulière, sont celles sur l'exploitation forestière, qui peuvent indiquer le déboisement, la dégradation des forêts, ou faire partie des activités de gestion durable des forêts. Dans ce cas, les données de terrain supplémentaires sur l'existence de plans d'aménagement durable des forêts, l'étendue de leur application et l'emplacement des concessions peuvent faciliter l'interprétation.

Utilisation de données provenant d'autres sources pour l'estimation des facteurs d'émissions et d'absorptions et la construction de modèles

Les ensembles de données nationales de terrain autres que les données de l'IFN peuvent être utiles pour estimer les facteurs d'émissions et d'absorptions du carbone du sol, de la litière et des réserves de bois mort au moyen de modèles (**Section 2.4**). Les ensembles de données les plus susceptibles d'être utiles à cet égard comprennent les données relatives aux taux de récolte, aux plans d'aménagement des forêts, aux plans des routes et autres infrastructures, à l'utilisation du bois de chauffage pour l'énergie dans les communautés locales et aux statistiques sur les incendies.

Les ensembles de données nationales (et juridictionnelles) telles que les données climatiques, les caractéristiques du sol, la topographie, les types de forêts potentiels, les caractéristiques de la saison de croissance et les données d'évapo-transpiration, peuvent fournir des informations précieuses pour l'estimation des émissions et des absorptions grâce à l'utilisation de modèles empiriques ou de processus. Ces modèles permettent des estimations de données plus fréquentes qui peuvent ne pas être collectées à partir des cycles de l'IFN. Elles peuvent également être plus représentatives que les estimations dérivées des sites de surveillance intensive.

Utilisation de données provenant d'autres sources pour l'estimation REDD+

La combinaison des données sur les activités (zones de déboisement, boisement/reboisement, la dégradation des forêts, l'amélioration de la gestion des forêts, l'amélioration des stocks de carbone) avec des données de terrain peuvent fournir des informations utiles à l'estimation des conditions du sol et la probabilité de changements futurs dans ces domaines. Ces données de terrain peuvent inclure, sans s'y limiter, des données telles que l'altitude, la pluviométrie, la pente, le type de sol, etc., ainsi que des données relatives à l'utilisation des terres, telles que l'emplacement des plantations forestières existantes, les régions productrices de charbon de bois, les routes, les zones protégées, les zones précédemment brûlées (et la fréquence des incendies de forêt), les communautés forestières, les zones de production agricole, les infrastructures de transport, etc. Des modèles statistiques qui classifient le risque de perturbation en utilisant ces données supplémentaires sont disponibles (voir **Geomod/IDRISI, Land Change Modeler, Dinamica**). Les pays peuvent autrement développer les leurs, généralement liées aux cadres d'intégration de Niveau 3 (**Section 2.4**).

Afin d'estimer le déboisement et la dégradation, toutes ces données supplémentaires doivent être spatiales afin que les cas spécifiques de déboisement ou de dégradation puissent être

liés à des facteurs actifs dans une strate ou un emplacement spécifique. Prévoir les lieux de déboisement ou de dégradation potentielle peut être un moyen rentable de cibler la surveillance d'alerte précoce et l'utilisation stratégique de l'imagerie à haute résolution.

3.2.4 Remarques sur l'utilisation des données existantes

Beaucoup de pays ont plusieurs séries de données existantes qui peuvent être utiles pour produire des estimations. Au moment d'évaluer si les séries de données existantes peuvent aider à atteindre les buts et les objectifs définis par le SNSF, plusieurs remarques permettent de maximiser l'utilité des données existantes ou de déterminer si la création d'un nouveau cadre pour la collecte des données est justifiée.

Inventaires forestiers nationaux

- ▶ Déterminer - après avoir clairement établi les informations requises, la précision attendue et les limites financières - si les IFN existants répondent aux attentes. Si les données collectées utilisent des définitions ou des règles différentes, il peut s'avérer difficile d'y avoir recours. Toutefois, si les données sont utiles mais que certains attributs sont manquants, il est possible d'en ajouter à l'inventaire. Si le niveau de précision attendu n'est pas satisfaisant, d'autres parcelles peuvent être ajoutées. Toutefois, il arrive souvent que la précision attendue dépasse ce qu'il est possible d'atteindre avec le budget à disposition et qu'il faille alors trouver des compromis. De tels compromis passent en partie par le choix des échantillonnages et des plans d'échantillonnage (**Section 3.2.1**).
- ▶ Déterminer si l'IFN existant utilise un échantillonnage probabiliste qui assure une crédibilité et une inférence statistique probabiliste, où toutes les zones internes à la population ont une probabilité effective et connue de sélection. Considérer aussi dans quelle mesure les parcelles ont été traitées différemment selon le paysage environnant, à cause de marques visibles de l'emplacement de la parcelle, car cela peut engendrer des biais. Il arrive souvent qu'un plan d'inventaire utilise un échantillon probabiliste, mais que les données réellement collectées ne correspondent pas à la représentation de ce plan et, par conséquent, ne peuvent pas être considérées comme étant issues d'un échantillon probabiliste. Par exemple, dans certains inventaires, des parcelles d'inventaire qui appartiennent à des terres non forestières ont été indûment classées parmi les terres forestières, et la plupart des inventaires comptent des parcelles inaccessibles qui produisent donc une absence de réponse. Aucun inventaire n'est parfait, de sorte qu'il faut considérer les données IFN selon une gradation de leur applicabilité. Considérer aussi dans quelle mesure les parcelles ont été traitées différemment du paysage environnant, à cause de marques visibles de l'emplacement de la parcelle, car cela peut engendrer des biais.
- ▶ Déterminer dans quelle mesure l'IFN échantillonne toutes les terres ou au moins toutes les forêts ou toutes les terres susceptibles de devenir forestières. Pour ce faire, il faut élaborer une définition claire et opérationnelle des forêts et des autres catégories de terres. Si seule la partie forestière de la carte a été échantillonnée, alors toutes les aires forestières se trouvant dans des portions non forestières de la carte n'ont aucune probabilité d'être sélectionnées et ce, parce que toutes les cartes contiennent des erreurs de classification. De ce fait et du fait que des terres non forestières peuvent devenir forestières avec le temps (boisement), dans l'idéal, toutes les terres sont incluses dans le plan d'échantillonnage. Lorsque les eaux intérieures et côtières sont bien cartographiées et stables dans le temps, on peut éliminer l'eau de l'échantillon. Dans le cas contraire, inclure l'eau dans l'échantillon afin de permettre une estimation de la proportion de la forêt, des eaux et des autres terres non forestières, et de la modifier au fil du temps. Pour les parcelles qui ne correspondaient pas à la définition opérationnelle de la forêt et, par conséquent, n'étaient pas mesurées à l'aide des protocoles IFN, les caractéristiques de l'utilisation des terres et de l'occupation du sol ont-elles été évaluées? Si oui, pour toute parcelle qui se change en forêt ou qui s'en extrait, associer ses utilisations des terres et ses occupations du sol, avant et après le changement, permet d'identifier les facteurs moteurs du changement. Dans les pays où les arbres à l'extérieur des forêts représentent une partie importante des trois ressources, les arbres, les sols

et les autres attributs ont-ils été mesurés?

- ▶ Tenir compte des avantages et des implications à long terme des échantillonnages et des estimations stratifiés et des estimations post-stratifiées (**Section 3.2.1.3**). Pour le suivi, une conséquence de l'utilisation de différentes intensités d'échantillonnage par strate est que les limites des strates sont susceptibles de changer avec le temps de sorte que toute attribution au début peut devenir sous-optimale par la suite.
- ▶ Considérer comment l'IFN répond à des difficultés d'accès non gérées ou de différentes sortes.
- ▶ Déterminer dans quelle mesure les parcelles peuvent être repositionnées, puisque les parcelles permanentes sont celles qui permettent le mieux d'estimer les changements et, par conséquent, les facteurs d'émission. Le marquage de bonnes parcelles permet à l'équipe qui suivra de trouver la parcelle mais il doit rester le plus invisible possible aux yeux des non initiés (pour éviter d'engendrer des biais). Si des parcelles existantes ne peuvent pas être repositionnées de manière fiable, il est possible qu'il faille les éliminer. Lorsqu'une petite partie des parcelles est perdue, une nouvelle parcelle peut être positionnée aux mêmes coordonnées d'origine. En cas contraire, il peut être nécessaire de réaliser un inventaire entièrement neuf, ce qui entraîne cependant une perte significative des informations sur le changement.
- ▶ Un programme d'**assurance qualité et contrôle qualité (AQ/CQ)** est essentiel pour obtenir de bonnes données.

Si les données IFN courantes ne satisfont pas un ou plusieurs de ces critères, considérer la possibilité de modifier l'IFN existant ou d'en créer un nouveau. Avant d'abandonner un IFN existant, reconnaître que la capacité d'estimer un changement en utilisant des données existantes sera perdue, et qu'il faudra attendre deux cycles de mesures du nouvel IFN avant de pouvoir à nouveau estimer les changements. Lorsque l'on effectue la transition d'un plan d'IFN à un autre, on peut utiliser les méthodes présentées dans la Köhl *et al.* (2015)

Sites de surveillance régulière et sites de recherche

- ▶ Les sites de surveillance régulière situés de telle manière à comprendre tous les types de forêt et toutes les conditions du pays sont ceux qui sont préférés. Ce type de sites peuvent aussi être utiles lorsqu'ils sont représentatifs d'une partie des conditions conformément aux objectifs MNV et lorsqu'ils peuvent contribuer à des améliorations à l'échelle nationale (par exemple du Niveau 1 au Niveau 2) dans les méthodes d'estimation des réservoirs de carbone, des écosystèmes forestiers, des classes de changement d'affectation des terres du GIEC, ou des activités REDD+.
- ▶ Lorsque les parcelles sont choisies pour y placer des tours de contrôle (du flux) atmosphérique, dans l'idéal, elles devaient être choisies de manière systématique tout autour de la tour et à des distances capables d'être perçues dans la tour.

Pour les parcelles expérimentales, dans l'idéal, les parcelles sont choisies parmi les classes de forêts cartographiées, et parmi les différentes phases de développement des classes, et selon d'autres facteurs comme la topographie, les sols, et l'altitude, qui influencent les conditions du peuplement et les réponses probables face à l'approche expérimentale. Dans les classes ainsi choisies, l'idéal serait de sélectionner l'emplacement des parcelles-échantillon de manière aléatoire pour collecter les nouvelles données.

Toutes les sources de données de terrain

S'il est vrai que beaucoup de sources de données de terrain sont disponibles, la qualité de ces données est souvent difficile à établir. L'évaluation des ensembles potentiels de données grâce aux questions

qui suivent peut aider à identifier les données utiles qui conviennent à l'emploi:

- ▶ Dispose-t-on de rapports sur l'assurance qualité? Si tel n'est pas le cas, a-t-on pensé à demander aux autres utilisateurs leur évaluation des données (par exemple l'avis d'experts)?
- ▶ Les données collectées au cours d'un cycle sont-elles un appui pour les échéances des engagements MNV répétés?
- ▶ Les données sur la zone d'intérêt, dans l'idéal l'ensemble du pays, sont-elles disponibles?
- ▶ Les données sont-elles collectées à la résolution spatiale appropriée et les données peuvent-elles être attribuées à certaines parcelles, strates ou autres éléments pertinents du SNSF?

Pour d'autres informations concernant l'échantillonnage au sol, voir **Annexe A**.

Chapitre 4 Traitement des données

Le présent chapitre s'intéresse aux critères requis dans les estimations des données sur les activités et des facteurs d'émissions et d'absorptions. Il illustre l'inférence statistique pour estimer les superficies et l'incertitude à l'aide d'estimateurs non biaisés conformément aux Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques. Des méthodes pour combiner les incertitudes et générer une estimation globale de l'incertitude sont fournies, conformément aux orientations du GIEC. Les principes directeurs exposés en fin de chapitre résument les aspects qui peuvent aider un pays à décider comment combiner les sources de données et les méthodes utilisées pour faciliter l'élaboration des rapports sur les émissions et les absorptions de GES.

4.1 Combinaison de données de sources différentes

Comme les échantillons probabilistes des observations de terrain sont rarement, voire jamais, disponibles en quantité suffisante et dans une variété suffisante, à un coût acceptable, les estimations des émissions et des absorptions doivent se baser sur des données issues de sources différentes. Les échantillons de terrain, même lorsqu'ils sont de grande dimension et basés sur des données auxiliaires obtenues par télédétection, sont reconnus comme une source d'information qui permet d'accroître la précision des estimations. De plus, les données auxiliaires à partir de sources multiples peuvent produire davantage d'effets bénéfiques que des données auxiliaires issues d'une seule source. Par exemple, les données liées à l'abattage, aux incendies, aux régimes fonciers et aux sources associées peuvent être utilisées pour **attribuer** des facteurs moteurs. Ainsi, même lorsque les conditions sont plutôt favorables, la question de la combinaison des données issues de sources différentes est importante.

Si l'on ne dispose pas de suffisamment d'échantillons probabilistes de données de terrain, les données pertinentes issues de sources alternatives et/ou multiples sont non seulement souhaitables mais nécessaires. La télédétection permet par exemple de remplacer des données pour la couverture nuageuse et de compléter la série temporelle avec les données manquantes. Quelle que soit la situation, certaines questions communes doivent être abordées:

- ▶ les données de toutes les sources doivent être spatialement explicites, dans le sens qu'elles doivent être associées aux emplacements au sol connus ou aux limites identifiées;
- ▶ des données de meilleure qualité sur les facteurs tels que la résolution, la rapidité et l'incertitude doivent être préférées, quand elles sont disponibles, aux données de moindre qualité,⁽¹³⁵⁾ et
- ▶ les données issues de toutes les sources doivent être harmonisées pour contourner et/ou accueillir des facteurs comme différentes résolutions spatiales, différentes observations et des protocoles de mesure, et différentes associations temporelles.

(135) Lorsque les données de meilleure qualité ne sont pas disponibles et que celles de qualité inférieure sont utilisées, il peut s'avérer impossible de différencier les incertitudes dues au processus des incertitudes causées par les données de qualité inférieure.

4.1.1 Combinaison d'observations de terrain de sources différentes

Les difficultés associées à la combinaison d'observations de terrain issues de sources différentes⁽¹³⁶⁾ concernent essentiellement les estimations des facteurs d'émission et d'absorption dans l'approche gains-pertes. Tous les efforts pour combiner les données de sources différentes font l'hypothèse que toutes les données sont géoréférencées dans un même système de coordonnées.

En ce qui concerne les problèmes liés aux estimations et à la modélisation, il existe une hypothèse de base selon laquelle les observations ou les mesures des réponses ou des variables dépendantes ont été acquises en utilisant les mêmes protocoles liés à des facteurs comme les plans d'échantillonnage, la taille des parcelles, le diamètre minimum des arbres, les surfaces minimales et le couvert du houppier dans la définition de la forêt, et la période écoulée depuis l'observation ou la mesure. Lorsque les protocoles utilisés ne sont pas les mêmes, cela entraîne des incompatibilités et des incertitudes dans les estimations. Par exemple, une différence de diamètre minimal a pour conséquence que deux parcelles qui autrement sont identiques donne lieu à des estimations différentes de la biomasse à l'échelle de la parcelle, ou une différence de taille des parcelles a pour conséquence des rapport différents entre les valeurs biomassique et spectrale à l'échelle des parcelles dans les pixels des données optiques de télédétection basées sur les centres des parcelles. Toutefois, dans bon nombre de situations tropicales, les données caractérisées par ces incompatibilités peuvent être les seules données disponibles. Le défi est alors double: premièrement, il s'agit de déterminer quelles sont, parmi ces incompatibilités, celles qui sont vraiment problématiques et, deuxièmement, il s'agit de choisir entre trouver une manière pour harmoniser les données afin d'éliminer les incompatibilités ou compenser leurs effets dans les analyses.

Les bonnes pratiques du GIEC demandent que les estimateurs ne soient pas biaisés, en tout cas le moins possible, et que les incertitudes associées aux estimations soient elles aussi estimées et notifiées. Dans tous les cas pratiques, ceci signifie qu'il faut effectuer deux échantillons des conditions du sol à deux dates différentes et ce, que les observations pour les deux échantillons concernent ou non les mêmes parcelles. Les observations et les mesures répétées dans le temps sur les parcelles de recherche à long terme peuvent être adéquates pour les estimations des facteurs d'émissions et d'absorptions. Toutefois, il convient de réfléchir si les conditions et les attributs des parcelles correspondent aux caractéristiques des activités d'intérêt, par exemple, les forêts demeurant des forêts ou les interventions d'élitage comme une forme de dégradation.

Quand un échantillon cohérent et exhaustif à un moment donné n'est pas possible, des données de sources multiples doivent être agrégées. Lorsque les plans d'échantillonnage associés aux différentes sources de données diffèrent fortement, notamment au niveau de l'intensité de l'échantillonnage, de la distribution géographique ou des conditions environnementales, cela pose problème. Par exemple, il arrive qu'un ensemble de parcelles de recherche ne couvre qu'une petite surface géographique, et qu'un ensemble de parcelles commerciales pré-exploitation ne contienne que quelques espèces choisies. Afin d'accueillir de telles différences, plusieurs approches peuvent être adoptées. Premièrement, si toutes les sources sont associées à des plans d'échantillonnage probabilistes, on peut adopter une approche stratifiée où les régions associées aux mêmes plans d'échantillonnage sont considérées comme des strates. Deuxièmement, si les régions associées aux différentes sources se superposent, on peut combiner des estimations séparées dans lesquelles le poids de chaque estimation est inversement proportionnelle à leur variance. Troisièmement, si les parcelles au total couvrent la plupart des zones d'activité d'intérêt, on peut adopter une approche spécifique

(136) Probablement caractérisées par des observations différentes et/ou des protocoles de mesure et des plans d'échantillonnage différents.

qui superpose la distribution au sol des parcelles à une mosaïque polygonale régulière et qui choisit de manière aléatoire une parcelle dans chaque polygone (Brand *et al.*, 2000). Il peut être nécessaire d'effectuer des échantillonnages au sol afin d'acquérir des données pour des polygones en l'absence de parcelles permettant d'obtenir une couverture de toutes les conditions. Enfin, s'il est possible de construire un modèle du rapport entre des variables de réponse telles que la biomasse et les données auxiliaires de télédétection, alors une inférence basée sur un modèle sans échantillonnage probabiliste peut être nécessaire. Toutefois, pour des inférences basées sur un modèle, une hypothèse de base est que la distribution de la variable auxiliaire pour les données échantillon combinées est similaire à la distribution de l'ensemble de la population. Il est important de noter qu'une inférence basée sur un modèle n'échappe pas forcément aux biais, en particulier quand les deux distributions diffèrent fortement.

Si les seuils prévus dans les protocoles, comme la taille des parcelles ou le rayon et/ou le diamètre minimal, sont éminemment différents, alors une forme d'harmonisation des données est requise. Pour les applications de modélisation, plusieurs études ont montré les avantages de parcelles plus grandes avec des rapports superficie-périmètre plus petits qui minimisent les effets de bordure (Mauya *et al.*, 2015; Næsset *et al.*, 2015; Tomppo *et al.*, 2017). Toutefois, aucune étude connue n'évalue les effets de modèles construits en utilisant des données mélangeant les petites et les grandes parcelles. Néanmoins, comme les parcelles plus petites ont tendance à avoir des observations par zone unitaire plus extrêmes que les plus grandes parcelles, les effets attendus sont une forme d'hétéroscédasticité et des estimations paramétrées sur un modèle qui produisent des prédictions biaisées vers les données des parcelles plus petites. Ces deux situations pourraient être au moins partiellement résolues en donnant un poids aux observations des parcelles en fonction de la taille des parcelles. Alternativement, si les emplacements de chaque arbre à l'intérieur des parcelles sont disponibles, une harmonisation doit être effectuée en appliquant le plus petit rayon de toute une parcelle ou zone à toutes les parcelles.

Cienciala *et al.* (2008) une différence de 26 pour cent dans l'estimation du bassin de carbone pour un pays nordique en utilisant le diamètre minimum des arbres. Une harmonisation par rapport à cet effet peut entraîner l'utilisation du plus grand des diamètres minimums parmi les sources multiples. Enfin, pour harmoniser des données de parcelles en ce qui concerne la date d'observation/mesure, la croissance et/ou la mortalité, il peut être nécessaire d'utiliser des modèles afin de prédire les conditions actuelles sur des parcelles qui ont été mesurées précédemment. Toutefois, il convient de prendre en compte l'incertitude supplémentaire dans les estimations découlant de l'incertitude dans les prédictions modélisées.

La question de l'harmonisation des inventaires forestiers nationaux a reçu une très grande attention en Europe, et des méthodes d'harmonisation utiles ont été mises au point. Même si ces méthodes ont été conçues pour les forêts tempérées, elles peuvent s'appliquer aux forêts tropicales (McRoberts *et al.*, 2009; Tomppo *et al.*, 2010).

4.1.2 Combinaison de données de télédétection de sources différentes

Les données obtenues par télédétection de sources différentes sont combinées afin de répondre à deux objectifs principaux:

1. contribuer à l'estimation générale; et
2. compenser les données manquantes.

Le premier objectif comporte, par exemple, l'utilisation de l'interprétation d'images à haute résolution comme données de référence en les combinant à des données auxiliaires comme les cartes des

catégories d'activités basées sur Landsat à moyenne résolution. De plus, les cartes sur la biomasse et autres attributs forestiers créées en utilisant des combinaisons de données LiDAR, radar et optiques, qui sont en général toutes à des résolutions différentes, servent de données auxiliaires avec des estimateurs stratifiés et assistés par modèles pour définir les facteurs d'émissions et d'absorptions de la méthode gains-pertes et les facteurs d'émissions et d'absorptions pour la méthode différence des stocks. Le deuxième objectif prévoit, par exemple, l'utilisation d'une imagerie MODIS à plus faible résolution servant à combler les lacunes de couverture nuageuse des données obtenues par Landsat à plus haute résolution et à corriger les erreurs de la ligne de balayage.

Les progrès rapides des technologies de télédétection ont permis d'avoir une plus grande quantité de données disponibles. De nouvelles séries à partir de ces détecteurs peuvent représenter des avantages spatiaux et temporels en remplaçant et en augmentant les séries de données historiques et en améliorant les estimations. Souvent le facteur le plus important au moment de combiner les données de télédétection de différentes sources consiste à répondre aux inévitables différences de résolutions spatiales. Les solutions prévoient par exemple d'utiliser la même valeur des pixels à plus basse résolution pour tous les pixels à plus haute résolution qui sont associés, et de répéter l'échantillonnage en allant des données à plus basse résolution vers celles à plus haute résolution. Pour les estimations des données sur les activités, l'interprétation de l'imagerie à haute résolution sert de donnée de référence.

D'un point de vue des données sur les activités, Sentinel-2 et Landsat sont les deux systèmes satellite les plus importants. L'Administration nationale de l'aéronautique et de l'espace des États-Unis (NASA) travaille actuellement à la création d'un produit harmonisé de réflectance des surfaces (HLS),⁽¹³⁷⁾ basé sur la combinaison des données Landsat et Sentinel-2 (Claverie *et al.*, 2018). Toutefois, l'utilisation de ces données peut engendrer des incohérences dans les séries temporelles. Il est possible de répondre à ces incohérences en recourant aux mêmes techniques utilisées pour les opérations de recalcul dans les situations complexes, comme indiqué dans la **Section 2.3.8.**⁽¹³⁸⁾ Si certains biais dus aux incohérences persistent, il convient de les évaluer et de supprimer l'erreur dans la mesure du possible. Une fois que tous les efforts ont été faits pour supprimer les biais, d'autres actions peuvent être menées en utilisant ces estimations dans un contexte de rapport d'activités (comme le cadre basé sur les résultats destiné à récompenser les efforts REDD+ (**Encadré 38**)).

Parmi les incohérences possibles dues à l'emploi de séries de données plus avancées, il y a par exemple le cas de l'ajout de données obtenues par télédétection aux données de référence. Par exemple, si les données Landsat sont utilisées exclusivement pour estimer le niveau de référence, et si les données Sentinel-2 sont ajoutées aux données Landsat, en utilisant le produit HLS par exemple, en vue de cartographier et/ou de collecter des observations de référence. Ce changement dans les données peut produire des résultats différents (à savoir meilleurs) que si l'on se limitait à l'utilisation de Landsat. Une analyse comparative de différences de ce type doit permettre d'identifier et de supprimer les éventuels biais dans la mesure du possible.

(137) Les données HLS sont actuellement disponibles pour l'Amérique du Nord et l'on prévoit de distribuer mondialement des sites expérimentaux avec des données HLS mondiales. Les données HLS sont téléchargeables au lien suivant <https://hls.gsfc.nasa.gov/>.

(138) Voir **Volume 1, Chapitre 5, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019).

4.1.3 Combinaison des données de terrain et des données de télédétection

La combinaison des données de terrain et de données obtenues par télédétection a plusieurs objectifs, et permet notamment de:

- ▶ calibrer et évaluer l'exactitude d'un classificateur;
- ▶ construire des modèles qui servent de base pour construire des cartes des biomasses;
- ▶ attribuer des points à l'interprétation des images en strates basée sur des classes cartographiques d'activités;
- ▶ faire correspondre des parcelles à des strates pour l'estimation stratifiée de la biomasse; et
- ▶ estimer des moyennes et des variances assistées par modèles.

Généralement, les parcelles de terrain sont associées à des empreintes de capteurs qui contiennent le centre des parcelles. Si la parcelle est beaucoup plus petite que l'empreinte du capteur, alors il est raisonnable de s'interroger dans quelle mesure les valeurs du capteur correspondent aux données de la parcelle. Même si les corrélations entre les données pour les parcelles homogènes aussi petites que 170 m^2 et que les valeurs des bandes Landsat $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ sont souvent plutôt élevées, en particulier pour les variables de réponse catégorique, les corrélations peuvent rapidement se détériorer pour les parcelles dispersées parmi plusieurs classes de la variable de réponse et pour les parcelles qui chevauchent les limites des pixels. Même si les interprétations des images ne sont pas des observations terrestres, elles peuvent servir de données de référence tout comme les observations terrestres. Ainsi, il faut faire attention quand l'interprétation des points ou des pixels d'imagerie à haute résolution est utilisée pour valider la valeur des classes pour une unité cartographique d'activités basée sur Landsat $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$. En particulier, l'interprète doit interpréter l'ensemble de la surface de l'unité cartographique des activités, et non pas uniquement un point ou un pixel d'une image à plus haute résolution.

Les parcelles faites de grappes de sous-parcelles dispersées présentent des difficultés particulières parce que la surface spatiale de chaque grappe de parcelles est généralement plus étendue que la taille d'une empreinte de télédéteur ou d'une unité cartographique. Pour former un classificateur ou pour construire un modèle, deux options sont possibles. Premièrement des parcelles individuelles peuvent être associées à des empreintes de capteur, mais l'analyse doit alors accueillir les fortes corrélations attendues entre les observations de la variable de réponse pour les sous-parcelles d'une parcelle donnée. Deuxièmement, les données pour l'ensemble de la parcelle ou de la grappe de la parcelle peuvent être associées à un bloc de pixels ou d'unités cartographiques qui recouvrent l'ensemble de la parcelle ou, pour les données LiDAR, les indicateurs peuvent être calculés pour une empreinte qui délimite toutes les sous-parcelles. Des difficultés peuvent aussi se présenter du fait de l'utilisation d'estimateurs stratifiés pour des grappes de parcelles. Inévitablement, certaines parcelles au sein d'une même grappe ou certaines sous-parcelles d'une même parcelle chevaucheront les limites de la strate et, par conséquent, seront faites correspondre à différentes strates, contredisant ainsi le principe selon lequel une parcelle est attribuée à une strate seulement. Même si l'analyse peut se baser sur l'attribution de chaque parcelle à l'intérieur d'une grappe ou de sous-parcelles à l'intérieur d'une parcelle, un des effets négatifs est que les estimations des moyennes pour différentes strates peuvent ne pas être indépendantes. Il convient donc de faire attention au moment de choisir la configuration des parcelles, quand on fixe des distances entre chaque composante d'une parcelle qui sont inférieures à celles des

corrélations spatiales.

Pour les applications LiDAR pour lesquelles les indicateurs correspondent aux limites des parcelles, les effets de bordure deviennent importants. En particulier, comme la biomasse d'un arbre entier est faite correspondre à l'emplacement du centre du tronc de l'arbre, les arbres ayant des centres proches mais à l'intérieur du périmètre de la parcelle peuvent avoir des branches qui dépassent la parcelle. Ceci entraîne une surestimation de la biomasse dans l'indicateur LiDAR. De la même manière, les arbres, dont le centre est proche mais à l'extérieur du périmètre de la parcelle, peuvent avoir des branches qui s'étendent à l'intérieur du périmètre de la parcelle, ce qui entraîne une sous-estimation de la biomasse dans l'indicateur métrique LiDAR (Næsset *et al.*, 2015). Cet effet est encore plus marqué dans les forêts tropicales qui abritent de gros arbres (Mauya *et al.*, 2015) et pour les configurations de parcelles où le rapport périmètre-surface est élevé, comme dans les parcelles rectangulaires et les parcelles configurées en grappes ou en sous-parcelles. Les effets sont moins marqués lorsque la parcelle est entièrement contenue dans des pixels d'image optique plus grands.

Enfin, il est important de géoréférencer les parcelles et les données de télédétection au même système de coordonnées. En cas de géoréférencement inexact des parcelles liées à des données spatiales incluant des images, les indicateurs ou les cartes LiDAR sont source d'incohérences entre les données des parcelles et les données spatiales. En ce qui concerne la stratification, la conséquence est que l'on attribue des parcelles à des strates erronées et, par conséquent, on introduit un biais dans l'estimateur stratifié et on augmente l'estimation stratifiée de la variance. Pour les applications de modélisation, l'effet est que l'on cause une incertitude dans les variables de prédiction, et on parle alors d'erreurs-dans-variables (Carroll *et al.*, 2006; Fuller, 1987), et que l'on introduit des biais dans les estimateurs des paramètres du modèle et, par conséquent, dans les estimateurs assistés par modèle et basés sur un modèle. Quant à la combinaison des données forestières/non forestières et des données Landsat d'une parcelle IFN, McRoberts (2010) a montré que les effets des erreurs de géoréférencement ont été source d'inexactitudes dans les estimations des zones forestières les plus fragmentées. De plus, les erreurs type ont été sous-estimées.

Pour les applications LiDAR dans les forêts tempérées et boréales, McRoberts *et al.* (2018c) a conclu sur la base de la littérature récente que pour les parcelles circulaires d'un rayon supérieur à 10 m et les erreurs de géoréférencement inférieures à 5 m, les effets étaient minimes. McRoberts *et al.* (2018C) a comparé les effets des capteurs GPS avec une précision de 5-10 m à des capteurs avec une précision de moins d'un mètre pour des estimations de la biomasse aérienne moyenne par aire unitaire. Les résultats ont montré une légère différence des estimations des moyennes et ont fait apparaître que les erreurs type sont un peu plus grandes pour les capteurs moins précis.

De manière générale, les effets des erreurs de géoréférencement sur les estimateurs dépendent de la structure des forêts et de leur fragmentation, sont moindres pour les parcelles plus grandes, ont tendance à accroître les biais des estimateurs ponctuels, et contribuent généralement à augmenter les incertitudes des estimations.

4.2 Méthodes pour estimer les données sur les activités

Les données sur les activités peuvent être estimées en utilisant des données-échantillon ou des données-échantillon combinées avec des cartes. Même si les données échantillon seules suffisent pour estimer les données sur les activités avec des intervalles de confiance, le recours à des cartes pour estimer les données sur les activités permet de répondre à plusieurs objectifs. Premièrement, les cartes peuvent servir de base à la stratification, soit avant soit après avoir créé et interprété une unité d'échantillonnage. Les cartes qui reprennent les classes de forêts, et tout particulièrement les classes des forêts ayant connu des changements, peuvent être utilisées pour aider à créer des plans

d'échantillonnage stratifiés ou des analyses post-stratification servant à réaliser les estimations sur les données sur les activités avec une plus grande précision que celles qui ne se basent que sur les données échantillon. Deuxièmement, les cartes des variables continues, telles que le pourcentage du couvert de la canopée forestière et même de la biomasse, peuvent être utilisées directement avec les estimateurs assistés par modèle pour estimer les taux de variation de la forêt et peuvent être agrégées pour produire des cartes de classes de forêts. Troisièmement, les cartes sont utiles pour décrire la distribution spatiale générale des attributs des sols, de manière générale, et des ressources forestières, de manière plus particulière, ce qui peut être utile surtout dans l'aménagement du territoire. Rappelons néanmoins que le calcul des pixels qui ne se base que sur les cartes n'est pas valable pour estimer les données sur les activités. Les facteurs qui influent les décisions d'un pays en matière de données et de méthodes à utiliser pour estimer les données sur les activités sont notamment la nature des forêts du pays, les pratiques de gestion des forêts, la disponibilité de divers types de données satellite, les capacités actuelles d'analyse d'images satellite, la disponibilité de données de terrain et le niveau général de capacité technique.

4.2.1 Cartes établies à partir de données obtenues par télédétection

Les cartes sont un élément important du système national de surveillance des forêts (SNSF). Les méthodes pour élaborer les cartes des variables catégoriques à partir des observations par télédétection sont appelées des méthodes de classification des images et leur utilisation a une longue histoire. De nombreuses recherches ont été faites en vue de déterminer les techniques les plus précises de classification des images, d'où une grande variété de choix. La plupart des progiciels de traitement d'images incluent plusieurs algorithmes pour la classification des images. Parmi les algorithmes courants, on retrouve ceux sur le maximum de vraisemblance, les diagrammes décisionnels, les machines à vecteurs de support (SVM) et les réseaux neuronaux. Nombre de ceux-ci sont disponibles dans des progiciels standards de traitement d'images.⁽¹³⁹⁾ On peut procéder à une classification par interprétation visuelle mais cela demande un grand investissement en ressources humaines⁽¹⁴⁰⁾ du fait que le nombre de pixels peut être très élevé et que les interprétations peuvent varier selon les avis des personnes. Grâce à l'accès aux archives Landsat en 2008 et aux politiques en faveur des données ouvertes de Landsat et Sentinel-2, des algorithmes qui utilisent les séries temporelles des données satellite ont été mis au point. Les algorithmes qui permettent des approches basées sur les séries temporelles pour modifier la production des données permettent de mieux évaluer la surface au sol (**Encadré 30**). Un algorithme basé sur une série temporelle exige souvent une forte capacité informatique et de stockage des données mais ce genre de difficultés ont été atténuées par des plateformes informatiques en nuage, qui permettent aux utilisateurs d'exécuter les algorithmes⁽¹⁴¹⁾

Quels que soient l'approche et l'algorithme de classification, la première tentative de classification des images ne doit pas apparaître dans la carte finale. Un examen attentif des résultats de la classification révèle souvent des problèmes qui peuvent être résolus en modifiant le processus de classification. Il existe de nombreux moyens d'améliorer les résultats d'une classification présentant des problèmes notables, notamment en ajoutant des données d'apprentissage ou en améliorant ces données. Il peut être également utile d'inclure d'autres types de données dans la classification, telles que des données

(139) Les progiciels sont **Orfeo**, **QGIS**, **Open Foris** et **GDAL**

(140) Voir la Section 2.1 du **Guide de ressources GOF-C-GOLD**.

(141) Les algorithmes populaires incluent LandTrendr (Kennedy *et al.*, 2014), CCDC (Zhu and Woodcock, 2014a), CODED (Bullock *et al.*, 2018) et BFAST (Verbesselt *et al.*, 2010) sur une série chronologique dense de données satellitaires sans avoir à télécharger les données.

topographiques ou climatiques. Il est courant que l'on modifie à la main la valeur des pixels mal classifiés et cette opération est appelée nettoyage de la carte. Les utilisateurs qui insèrent les cartes dans le processus d'estimation des données sur les activités sont libres d'améliorer leurs cartes en recourant à cette approche ou d'autres, afin qu'au moment de calculer les estimations finales des surfaces, les strates cartographiées représentent, avec le plus de précision possible, les conditions réelles de la surface terrestre pour les périodes temporelles en question.

L'**attribution** comporte souvent des données obtenues par télédétection, les inventaires forestiers et des séries de données auxiliaires afin de relier les observations sur les changements d'occupation du sol au type de perturbations les plus probables (naturelles ou anthropiques). Les ensembles de données typiquement utilisés dans le processus d'attribution sont notamment les données sur: les incendies, les zones de gestion des forêts, les zones agricoles, les réseaux routiers et les zones urbaines (Mascorro *et al.*, 2015). Comme les algorithmes basés sur les satellites détectent les processus de changement de plus en plus divers, la nécessité de faire la distinction entre les différents agents causant le changement devient critique. Non seulement les différents types de changements ont des impacts différents sur les systèmes naturels et anthropiques, mais ils fournissent également un aperçu des processus globaux contrôlant les conditions du paysage. Pour atteindre cet objectif, il faut surmonter deux défis majeurs. Le premier est lié à la disparité d'échelle: la détection des changements dans les images numériques se produit au niveau des pixels individuels mais les processus de changement dans le monde réel opèrent sur des superficies plus grandes ou plus petites que les pixels, selon le processus. Le second est lié à la séparabilité: les agents du changement sont définis par des facteurs naturels et anthropiques qui n'ont aucun lien avec l'espace spectral dans lequel le changement est d'abord détecté. Plusieurs agents du changement peuvent avoir des signatures spectrales de changement presque identiques, au niveau des pixels et même des grappes, et il faut recourir à d'autres techniques pour les définir (par exemple l'**attribution**) (Kennedy *et al.*, 2014).

Comme expliqué dans la **Section 4.2.3**, les données sur les activités ne doivent pas être estimées par un comptage des pixels dans les cartes mais à l'aide des méthodes basées sur l'échantillonnage afin de satisfaire aux critères du GIEC en matière de bonnes pratiques. Les cartes servent souvent à l'opération importante qui consiste à stratifier l'aide d'étude selon des approches basées sur l'échantillonnage et, de ce fait, elles permettent de réduire l'incertitude dans les estimations des données sur les activités.

Encadré 29: Méthodes basées sur les pixels et les objets et la segmentation

Des cartes de l'occupation des sols et des changements d'occupation des sols peuvent être produites à l'aide de méthodes de classification basées sur les pixels ou sur les objets. Dans les méthodes basées sur des objets, on commence par regrouper les pixels ayant des caractéristiques communes, un procédé appelé segmentation. À résolution moyenne, elles peuvent parfois apporter une précision générale plus élevée que les méthodes basées sur les pixels pour la classification de l'occupation du sol (Gao and Mas, 2008). La segmentation est également utile pour réduire le bruit modal des images RSO avant leur classification. Toutefois, si le nombre le plus faible de pixels à regrouper (unité cartographique minimale) est trop important, il existe un risque de fausser les résultats de la classification (par exemple, cela signifie que si l'unité cartographique minimale est trop grande, une zone peut être comptabilisée comme étant déboisée sur la base de la canopée réduite), même si elle contient des zones qui correspondent encore à la définition nationale de la forêt. En pratique, l'unité cartographique minimale ne doit pas être supérieure au plus petit objet pouvant être discerné dans les images.

Les segments d'images ont un avantage lorsqu'une partie d'une chaîne de traitement exige une intervention humaine, du fait que ces segments peuvent être associés dans des polygones plus grands, plus faciles à examiner et réviser pour la recherche d'erreurs de classification

(FAO JRC 2012). En suivant les changements intervenus au niveau des pixels, on peut mieux représenter la dynamique des réservoirs de carbone, mais cela exige un traitement des données plus important.

Les approches basées sur les pixels peuvent être plus utiles si l'on observe de multiples changements d'affectation des terres sur une courte période (par ex. des cycles de re-défrichement de 10 à 15 ans). Elles sont mieux adaptées lorsque la couverture en données est complète (aussi dite couverture complète) et elles exigent des méthodes garantissant la cohérence des séries temporelles au niveau des pixels. Cette approche peut également être appliquée à des méthodes basées sur des échantillons lorsqu'on emploie des techniques assurant la cohérence de la série temporelle au niveau des pixels, l'échelle des résultats étant augmentée selon la taille des échantillons.

Outre les principes généraux d'une représentation cohérente des terres, les MPR conseillent:

- ▶ Une fois qu'un pixel est inclus, il doit continuer à être suivi tout le temps. Cela permet d'éviter la double comptabilisation des activités dans l'inventaire et rend également les estimations sur les émissions plus précises.
- ▶ Des stocks peuvent être attribués aux pixels, mais seules l'évolution des stocks et les émissions et absorptions qui s'ensuivent sont comptabilisées, ce qui évite de commettre des erreurs importantes quant aux émissions et absorptions lorsque la terre change de catégorie.
- ▶ Le suivi doit pouvoir faire la distinction entre les changements d'occupation du sol qui mènent à des changements d'affectation des terres, et les changements d'occupation du sol qui produisent des émissions tout en restant dans une même catégorie d'affectation des terres. On évite ainsi d'attribuer des terres à tort et d'appliquer à tort des facteurs ou des modèles d'émission ou d'absorption qui risquent de fausser les résultats.

Il faut fixer des règles pour que la classification soit cohérente en éliminant l'oscillation des pixels entre différentes affectations des terres lorsqu'on est proche des limites de la définition.

4.2.2 La surveillance des changements et des perturbations sur la surface terrestre

La détection des changements est l'un des usages les plus courants de la télédétection et de nombreuses méthodes ont été employées, testées et proposées dans la littérature mais il existe peu d'informations quant aux méthodes les plus appropriées selon les situations. En général, deux éléments importants permettent de modifier la méthode de détection pour permettre la surveillance des changements d'affectation des terres: (i) la série temporelle et (ii) l'attribution.

Au moins deux dates d'images (fin de virage) sont nécessaires pour cartographier les changements; toutefois, l'identification des changements permanents d'affectation des terres peut requérir d'autres données et des analyses supplémentaires. Les méthodes de détection des changements qui se basent sur la classification des images utilise habituellement des images multiples pour attribuer des classes stables (emplacements qui n'ont pas changé) ainsi que des classes de changement, comme le changement de terres forestières en prairies (Woodcock *et al.*, 2001). Les méthodes utilisent le changement dans une bande spectrale, des bandes ou des indices comme base du processus de détection des changements (Lambin and Strahlers, 1994). Le Guide de ressources GOFC-GOLD (GOFC- GOLD, 2015) propose des descriptions et des exemples de plusieurs méthodes de détection des changements.

Ces dernières années, ces méthodes traditionnelles de détection des changements sont devenues moins populaires dans la littérature, car des méthodes utilisant de nombreuses images ou une série chronologique d'observations ont été de plus en plus utilisées (Chen *et al.*, 2004; Kennedy *et al.*, 2007; Verbesselt *et al.*, 2010; Zhu and Woodcock, 2014a; Bullock *et al.*, 2018; Fortin *et al.*, 2020). Le terme de série temporelle dans un contexte de télédétection se réfère en général à une série temporelle d'observations menées sur un emplacement donné, acquises à partir d'un instrument de télédétection.⁽¹⁴²⁾ Les approches basées sur les séries temporelles présentent de nombreux avantages car elles ne sont pas tellement dépendantes des conditions existantes au moment de la collecte de chaque image. L'analyse des données des séries temporelles permet d'effectuer une surveillance plus subtile des changements qui interviennent dans la santé des écosystèmes et dans les conditions liées aux dynamiques de l'utilisation des terres et, par conséquent, cela permet de libérer l'analyse des méthodes traditionnelles de détection des changements qui utilisaient deux point temporels et d'adopter une surveillance de la surface terrestre (Woodcock *et al.*, 2020). Du fait d'une plus grande capacité à surveiller le destin des paysages post-perturbations grâce aux approches basées sur les séries temporelles, des progrès ont été faits ces dernières années dans la surveillance de la dégradation des forêts. La dégradation des forêts est souvent subtile d'un point de vue spectral et isolée d'un point de vue spatial, ce qui complique sa détection dans les données obtenues par télédétection. Une autre complication provient du fait que l'échelle spatiale à laquelle la dégradation a lieu est souvent plus petite, et plus petite que celle des données obtenues par télédétection dont on dispose facilement. Des données à plus haute définition ont été utilisées dans le processus de détection de la dégradation des forêts (par exemple Rahm *et al.*, 2013), mais le coût de l'acquisition des images multiples pour une aire donnée et les problèmes liés à l'examen du nuage, à l'enregistrement géométrique et à la variation des angles de vue compliquent, voire rendent impossibles, les opérations de routine automatisées et un suivi cohérent (Goetz *et al.*, 2015). Par contre, l'acquisition fréquente d'observations d'un emplacement donné est nécessaire.

La dégradation peut être un processus graduel, où la biomasse est continuellement éliminée sur de plus longues périodes de temps, ou le résultat de dommages plutôt abruptes causés à la

(142) Selon la littérature, la plupart des approches basées sur les séries temporelles utilisent des données acquises par les satellites Landsat (Woodcock *et al.*, 2020).

végétation par une exploitation sélective par exemple. Les méthodes basées sur les séries temporelles permettent d'amoinrir les problèmes liés à la cartographie des dégradations, grâce à l'usage d'images individuelles à haute résolution. La littérature commence à citer des exemples de suivis continus de la dégradation des forêts à l'aide de séries temporelles de données satellite (Bullock *et al.*, 2018; Bullock *et al.*, 2020). Néanmoins, si les algorithmes qui opèrent sur des séries temporelles denses de données satellite fournissent une évaluation plus complète des dynamiques des paysages (Kennedy *et al.*, 2014), ils tardent à avoir un impact réel dans les régions tropicales qui en ont le plus besoin. Les demandes de téléchargement, stockage, pré-traitement et traitement des données ont empêché la mise en œuvre en dehors de quelques groupes de recherche choisis. La situation est en train de changer car les plateformes informatiques en nuage comme Google Earth Engine (Gorelick *et al.*, 2017) fournissent un accès direct aux données satellite et à plusieurs algorithmes basés sur des séries temporelles. Par exemple, les algorithmes CCDC, CODED, LandTrendr et BFAST sont disponibles sur Google Earth Engine. L'**Encadré 30** fournit davantage de détails sur l'utilité des séries temporelles denses dans la classification de l'utilisation des terres.

Dans la surveillance des changements, ⁽¹⁴³⁾ le processus d'**attribution** est important car il associe les observations sur l'occupation du sol et sur les changements de l'occupation du sol à celles sur l'utilisation des terres et les changements d'affectation des terres (IPCC, 2019). Le processus d'attribution contribue à éviter des émissions surestimées ou sous-estimées de ces terres car il permet de:

- ▶ déterminer si un changement dans des terres forestières est temporaire (par exemple une perturbation due à une exploitation durable), permanent (par exemple conversion en terres agricoles ou en installations) ou le résultat de perturbations naturelles (par exemple cyclone); et
- ▶ attribuer des types de perturbations aux strates forestières, ce qui permet d'appliquer des méthodes représentatives d'estimation des émissions et des absorptions.

Comprendre les causes et les facteurs moteurs des changements naturels et anthropiques dans le couvert forestier et les dynamiques de relance et de remplacement qui s'ensuivent permet d'estimer les impacts sur les changements des stocks de carbone et les émissions de gaz à effet de serre qui y sont associés (Spalding, 2009; Kurz, 2010; Masek *et al.*, 2011; Schroeder *et al.*, 2011). Par exemple, le défrichement, avec ou sans feu, est associé aux différences des quantités, du chronométrage et de la composition des émissions de GES CO₂ et non-CO₂.

L'attribution s'appuie sur la combinaison d'ensembles de données auxiliaires (**Encadré 31**) pour créer des règles à partir desquelles estimer les perturbations qui sont susceptibles d'être causées par les changements d'occupation du sol observés pour un emplacement spatialement explicite. Les ensembles de données qui peuvent être utilisés dans le processus d'attribution sont notamment celles sur les incendies, les trajectoires des cyclones, les limites de la gestion des forêts, et les informations sur le défrichage pour permettre des activités agricoles. Ces données peuvent inclure des statistiques nationales collectées par les agences nationales pertinentes, et peuvent être:

- ▶ spatialement explicites: lorsque les événements de perturbation contiennent des informations sur leur emplacement exact dans l'espace; ou
- ▶ spatialement référencées: lorsque l'année et la quantité de perturbations sont enregistrées mais pas leur emplacement spatial précis (par exemple regroupées à l'échelle municipale).

La définition de l'avenir du paysage post-perturbation n'est pas une opération aisée, en particulier lorsque le changement est plutôt graduel et lent par rapport à l'événement initial de la perturbation ou du changement. Inutile de dire qu'en cas d'observations répétées de la zone post-perturbation, la

(143) En particulier, les activités REDD+ et les variations entre les catégories GIEC.

capacité d'attribution du changement à un facteur moteur est bien meilleure que celles faites avec une méthode traditionnelle de détection des changements.⁽¹⁴⁴⁾ En réduisant l'intervalle de temps entre les observations dans la série temporelle, on obtient une surveillance continue du paysage, tandis que la simple détection des changements ne le permet pas. En passant à une approche de surveillance, on arrive à mieux identifier les facteurs moteurs et à mieux chronométrer les changements (Woodcock *et al.*, 2020) et cela, à son tour, améliore l'exactitude des estimations des émissions.⁽¹⁴⁵⁾

Encadré 30: Analyse d'une série temporelle des observations de la Terre pour le suivi des données sur les activités

Une série temporelle est une séquence d'observations réalisées de manière séquentielle dans le temps. Les observations adjacentes sont généralement dépendantes et l'analyse de la série temporelle porte sur les techniques d'analyse de cette dépendance (Box *et al.*, 1994). Dans le contexte des données d'activité, chaque point de la série est interprété de la même manière en tant qu'image seule (par exemple par interprétation visuelle ou algorithmes semi-automatisés), avec l'avantage que des informations supplémentaires peuvent être obtenues en considérant la série dans son ensemble.

Il est utile de distinguer entre deux ou plusieurs images sur une période d'étude (par exemple 10-15 ans) et une fréquence annuelle ou plus élevée d'observations. Il est facile d'imaginer que de multiples observations de la surface de la terre plutôt que deux clichés instantanés dans le temps permettent une analyse plus complète des activités. Pourtant, les analyses d'une image traditionnelle de l'occupation du sol et des changements dans l'occupation du sol, sont souvent basées sur peu d'images en raison du coût d'acquisition des images appropriées. L'ouverture des archives Landsat en 2008 (Woodcock *et al.*, 2008) a assoupli cette contrainte, et une série temporelle d'observations Landsat (avec 8 à 16 jours de nouveaux passages) peut être obtenue virtuellement pour presque tous les endroits de la Terre. D'autres sources de données sont disponibles, mais le fait que les données d'archive soient gratuites, ouvertes et étendues, avec les caractéristiques temporelles et spatiales des données Landsat, les rendent très utiles pour l'analyse des séries temporelles.

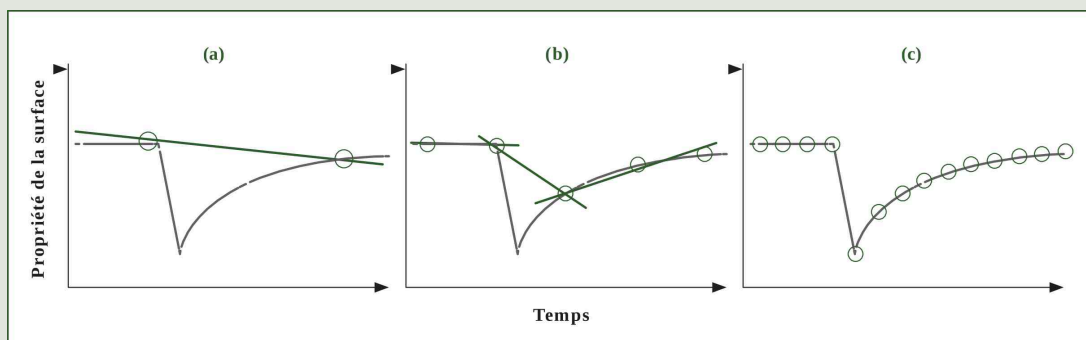
L'analyse des séries temporelles permet de suivre les activités plutôt que de créer une carte qui représente les conditions à un moment donné, ou une carte des changements entre deux points. Elle permet de caractériser les paysages post-perturbations et les activités graduelles et continues, comme la repousse des forêts et la dégradation des forêts. Dans l'exemple suivant (adapté de Kennedy *et al.*, 2014), une forêt a été déboisée, puis on l'a laissé se régénérer. Comme indiqué dans la **Figure 18**, seules deux observations dans le temps sont disponibles en (a), cinq en (b), alors qu'une série temporelle dense est disponible en (c) qui permet une

(144) En s'appuyant sur la différence entre deux points temporels.

(145) Arévalo *et al.* (2020) un bon exemple de la manière dont une approche basée sur les séries temporelles rend possible le suivi post-perturbation et l'attribution des changements dans un paysage forestier tropical.

représentation précise de l'activité.

Figure 18: Le traçage des activités est possible à l'aide d'une série temporelle dense des observations de l'occupation du sol



Avec seulement deux observations (a), elle apparaît comme si la variable de la surface de la terre (qui pourrait être un facteur de réflectance de surface, rétrodiffusion ou un indice de végétation) observée indiquait une légère diminution. La situation s'améliore quand plusieurs observations sont disponibles (b) car elles fournissent des preuves de la perturbation et de la récupération consécutive. Pourtant, les activités de la surface terrestre ne sont pas facilement identifiées et encore moins le calendrier des événements. Avec un grand nombre d'observations (c), l'analyste peut déterminer le moment et l'ampleur de l'événement d'exploitation forestière et caractériser la reprise dans le temps et l'espace. À condition que la teneur en carbone de la forêt qui a été exploitée et la dynamique de récupération du carbone de la forêt soient connues, l'analyste pourra estimer la quantité de carbone émise à la fois par le sol et le bois exploité en décomposition, et la quantité de carbone séquestrée dans la forêt de récupération et le sol après exploitation. Des exemples de systèmes opérationnels qui utilisent cette méthode sont proposés dans la **Section 2.4.2**.

Pour atteindre les résultats illustrés dans la **Figure 18**, il est possible de créer des composites au niveau du pixel en appliquant une statistique (par exemple la valeur médiane ou maximale) à un nombre fixe d'observations, de sélectionner les meilleures images en fonction de certains critères (par exemple la saison de croissance, la couverture nuageuse minimale, etc.) ou d'essayer d'utiliser toutes les observations disponibles. Les approches composites et fondées sur les *meilleures images* ont l'avantage de réduire la quantité de données à analyser, mais les informations sur les activités terrestres sont moindres par rapport à celles d'une approche qui tient compte de *toutes les observations*. Cette dernière permet une analyse détaillée du paysage mais nécessite des capacités de stockage et de calcul considérables.

Les approches composites se sont avérées efficaces pour la cartographie des changements à grande échelle et ont été utilisées pour dresser des cartes globales de l'évolution du couvert forestier sur une base annuelle (Hansen *et al.*, 2013). Ce qui est vrai pour les approches fondées sur les *meilleures images*, utilisées pour créer des cartes mondiales des changements à intervalle de 5 ans (Kim *et al.*, 2014). Ce dernier a l'avantage de réduire le volume de données, ce qui permet aux algorithmes de traiter plus rapidement les données, et permet à son tour à l'analyste de revoir les données d'apprentissage et de refaire et d'affiner le processus de classification plus souvent. Plusieurs algorithmes à base de composite pour la détection de changement ont été publiés depuis l'ouverture de l'archive Landsat (par exemple Griffiths *et al.*, 2014; Huang *et al.*, 2010; Kennedy *et al.*, 2010) et les plateformes de calcul des nuages comme le moteur de recherche Google Earth peuvent être utilisées pour créer des composites

pour de larges superficies sans télécharger les données.

Bien que les méthodes à base de composites soient puissantes, la réduction des données implique également qu'il existe des observations de la zone d'intérêt qui ne sont pas utilisées. Les algorithmes tels que CCDC (Holden, 2015; Zhu *et al.*, 2012; Zhu and Woodcock, 2014a), BFAST (Verbesselt *et al.*, 2010; Verbesselt *et al.*, 2012; DeVries *et al.*, 2015), et CODED (Bullock *et al.*, 2018) sont des exemples d'algorithmes de détection de changement qui analysent toutes les observations disponibles. L'approche est plus fortement informatisée et nécessite un examen détaillé des nuages et de leurs ombres. Elle permet des études phénologiques et des saisons, et une analyse plus détaillée des paysages post-perturbations, en particulier des paysages dynamiques qui présentent des changements rapides.

L'utilisation d'autres archives que Landsat va très probablement se développer à l'avenir du fait que les archives d'autres missions satellites se développent, et que de nouvelles missions qui proposeront les données gratuitement, sont lancées. Par exemple, la mission Sentinel-2 produira des données qui, lorsqu'elles sont combinées aux données Landsat, amélioreront l'analyse des séries temporelles de la surface de la terre. Les données RSO, qui peuvent fournir davantage de séries temporelles stables en raison des capacités de pénétration des nuages, sont également susceptibles d'améliorer l'analyse lorsqu'elles sont combinées à des données optiques (Reiche *et al.*, 2015). L'analyse des séries temporelles radar seules est désormais facilitée par l'avènement des données Sentinel-1 qui sont disponibles gratuitement. Bien que les deux CCDC (Xin *et al.*, 2013) et BFAST (Verbesselt *et al.*, 2012) aient été utilisés avec des données à faible résolution (MODIS) pour une surveillance en temps presque réel de la perturbation forestière, ces données ne sont généralement pas utilisées pour cartographier les données d'activité en raison de leur faible résolution spatiale.

Les séries temporelles rendent la collecte de données de référence un peu plus complexe et plus longue, ce qui peut entraîner une réduction de la taille de l'échantillon, mais avec des outils tels que **TimeSync** (Cohen *et al.*, 2010), BFAST Spatial, **AREA2** et **Collect Earth Online**, il est possible de collecter des observations de référence temporelle. Lorsque l'on travaille avec des algorithmes plus avancés basés sur des séries temporelles, il est important de garder à l'esprit que le résultat est souvent une carte ou plusieurs cartes qui ne doivent pas être traitées différemment des autres cartes.

Encadré 31: Exemple de données utilisées et règles appliquées pour attribuer les incendies et les ouragans à un changement d'occupation du sol au Mexique

Les statistiques nationales sur les incendies de forêt au Mexique sont enregistrées depuis 1970 pour chacun des états sous forme de tableau dans une base de données tenue par la Commission nationale des forêts du Mexique (CONAFOR). Les données historiques comprennent le nombre d'incendies et le nombre total d'hectares brûlés par an, agrégés par État. Depuis 2005, la base de données comprend des informations supplémentaires: coordonnées spatiales du point central d'inflammation du feu, cause de l'inflammation, nombre d'hectares brûlés et type d'écosystème affecté (tempéré, tropical, aride) par municipalité. Des couches spatiales sont également disponibles dans la même base de données, à partir de 2005, contenant les coordonnées spatiales du point central d'inflammation, mais pas le polygone de la zone brûlée. Cependant, 39 pour cent des parcelles incendiées sous forme de tableau (principalement de 2005, 2006 et 2009) ne comprenaient pas de coordonnées géographiques et n'étaient pas contenus dans ces couches. Ces incendies ont représenté environ 25 pour cent de la superficie totale brûlée au cours de cette période. Comme il n'est pas possible d'établir un lien entre les incendies non spatiaux et les informations spatialement explicites sur les changements d'occupation du sol, seuls les ensembles de données spatiales des points de feu avec coordonnées ont été utilisés. Les cartes annuelles des incendies ont ensuite été générées en tamponnant les points d'inflammation avec une surface égale au nombre d'hectares brûlés par incendie.

Des informations sur les trajectoires des ouragans tropicaux qui ont traversé la région de 2005 à 2010 étaient disponibles auprès du National Climatic Data Center (NCDC, 2012). Pour chaque ouragan, des données tabulaires sur la date, l'arrivée, la pression, la date et la vitesse du vent pour chaque tempête étaient disponibles. Pour évaluer l'impact potentiel des ouragans au-delà de la trajectoire de la tempête, les trajectoires sont tamponnées en fonction de la gravité des perturbations associées à la catégorie Saffir-Simpson (NHC, 2013). Pour ce faire, les distances tampons ont été calculées à partir de Skwira *et al.* (2005) des études sur la largeur de la bande de pluie, avec 15 km pour les catégories d'ouragans à impact majeur (catégorie IV ou V), 10 km pour les catégories III et II, et 5 km pour les autres tempêtes à impact plus faible.

Les cartes annuelles des activités agricoles ont été établies à partir des données du Secrétariat à l'agriculture, à l'élevage, au développement rural, à la pêche et à l'alimentation du Mexique, connu sous le nom de SIACON (SAGARPA, 2012). Ce programme fournit des données tabulaires sur la superficie totale des terres cultivées annuelles par État et par municipalité. Comme la base de données manquait d'informations spatialement explicites, la zone cultivée a été référencée par rapport au polygone de la municipalité de l'INEGI. Des données supplémentaires sur l'agriculture ont été obtenues auprès de l'Institut national mexicain de statistique, géographie et informatique (INEGI, 2003) des séries sur l'utilisation des terres et la végétation élaborées pour 2003 et 2007 (INEGI, 2007).

Ces ensembles de données ont été utilisés pour différencier les zones de culture permanente du reste des activités agricoles. Un masque a été créé pour localiser les zones qui tombaient sous le statut de culture permanente et un impact à 100 pour cent leur a été attribué. Des modèles de bilan du carbone ont ensuite été paramétrés pour représenter ces zones avec un impact constant à 100 pour cent et simuler l'absence de repousse des forêts. Les zones de culture permanente ont été masquées et des cartes annuelles ont été produites en soustrayant les hectares identifiés en culture permanente par municipalité: (1) les hectares cultivés qui font l'objet d'un rapport annuel dans le cadre du programme du SIACON; et (2) la surface de la municipalité. Le degré

d'impact a été exprimé en pourcentage de la surface totale cultivée par municipalité.

Source: Adaptation de Mascorro *et al.*, 2015

4.2.3 Estimation des surfaces, des changements de surface et de leurs incertitudes

Selon la définition des bonnes pratiques établie par le GIEC, les inventaires des émissions doivent satisfaire à deux critères:

1. ne jamais surestimer ni sous-estimer, dans la mesure du possible, et
2. réduire les incertitudes autant que possible (GIEC, 2003; Préface).

Le dernier critère suppose que les incertitudes soient estimées, et qu'elles le soient de manière correcte.

En termes statistiques⁽¹⁴⁶⁾, le premier critère est étroitement lié au concept statistique de biais. Le biais est une propriété d'une formule statistique appelée un estimateur qui, lorsqu'il est appliqué aux données d'échantillon, produit une estimation. Un estimateur est dit 'non biaisé' si la moyenne de toutes les estimations calculées à partir des données pour tous les échantillons possibles de même taille acquises en utilisant le plan d'échantillonnage est égale à la valeur réelle du paramètre d'intérêt; autrement, un estimateur est dit *biaisé*. Dans la pratique, il est impossible d'appliquer l'estimateur à tous les échantillons, de sorte que l'on ne peut qu'estimer les biais, et une estimation obtenue à partir d'un estimateur non biaisé peut toujours dévier fortement de la valeur réelle; d'où la notion de l'intervalle de confiance. Un intervalle de confiance exprime l'incertitude d'une estimation et est formulé comme une estimation basée sur échantillon du paramètre plus/moins l'estimation basée sur échantillon de l'erreur type de l'estimation du paramètre, multiplié par le niveau de confiance. Les intervalles de confiance à hauteur de 95 pour cent signifient que 95 pour cent de ces intervalles, un pour chaque ensemble de données d'échantillon, incluent la vraie valeur du paramètre. La largeur d'un intervalle de confiance est étroitement liée à la précision, une mesure de l'incertitude qui correspond au deuxième critère du GIEC. Les intervalles de confiance construits en utilisant des estimateurs non biaisés satisfont donc aux deux critères du GIEC sur les bonnes pratiques mentionnées ci-dessus. Cette section fournit des conseils sur la façon d'utiliser ces estimateurs pour déduire des valeurs centrales et des intervalles de confiance pour les données sur les activités.

Les approches qui engendrent des estimations des données sur les activités acquises à partir de données de télédétection doivent aussi être capables d'accueillir les effets des erreurs de classification des cartes et indiquer les intervalles de confiance. En outre, même si les matrices de confusion ou d'erreur et les indices d'exactitude des cartes peuvent éclairer les problèmes d'erreurs systématiques et de précision, ils ne produisent pas directement les informations nécessaires pour construire des intervalles de confiance. C'est pourquoi, le comptage des pixels est une opération à éviter car il ne donne aucune garantie que les estimations ne sont ni surestimées ni sous-estimées, ni que les incertitudes sont réduites autant que possible.

Pour que les estimations des surfaces soient conformes aux critères du GIEC en matière de bonnes pratiques, elles doivent se baser sur un échantillon de la surface entière d'étude où l'on peut dire que les interprétations de chaque échantillon représente la véritable occupation du sol et la véritable utilisation des terres sur la surface de la Terre à la date souhaitée dans l'analyse. Ces interprétations d'échantillons *véritables* sont appelées données de référence. Les données de référence sont donc à l'origine des informations utilisées pour estimer les données sur les activités; et une carte des activités et/ou des changements sert à guider l'échantillonnage pour acquérir des données de référence de manière plus efficace et sert en tant que donnée auxiliaire pour accroître la précision des estimations des données sur les activités. Les sources les plus fiables de données de référence sont souvent considérées comme celles venant des observations directes des conditions de terrain de la part des équipes sur le terrain.

(146) Une liste complète de la terminologie statistique est **disponible ici**.

Toutefois, étant donné le coût et l'effort que demande la collecte de données de terrain de bonne qualité, l'interprétation visuelle de l'imagerie satellitaire ou aérienne est souvent utilisée comme donnée de référence à la place des observations basées sur le terrain. Lorsque la source des données de référence ne provient pas directement des observations au sol, les données de référence doivent être au moins de même et de préférence de meilleure qualité en termes de résolution et d'exactitude que les données cartographiques obtenues par télédétection (Olofsson *et al.*, 2014).

Pour que l'évaluation de l'exactitude et l'estimation de la surface soient valables pour une aire d'intérêt en utilisant le cadre probabiliste ou modélisé habituel (McRoberts, 2014), les données de référence doivent être collectées en utilisant un plan d'échantillonnage probabiliste, indépendamment de la collecte ou non des données d'apprentissage utilisées pour établir une carte des activités ou des changements d'affectation des terres. Les plans d'échantillonnage probabilistes à utiliser sont **l'échantillonnage aléatoire simple (SRS)** et **l'échantillonnage systématique (SYS)**, ainsi que **l'échantillonnage aléatoire stratifié**, (échantillonnage aléatoire simple ou systématique à l'intérieur des strates), et l'échantillonnage en deux étapes et en grappes. Une question clé au moment de choisir un plan d'échantillonnage est de s'assurer que la taille de l'échantillon pour chaque activité soit suffisamment grande pour produire des estimations suffisamment précises de la surface de l'activité, compte tenu des exigences stratégiques et des coûts impliqués. Les modèles SRS et SYS produisent des tailles d'échantillons pour les activités individuelles qui sont à peu près proportionnelles à leur occurrence dans la population. Si un grand nombre d'échantillons ont été rassemblés, le SRS ou SYS peut produire des échantillons suffisamment grands pour chaque activité, qui permettent de produire des estimations de précision suffisante. Cependant, à moins que la taille totale de l'échantillon soit importante, la taille des échantillons pour des activités représentant de petites proportions de la superficie totale peut être trop petite pour satisfaire le critère de précision. Ainsi, étant donné la rareté probable de certaines activités et les coûts potentiellement élevés associés aux échantillons de grande taille, il est nécessaire d'accorder une réelle attention à l'échantillonnage stratifié (STR) où les strates correspondent aux classes d'activités de la carte. Avec l'échantillonnage en deux étapes, les emplacements initiaux de l'échantillonnage primaire sont choisis, puis plusieurs unités d'échantillonnage secondaires sont choisies au sein des unités de l'échantillonnage primaire. Le but est souvent de réduire les coûts d'échantillonnage mais plusieurs facteurs doivent être pris en compte lors de la création d'un plan d'échantillonnage en deux étapes. Si les distances entre les paires d'unités d'échantillonnage de la deuxième étape sont inférieures à l'étendue géographique de la corrélation spatiale, alors les observations ont tendance à se ressembler et l'échantillonnage est moins efficace. En outre, l'analyse de l'échantillon est souvent plus complexe que celle d'un échantillon sélectionné par les modèles SRS, SYS ou STR.

Pour les estimations des données sur les activités, les emplacements des échantillons sont habituellement choisis de manière aléatoire ou systématique à l'intérieur des strates définies par les classes d'une carte des activités ou de l'occupation du sol (par exemple déboisement, forêts demeurant des forêts). Les emplacements de ces échantillons sont souvent évalués à l'aide d'une interprétation visuelle des images. Un problème majeur des interprétations visuelles vient du fait qu'elles peuvent contenir des erreurs et qu'elles diffèrent d'un interprète à l'autre. McRoberts *et al.* (2018C) un bref résumé de la littérature et conclut que «les interprétations visuelles des données obtenues par télédétection, même faites par des interprètes professionnels dûment formés, *peuvent faire l'objet d'importants désaccords et d'erreurs de la part des interprètes.*» Les conséquences des erreurs et des incohérences de la part des interprètes introduisent des biais dans l'estimateur des surfaces des classes d'activités et dans l'estimateur de l'incertitude qui y correspond. Les biais dans l'estimateur des surfaces des classes augmentaient au fur et à mesure que la quantité d'interprètes diminuait, que la précision des interprètes et des cartes des classes d'occupation du sol diminuait, que les corrélations entre les interprètes augmentaient et que les tailles des classes des cartes de l'occupation du sol changeaient. Les erreurs type des estimations des zones de classes ont été sous-

estimées selon un facteur d'environ 1,4 quand l'incertitude et les incohérences dues aux erreurs des interprètes n'étaient pas prises en compte. Il est important de noter que les biais dans l'estimateur des erreurs des classes empêche de respecter la première version des lignes directrices du GIEC en matière de bonnes pratiques qui recommandait d'éviter toute surestimation et toute sous-estimation, et que les biais dans l'estimateur de l'incertitude entrave la capacité à réduire les incertitudes recommandée par la deuxième version des lignes directrices du GIEC en matière de bonnes pratiques. Un processus en plusieurs étapes permet d'atténuer de tels effets. Premièrement, les biais de l'estimateur peuvent être réduits en recourant à un plus grand nombre d'interprètes, peut-être cinq à sept, en proposant des formations et en recherchant des consensus en cas de désaccords entre les interprètes en faisant appel à des interprétations indépendantes. Cette étape peut prévoir une révision des marqueurs, soit des marqueurs de référence qui ont de faibles niveaux de confiance soit des marqueurs conflictuels, par une équipe d'interprètes et de personnes expérimentées. Deuxièmement, une forme d'inférence hybride décrite par McRoberts *et al.* (2018C) les conséquences des erreurs et des incohérences des interprètes dans l'estimation de l'incertitude.

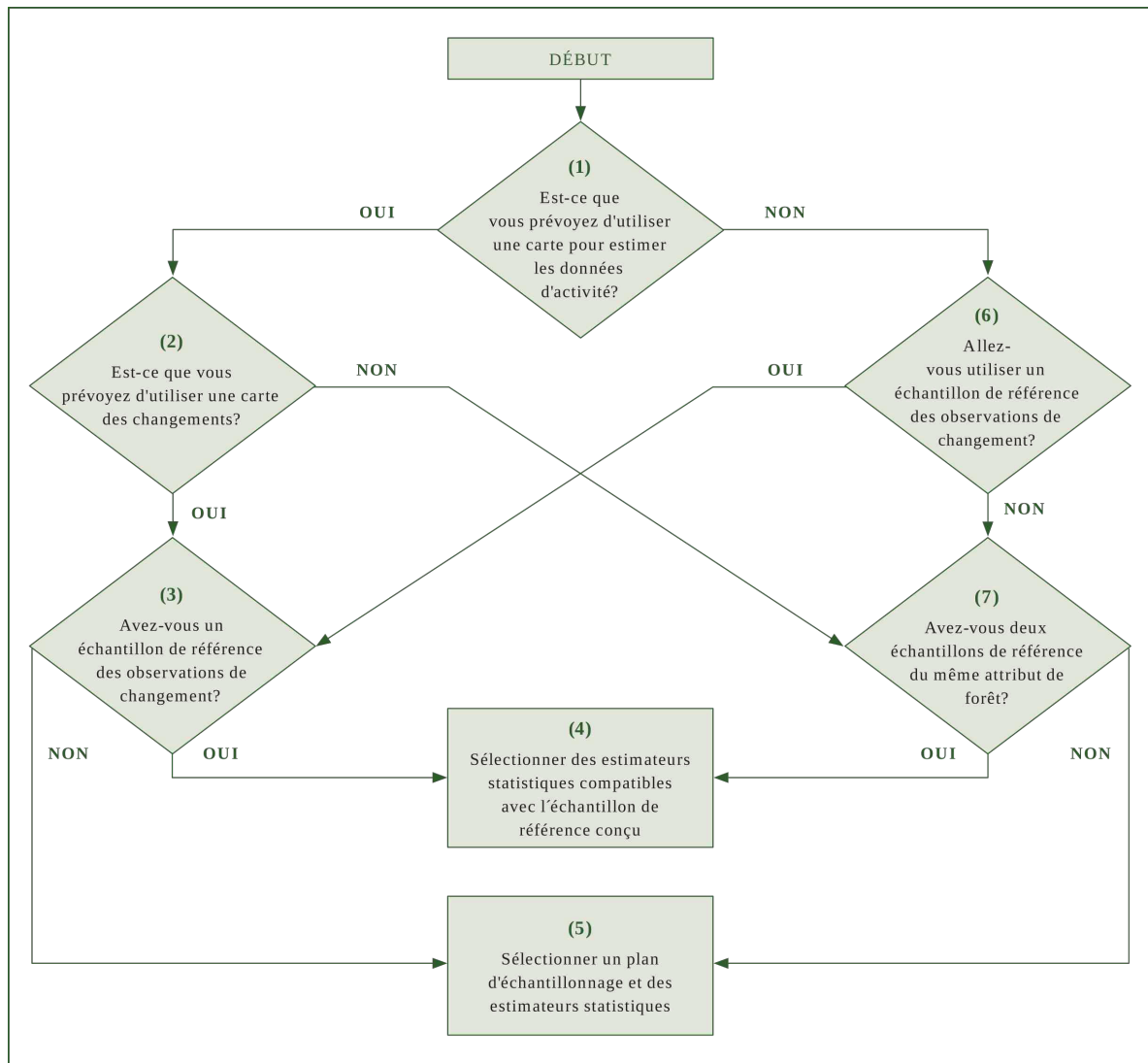
Une fois qu'un échantillon des observations de référence a été recueilli, l'aire des données sur les activités et l'intervalle de confiance qui y est associé sont estimés en utilisant un estimateur statistique correspondant au plan d'échantillonnage.

Des commentaires sur la recommandation sont fournis au **Volume 4, Chapitre 3, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019) qui indiquent que la précision des cartes peut être estimée et exprimée à l'aide des indices présentés dans Congalton (1991). Bien que l'exactitude des cartes soit instructive, elle ne produit aucune estimation des aires des classes d'activités ni aucune incertitude des estimations. De plus, les échantillonnages pour les données de référence doivent être améliorés pour les estimations des données sur les activités, et non les exactitudes cartographiques. Enfin, Congalton (1991) illustre l'utilisation de l'indice K, que l'on déconseille fortement ailleurs parce qu'il ne joue aucun rôle dans l'évaluation de l'exactitude ou dans l'estimation des surfaces (Foody, 2020; Olofsson *et al.*, 2014; Pontius and Millones, 2011; Strahler *et al.*, 2006).

Le diagramme décisionnel dans la **Figure 19** et la discussion ci-dessous sur le point de décision a pour but d'aider les utilisateurs à décider quel plan et quel estimateur utiliser en fonction de la nature

des cartes et des données de référence disponibles.

Figure 19: Orientations pour choisir un cadre d'inférence afin d'estimer les données sur les activités



Les remarques pour chaque point de décision du diagramme sont les suivantes:

Point de décision 1: Prévoyez-vous d'utiliser une carte pour estimer les données sur les activités?

Bien qu'une grande partie de la littérature sur l'estimation des données sur les activités suppose qu'une ou plusieurs cartes soient utilisées, il n'y a aucune exigence en termes statistiques pour le faire. Statistiquement, des estimations rigoureuses et crédibles peuvent être obtenues à l'aide des données de référence seulement. Comme il est indiqué dans le glossaire, les données de référence sont généralement collectées selon le plan d'échantillonnage probabiliste. Cela signifie qu'elles peuvent être utilisées seules pour produire des estimations associées aux activités REDD+, ou qu'elles peuvent être utilisées en combinaison avec des données cartographiques obtenues par télédétection pour corriger les biais de classification, et cette approche peut être la plus efficace dans l'utilisation des ressources. Les principaux avantages de l'usage des cartes sont

1. que les analyse spatialement explicites sont possibles; et
2. que lorsqu'elles sont utilisées avec des données de référence et des estimateurs statistiques appropriés, la précision des estimations peut augmenter de manière substantielle et, par conséquent, satisfaire les critères des recommandations du GIEC en matière de bonnes

pratiques pour que les incertitudes soient réduites autant que possible. De plus, la **Décision 4/CP.15** exige des Parties qu'elles établissent un SNSF qui fournisse des estimations transparentes, cohérentes et précises autant que possible, et qui réduisent les incertitudes, tout en tenant compte des compétences et des capacités nationales. Une hypothèse sous-jacente, reprise dans la **Figure 19**, est que si une carte peut être acquise alors elle sera utilisée.

Point de décision 2: Prévoyez-vous d'utiliser une carte des changements?

Les données sur les activités se rapportant, par définition, aux changements, les cartes qui améliorent l'estimation des données sur les activités en général se rapportent aux changements, bien que la manière exacte dont elles le font puisse varier. Les cartes des changements décrivent souvent des changements de l'occupation du sol sous forme de différentes catégories cartographiques mais elles peuvent également représenter des proportions d'attributs assignés à des catégories de changements comme les schémas de classification continus qui représentent des proportions en pixels de surfaces couvertes par chaque type d'occupation du sol. Pour orienter la décision, une hypothèse est qu'une carte des changements sera utilisée (la réponse au point de décision 2 est **Oui**), à deux conditions: (1) une carte des changements peut être acquise, de préférence en comparant les images produites sur une base cohérente à partir des données recueillies à deux dates, ou bien en comparant deux cartes compatibles à deux dates; et (2) les données de référence sur les changements sous la forme d'observations des mêmes emplacements à des dates comparables à l'intervalle entre les changements peuvent être acquis.

Point de décision 3: Avez-vous un échantillon de référence des observations des changements?

La principale question est de savoir si un échantillon de référence des observations des changements obtenu en utilisant un plan d'échantillonnage probabiliste est déjà disponible ou s'il doit être acquis. Si l'échantillon de référence des observations des changements est déjà disponible, alors le choix d'un estimateur statistique et d'une approche déductive est limité par le plan d'échantillonnage utilisé pour acquérir les données de référence sur les changements. Si l'échantillon de référence n'a pas encore été acquis, alors une plus grande flexibilité est possible dans le choix d'une combinaison d'un plan d'échantillonnage, d'un estimateur et d'une approche déductive.

Point de décision 4: Sélectionner des estimateurs statistiques cohérents avec un plan d'échantillonnage de référence.

Dans ce cas, un échantillon est disponible et le choix d'un estimateur statistique et de l'approche déductive doit correspondre au plan d'échantillonnage utilisé dans le choix de l'échantillon de référence. Par exemple, si l'échantillon de référence a été acquis à l'aide d'un plan d'échantillonnage STR, alors des estimateurs STR devront être utilisés. À ce stade (et aux points 3 et 7), on suppose que la taille de l'échantillon est jugée adéquate pour satisfaire aux lignes directrices du GIEC.

Point de décision 5: Choisir le plan d'échantillonnage et des estimateurs statistiques.

Le choix d'un plan d'échantillonnage et de l'estimateur statistique dépend dans une large mesure de la nature de la carte et des données de référence. Si la carte des changements consiste en des prédictions de changement ou d'absence de changement forêt/non-forêt, alors une recommandation générale est d'utiliser les classes cartographiques comme strates et les systèmes SRS ou SYS à l'intérieur des strates (Olofsson *et al.*, 2014). Le principal avantage de l'échantillonnage STR est que la précision des estimations à l'intérieur des strates (équivalent à des estimations des classes des données sur les activités) peut être contrôlée. En particulier, pour les classes des données sur les activités de petite ampleur ou rares, la quantité d'observations

obtenues par les échantillonnages généraux SRS ou SYS peut être insuffisante pour satisfaire les exigences de précision contenues dans les Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques, appliquées aux inventaires qui ne doivent contenir *ni de surestimations ni de sous-estimations dans la mesure du possible, et où les incertitudes sont réduites autant que possible*. Bien qu'il n'y ait pas de niveau prédéfini d'exactitude, cette définition vise à maximiser l'exactitude sans introduire de biais, compte tenu du niveau des ressources raisonnablement disponibles pour l'élaboration des IGES. Cependant, si les données de référence sont acquises à l'aide d'un système SRS ou d'un SYS basé sur un IFN, alors les estimateurs PSTR peuvent produire des données beaucoup plus exactes que les estimateurs SRS. En général, pour minimiser l'erreur type d'estimation des données sur les activités, un estimateur stratifié est recommandé si la carte identifiée dans le point de décision 2 présente les changements sous la forme de catégories cartographiques distinctes tandis qu'un estimateur GREG assisté par modèle est recommandé si la carte présente les changements sous forme de proportions de catégories cartographiques (Stehman, 2013; McRoberts *et al.*, 2016a).

Point de décision 6: Pensez-vous utiliser un échantillon de référence des observations des changements?

L'hypothèse sous-jacente, et les points de décision qui en découlent, est que les cartes ne sont pas utilisées pour estimer les données sur les activités. Ceci a d'importantes conséquences, comme le fait qu'il n'est pas possible d'accroître la précision des estimations des données sur les activités et que les représentations spatiales des emplacements des classes des activités ne peuvent pas être développées. Pour ce point de décision, la question essentielle est de savoir si les observations de référence des changements peuvent être acquises; pour ces analyses, les observations de référence des changements consistent en des différences dans les observations des attributs forestiers acquis aux mêmes emplacements aux deux dates pertinentes. Si ces observations de référence peuvent être acquises, l'hypothèse est que l'échantillon de référence des observations des changements est utilisé, principalement parce que les analyses correspondantes sont statistiquement moins complexes et requièrent un usage moins intensif des ordinateurs. Si les observations de référence des changements ne peuvent pas être acquises, comme lorsque les données de référence sont acquises à partir des parcelles d'échantillons temporaires de l'IFN, des analyses distinctes sont nécessaires.

Point de décision 7: Avez-vous deux échantillons de référence du même attribut de forêt?

Le point de décision suppose qu'au moins l'une des deux conditions spécifiées au point de décision 2) n'est pas satisfaite, et donc qu'il n'est pas possible d'utiliser une carte des changements pour l'estimation des données sur les activités. Par exemple, l'acquisition de deux cartes des attributs de la forêt peut être possible mais, pour une raison ou une autre, les cartes ne peuvent pas être comparées pour produire une carte des changements. De plus, l'acquisition d'observations de référence peut être possible mais, pour une raison ou une autre, elles ne peuvent pas être acquises pour les mêmes emplacements spatiaux, peut-être parce que les données de référence sont acquises à partir d'un IFN qui utilise des emplacements de parcelles de terrain temporaires. Trois scénarios sont possibles: (a) les deux échantillons de référence ont été acquis précédemment; (b) un échantillon de référence a été acquis précédemment et un deuxième est à acquérir; et (c) les deux échantillons de référence doivent encore être acquis. Pour le premier et le deuxième scénarios, les estimateurs statistiques doivent être sélectionnés de manière à être compatibles avec les plans d'échantillonnage utilisés pour acquérir l'échantillon ou les échantillons de référence existants. Pour le deuxième et le troisième scénarios, l'hypothèse que les observations de référence des changements ne peut être acquises empêche l'acquisition des deux échantillons réalisés au même endroit. Pour ces deux scénarios, la combinaison du plan d'échantillonnage et de l'estimateur statistique pour les échantillons encore à acquérir peut être soit identique soit

différer d'un échantillon obtenu antérieurement ou d'un autre échantillon non encore acquis.

Deux exemples présentés dans les **Encadré 32** et **Encadré 33** illustrent les méthodes pour l'estimation des zones d'activité, l'une étant basée sur une approche par stratification (Cochran, 1977; Olofsson *et al.*, 2013; Olofsson *et al.*, 2014) pour des cartes incluant des prédictions de catégories, et l'autre étant basée sur une approche assistée par modèle (Särndal *et al.*, 1992; Sannier *et al.*, 2014) pour les cartes incluant des prédictions continues. Ces exemples recouvrent des cas qu'il est probable que l'on rencontre dans la pratique et ils illustrent comment produire des estimations non biaisées des zones des activités avec des intervalles de confiance, satisfaisant ainsi aux critères du GIEC en matière de bonnes pratiques. Comme cela est expliqué au point de décision 5, l'approche stratifiée illustrée dans l'**Encadré 32** est particulièrement utile lorsque les strates correspondent à des activités. L'approche assistée par modèle présentée dans l'**Encadré 33** est plus utile lorsque la variable de réponse cartographiée est continue et lorsque la relation entre les données de référence et les données cartographiques utilisées comme informations auxiliaires peuvent être exploitées pour augmenter la précision.

Une différence importante entre les méthodes illustrées dans les deux exemples concerne l'utilisation des données cartographiques. Dans le premier exemple, les données cartographiques au niveau du pixel sont sous la forme d'une attribution à différentes classes et sont uniquement utilisées pour construire les strates, pour calculer le poids de la strate, et réduire la variance de l'estimation de la zone par rapport à la variance de l'estimation basée uniquement sur les observations de référence. Il est important de noter que dans le cas de l'estimateur stratifié, du premier exemple, les estimations à l'intérieur de la strate sont entièrement basées sur les observations de référence. Dans le second exemple, les données cartographiques sont utilisées en tant que variable auxiliaire continue au niveau du segment. L'estimateur assisté par modèle facilite une meilleure exploitation de la relation entre la proportion de la zone de référence au niveau du segment et la proportion de la zone cartographique au niveau du segment. Par conséquent, l'estimateur assisté par modèle exige une compensation pour les effets d'erreur de prédiction du modèle au niveau du segment, mais il exerce également une plus grande influence sur les estimations finales en réduisant davantage l'erreur de variance de l'estimation de la zone.

Encadré 32: Une approche stratifiée pour des évaluations précises et des estimations des surfaces

Les exemples présentés dans cet encadré font référence aux points de décision repris dans la **Figure 19**.

Données et conception de l'échantillonnage

Une cartographie de 30 m x 30 m des changements survenus sur la période 2000-2010 réalisée à partir du programme Landsat comprenait deux classes de changement et deux classes sans changement: (1) déboisement sur une superficie de 18 000 ha; (2) expansion des forêts sur une superficie de 13 500 ha; (3) forêt stable d'une superficie de 288 000 ha; et (4) zone non forestière stable d'une superficie de 580 500 ha. Comme nous avons une cartographie des changements et nous voulons l'utiliser, la réponse est **Oui** aux points de décision 1 et 2. Un échantillon des observations de référence n'existait pas et devait être collecté, donc la réponse au point de décision 3 est **Non**.

Pour le point de décision 5, les surfaces des classes de changement de la cartographie étant de petite taille, comprenant ensemble seulement 3,5 pour cent de la superficie totale, un STR avec quatre classes de carte comme strates a été sélectionné pour l'acquisition de l'échantillon de référence à utiliser pour l'évaluation de la précision. Comme la carte décrit le changement dans la forme de catégories de carte discrètes avec des strates qui correspondent à des activités, l'estimation stratifiée est possible, avec des strates tenant compte des facteurs de changement

probables. La taille de l'échantillon doit être suffisamment grande pour obtenir des estimations assez précises des superficies des classes, mais assez petite pour être gérable. Une taille de l'échantillon de 640 pixels a été distribuée de manière aléatoire, avec 75 pixels pour chacune des deux classes de changement, 165 pixels pour la classe forestière stable et 325 pixels pour la classe non forestière stable, conformément aux recommandations contenues dans Olofsson *et al.* (2014).

Estimation

Les pixels Landsat sélectionnés de manière aléatoire pour les données de référence de l'échantillon ont été soumis à des classifications manuelles de haute qualité. Les mêmes données Landsat sous-jacentes ont été utilisées pour produire la carte et les classifications de référence, avec l'hypothèse basée sur trois évaluations indépendantes que les classifications de référence étaient de qualité supérieure à celle des classifications de la carte. On a créé une matrice d'erreurs basée sur une comparaison pixel par pixel de la carte et des classifications de référence pour l'échantillon d'évaluation de la précision (voir le **Tableau 15**), qui utilise les données numériques fournies dans les deux paragraphes précédents).

Tableau 15: Tableau Matrice d'erreur du décompte d'échantillons

Strate	Déboisement	Expansion des forêts	Forêt stable	Zone non forestière stable	Total	Am,h [ha]	wh
Déboisement	66	0	5	4	75	18 000	0,02
Expansion des forêts	0	55	8	12	75	13 500	0,015
Forêt stable	1	0	153	11	165	288 000	0,32
Zone non forestière stable	2	1	9	313	325	580 500	0,645
Total	69	56	175	340	640	900 000	1

Note: Les lignes de tableau sont des classifications de carte, les colonnes de tableau sont des classifications de référence.

Les cellules de la matrice d'erreurs sont toutes basées sur l'échantillon de référence. L'estimateur basé sur l'échantillon (formule statistique) pour la proportion de surface, p_{hi} correspond à \hat{p}_{hi} , où h désigne la ligne et i désigne la colonne de la matrice d'erreur. La forme spécifique de l'estimateur dépend de la conception de l'échantillonnage. Pour des conceptions de l'échantillonnage d'égalité de probabilité, incluant des modèles SRS et SYS, et des modèles STR pour lesquels les strates correspondent aux classes de la carte, comme cela est le cas pour cet exemple, il est possible d'utiliser l'estimateur suivant:

Équation 16

$$\hat{p}_{hi} = W_h \frac{n_{hi}}{n_h}$$

où W_h est la proportion de la superficie totale en strate (classe de la carte) h , (voir la colonne finale dans le **Tableau 15**) et n_h est n_{hi} sur i . La matrice d'erreurs peut donc être exprimée en

fonction des proportions de superficie estimées, \hat{p}_{hi} (voir le **Tableau 16**), plutôt qu'en fonction du nombre d'échantillonnage, n_{hi} (voir le **Tableau 15**).

Tableau 16: Tableau Matrice d'erreur des proportions des superficies estimées

Strate	Déboisement	Expansion des forêts	Forêt stable	Zone non forestière stable	Total (wh)	$A_{m,h}$ [ha]
Déboisement	0,0176	0	0,0013	0,0011	0,02	18 000
Expansion des forêts	0	0,011	0,0016	0,0024	0,015	13 500
Forêt stable	0,0019	0	0,2967	0,0213	0,32	288 000
Zone non forestière stable	0,004	0,002	0,0179	0,6212	0,645	580 500
Total	0,0235	0,013	0,3175	0,646	1	900 000

Note: Les lignes de tableau sont des classifications de carte, les colonnes de tableau sont des classifications de référence.

Après avoir estimé \hat{p}_{hi} pour chaque élément de la matrice d'erreur, on peut estimer la précision, les zones d'activité et les erreurs types des zones évaluées. Précision de l'utilisateur, $U_h = \hat{p}_{hh} \div \hat{p}_{h+}$, précision du producteur, $P_i = \hat{p}_{ii} \div \hat{p}_{+i}$, et la précision globale, $O = \sum h = 1^H \hat{p}_{hh}$, où H indique que le nombre de strates (c'est-à-dire de classes cartographiques) sont toutes des proportions estimées de la zone.

Dans cet exemple, l'estimation de la précision de l'utilisateur est de 0,88 pour le déboisement, de 0,73 pour le gain en forêt, de 0,93 pour la forêt stable et de 0,96 pour la zone non forestière stable. L'estimation de la précision du producteur est de 0,75 pour le déboisement, de 0,85 pour l'expansion des forêts, de 0,93 pour la forêt stable, et de 0,96 pour la zone non forestière stable. La précision globale est estimée à 0,95. Notons que les mesures de précision ne peuvent pas être estimées en utilisant l'échantillonnage compté dans le **Tableau 15** du fait que l'échantillonnage est stratifié.

Les proportions de superficie estimées dans le **Tableau 16** sont ensuite utilisées pour estimer la superficie de chaque classe de référence. Le total des lignes de la matrice d'erreur dans le **Tableau 17** correspond aux proportions de la superficie de la classe de la carte (W_h), tandis que le total des colonnes correspond aux proportions de la superficie de classe de référence

estimée.

En utilisant la notation de l'Équation 30, et en ajoutant l'indice i pour désigner la classe de référence i ,

Équation 17

$$\hat{\mu}_i = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi}$$

mais parce que

Équation 18

$$y_{hi} = \begin{cases} 1 & \text{if } h = i \\ 0 & \text{if } h \neq i \end{cases}$$

L'équation 15 peut être exprimée comme suit,

Équation 19

$$\hat{\mu}_{hi} = \frac{n_{hi}}{n_h}$$

de sorte qu'à partir de l'Équation 31

Équation 20

$$\hat{\mu}_i = \sum_{h=1}^H W_h \hat{\mu}_{hi} = \sum_{h=1}^H W_h \frac{n_{hi}}{n_{h+}} = \sum_{h=1}^H \hat{p}_{hi}$$

La superficie pour la classe de référence j est estimée comme étant le produit de $\hat{\mu}_i$ et de la superficie totale, A_{tot} . Par exemple, la donnée de référence de la superficie estimée de déboisement est $\hat{A}_1 = \hat{p}_{+1} \times A_{\text{tot}} = 0,235 \times 900\,000 = 21\,158$ ha. Ainsi, la zone de déboisement cartographiée ($A_{m,1}$) de 18 000 ha est sous-estimée de 3 158 ha. L'étape suivante consiste à évaluer un intervalle de confiance pour la superficie estimée de chaque classe. En utilisant la notation de l'Équation 34 et en ajoutant à nouveau l'indice pour désigner la

classe de référence j,

Équation 21

$$\widehat{\sigma}_{hi}^2 = \frac{1}{n_{h+} - 1} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - \widehat{\mu}_{hi})^2$$

Notant à partir de l'équation l'**Équation 18** que $y_{hi} = 0$ ou $y_{hi} = 1$, l'**Équation 21** peut être exprimée comme suit,

Équation 22

$$\widehat{\sigma}_{hi}^2 = \frac{1}{n_{h+} - 1} \sum_{i=1}^{n_h} \widehat{\mu}_{hi}(1 - \widehat{\mu}_{hi})$$

de sorte qu'à partir de l'**Équation 32**

Équation 23

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}_i) = \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n_h} = \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\widehat{\mu}_{hi}(1 - \widehat{\mu}_{hi})}{n_h - 1} = \sum_{h=1}^H \frac{W_h \widehat{p}_{hi} - \widehat{p}_{hi}^2}{n_h - 1}$$

et l'erreur type,

Équation 24

$$SE(\widehat{\mu}_i) = \sqrt{\widehat{V}(\widehat{\mu}_i)}$$

Selon l'**Équation 24**, de sorte que l'erreur type pour la superficie estimée de la perte forestière corresponde à $SE(\widehat{A}_1) = SE(\widehat{\mu}_1) \times A_{\text{tot}} = 0,0035 \times 900\,000 = 3\,142$ ha. 95 pour cent de l'intervalle de confiance de la superficie estimée de la perte forestière correspond à $+ / - 1,96 \times 3\,142 = + / - 6\,158$ ha. Les estimations et les intervalles de confiance pour toutes les classes sont présentés dans le **Tableau 17**.

Tableau 17: Tableau Estimations des superficies, erreurs type et limites de l'intervalle de confiance supérieur et inférieur à 95 pour cent

Strate (j)	$\widehat{\mu}_j$ [proportion]	$SE(\widehat{\mu}_j)$ [proportion]	$\widehat{\mu}_j$ [ha]	Intervalle de confiance inférieur à 95 pour cent [ha]	Intervalle de confiance supérieur à 95 pour cent [ha]
Déboisement	0,0235	0,0035	21 158	15 000	27 315
Expansion des forêts	0,013	0,0021	11 686	7 930	15 442
Forêt stable	0,3175	0,0088	285 770	270 260	301 280
Zone non forestière stable	0,646	0,0092	581 386	565 104	597 668

Les estimateurs stratifiés présentés dans cette section peuvent également être appliqués si la conception de l'échantillonnage est SRS ou SYS, où la carte est utilisée pour définir les strates (comme indiqué ci-dessus, cette approche est parfois appelée post-stratification pour distinguer l'utilisation des strates pour l'estimation de l'utilisation des strates dans la mise en œuvre de

la conception de l'échantillonnage).

Encadré 33: Une approche assistée par modèle pour des évaluations précises et des estimations de surface

Données et conception de l'échantillonnage

Dans l'exemple 2, une région de 100 000 km² d'un pays tropical a été divisée en parcelles de 20 km x 20 km, chacune d'entre elles étant subdivisées en segments de 2 km x 2 km. Une classification forêt/non-forêt de 30 m x 30 m a été établie pour l'ensemble de la région pour chacune des années 1990, 2000 et 2010, en utilisant l'imagerie Landsat et un algorithme de classification non supervisé. Pour chaque intervalle de temps, les données cartographiques pour le segment i^{th} consistait en la proportion de pixels, \hat{y}_i , dont les classifications ont changé de forêt à non forêt. Les données de référence ont été acquises pour chaque année en sélectionnant de manière aléatoire un segment dans chaque parcelle et en interprétant visuellement chaque pixel du segment comme étant forestier ou non forestier, en utilisant des données Landsat indépendantes, des photographies aériennes et d'autres données spatiales. Bien que la carte et les données de référence soient basées sur l'imagerie Landsat, les données de référence ont été considérées de meilleure qualité en raison de l'utilisation par des interprètes qualifiés ayant accès à des informations supplémentaires. L'échantillon de segments a été désigné S , et pour chaque intervalle de temps, les données de référence pour le segment i^{th} étaient constituées par la proportion de pixels, y_i , dont les interprétations visuelles changeaient de forêt à non forêt. Les points de décision sont les mêmes que dans l'exemple 1, mais comme la carte montre les changements sous forme de proportions des catégories de la carte (qui varient continuellement), un estimateur par la régression généralisée assisté par modèle (GREG) est plus approprié que l'estimateur stratifié utilisé dans l'exemple 1.

Estimation

Pour chaque intervalle de temps, conformément à la notation utilisée pour l'Équation 38 et l'Équation 39 ci-dessus, l'estimation basée sur la carte de la proportion de la zone de déboisement a été,

Équation 25

$$\hat{\mu}_{map} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \hat{y}_i$$

où $N = 25000$ correspond au nombre total de segments dans la zone d'étude. Cependant, les estimations des cartes sont sujettes à des erreurs de classification qui introduisent un biais dans

la procédure d'estimation. Un terme d'ajustement pour compenser le biais estimé est,

Équation 26

$$\widehat{Bias}(\widehat{\mu}_{map}) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\widehat{y}_i - y_i)$$

où $N = 250$ correspond au nombre de segments dans l'échantillon. L'estimation ajustée (GREG) est l'estimation de la carte avec le terme d'ajustement soustrait,

Équation 27

$$\widehat{\mu}_{GREG} = \widehat{\mu}_{map} - \widehat{Bias}(\widehat{\mu}_{map}) = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \widehat{y}_i - \sum_{i=1}^n (\widehat{y}_i y_i)$$

L'erreur standard (SE) de $\widehat{\mu}_{GREG}$ est,

Équation 28

$$SE(\widehat{\mu}_{GREG}) = \sqrt{\widehat{V}(\widehat{\mu}_{GREG})} = \sqrt{\left(\frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i - \bar{\varepsilon}\right)^2}$$

où $\varepsilon_i = \widehat{y}_i - y_i$ et $\bar{\varepsilon} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i$.

Cet estimateur se base sur l'hypothèse d'un modèle SRS. Pour un modèle SYS, les variances et les erreurs standard peuvent être surestimées, ce qui donne des estimations prudentes des intervalles de confiance. Les estimations de la zone de déboisement pour chaque intervalle de temps sont indiquées dans le **Tableau 18**. Dans la littérature statistique, ces estimateurs sont qualifiés d'estimateurs GREG assistés par modèle, même si des techniques de prédiction autres que la régression peuvent être utilisées et que le modèle peut être implicite Särndal *et al.*, 1992; Section 6.5).

Tableau 18: Tableau Estimations des superficies, erreurs type et limites de l'intervalle de confiance supérieur et inférieur à 95 pour cent

Intervalle	$\widehat{\mu}_{GREG}$ [proportion]	SE($\widehat{\mu}_{GREG}$) [proportion]	$\widehat{\mu}_{GREG}$ [ha]	Intervalle de confiance inférieur à 95 pour cent [ha]	Intervalle de confiance inférieur à 95 pour cent [ha]
1990-2000	0,0033	0,0012	33 000	9 480	56 520
2000-2010	0,0011	0,0012	11 000	0 ^a	34 520
1990-2010	0,0044	0,0016	44 000	12 640	75 360

a. La limite inférieure étant négative, elle a été remise à 0.

Encadré 34: Atténuer l'impact des erreurs d'omission

Le texte qui suit s'appuie sur Olofsson *et al.* (2020). Les pays ont signalé que la présence de certains types d'erreurs dans les cartes établies à partir de données obtenues par télédétection et utilisées pour stratifier les zones d'étude a entraîné de grandes incertitudes et de grandes différences entre les zones cartographiées et estimées. Les erreurs sont des observations de référence des activités, généralement le déboisement ou la perte forestière, dans les grandes strates telles que la forêt stable. Ces erreurs sont appelées erreurs d'omission car elles représentent des omissions d'activités d'intérêt sur la carte.

La raison pour laquelle les omissions ont tendance à représenter une vaste zone, même si le nombre d'erreurs est faible, s'explique mieux par **Équation 16**, qui convertit le nombre d'unités d'échantillon observées en classe j dans une strate h à une proportion estimée de la superficie. Une erreur d'omission typique consiste dans l'observation d'un déboisement dans la strate forestière; si la strate forestière couvre 80 pour cent de la zone étudiée ($W_{\text{forest}} = 0,8$), et un échantillon de 400 unités est sélectionné dans la strate forestière, une seule erreur d'omission représente une superficie estimée de $0,8 \times 1/400 = 0,002$ ou 0,2 pour cent de la zone étudiée. Lors de l'application d'un estimateur stratifié (**Équation 20**), cette zone de déboisement omise serait ajoutée à la zone correctement cartographiée, tandis que la zone de déboisement engagée serait exclue. À moins que l'erreur de la commission de déboisement ne soit égale ou supérieure à l'omission, la zone de déboisement estimée est plus grande que la zone de déboisement cartographiée. Il est important de noter que dans un cas pareil, la zone estimée n'est pas erronée, même si elle est très différente de la zone cartographiée; veuillez garder à l'esprit que toutes les cartes comportent des erreurs et que l'utilisation d'un estimateur non biaisé tient compte des effets des erreurs de classification des cartes. Ce qui est plus problématique, c'est l'impact sur la largeur des intervalles de confiance des estimations. Concernant l'estimateur de variance stratifié (**Équation 23**), nous pouvons conclure que la variance de l'estimation du déboisement dépend principalement de la taille de l'échantillon dans la strate forestière et de son poids.

Il est donc possible d'atténuer l'impact de l'erreur d'omission en augmentant la taille de l'échantillon dans la strate forestière et/ou en diminuant le poids de la strate forestière. La première approche suggère qu'une répartition de l'échantillon aux strates qui est proportionnelle à la taille des strates est préférable si l'objectif est d'estimer la zone des données sur les activités. L'utilisation de modèles non stratifiés comme SRS ou SYS permet d'atteindre le même objectif. Le problème de la non-utilisation des strates, ou de la répartition proportionnelle à la taille des strates, est qu'une très grande taille d'échantillon est nécessaire si les zones des données sur les activités sont petites. Par exemple, si la strate de déboisement est de 0,5 pour cent et la taille de l'échantillon souhaité dans la strate de déboisement est de 30, une taille d'échantillon de 60 000 unités est nécessaire dans le cadre du SRS ou du STR avec répartition proportionnelle ($30/0.005 = 60000$). Des échantillons aussi importants comportent souvent un coût prohibitif.

Une solution plus intéressante consiste à essayer de réduire la taille de la strate dans laquelle les erreurs se produisent. Une telle solution suggère que toute information sur les endroits où des erreurs sont susceptibles de se produire doit être incorporée dans la stratification. Par exemple, si de vastes zones forestières sont inaccessibles en raison du terrain, de la législation, etc., et que les zones forestières à proximité immédiate de l'agriculture et des établissements humains sont traitées comme des strates différentes plutôt que comme de simples forêts, il est probable que les erreurs aient moins d'impact. En suivant ce raisonnement, une idée qui a été explorée dans la littérature (par exemple Arévalo *et al.*, 2020) est l'utilisation de strates

tampons. Une strate tampon est généralement définie comme étant les pixels cartographiés comme forêt à côté des activités cartographiées, où l'on suppose que les erreurs d'omission sont plus susceptibles de se produire. Comme la strate tampon est considérablement plus petite que le reste de la strate forestière, les erreurs dans la strate tampon ont un impact beaucoup plus faible sur les estimations.

4.2.3.1 Estimateurs à utiliser dans les plans d'échantillonnage aléatoires simples et systématiques

L'approche la plus simple pour estimer les composantes nécessaires à la création d'un intervalle de confiance consiste à utiliser les bien connus estimateurs de moyenne SRS, $\hat{\mu}_{SRS}$, (aussi connus pour le nom de facteurs d'expansion simples mais habituellement appelés estimateurs SRS) et la variance de l'estimation de la moyenne, $\widehat{V}(\hat{\mu}_{SRS})$,

Équation 29

$$\hat{\mu}_{SRS} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$$

et

Équation 30

$$\widehat{V}(\hat{\mu}_{SRS}) = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{\mu}_{SRS})^2}{n(n-1)}$$

où i indique le n nombre d'unités d'échantillons de référence et où y_i est un échantillon d'observation de référence. Les principaux avantages des estimateurs SRS sont qu'ils sont intuitifs, simples et non biaisés lorsqu'ils sont utilisés avec un modèle SRS; l'inconvénient est que les variances sont souvent grandes, en particulier pour les échantillons de petite taille et pour les populations très variables.

4.2.3.2 Estimateurs à utiliser dans les plans d'échantillonnage stratifiés

Lorsque les intensités d'échantillonnage diffèrent à l'intérieur des strates (à l'intérieur des classes cartographiques des activités), il convient d'utiliser les estimateurs STR. L'estimation stratifiée consiste à attribuer des unités de population à des groupes ou des strates, calculer les moyennes et les variances des parcelles d'échantillonnage à l'intérieur des strates, puis calculer les estimations de la population comme moyennes pondérées des estimations dans les strates où les pondérations sont proportionnelles à la taille des strates. L'estimation stratifiée nécessite d'accomplir deux tâches: (1) le calcul des pondérations des strates en tant que proportions relatives de l'aire de population correspondant aux strates; et (2) l'affectation de chaque unité d'échantillonnage à une seule strate. Lorsque les cartes servent de base pour les strates, la première tâche est accomplie en calculant le poids des strates en proportion des unités cartographiques assignées aux strates. La deuxième tâche est accomplie en attribuant des unités d'échantillons aux strates sur la base des attributions de strates des unités cartographiques contenant le centre de l'emplacement de l'observation de référence. L'utilisation générale des estimateurs stratifiés, au-delà de la seule estimation des données sur les activités, est décrite dans la **Section 3.2.1**. Les estimateurs STR de la moyenne, $\hat{\mu}_{STR}$, et la variance

de l'estimation de la moyenne, $\widehat{V}(\widehat{\mu}_{STR})$, sont fournis par Cochran (1977) comme suit

Équation 31

$$\widehat{\mu}_{STR} = \sum_{h=1}^H W_h \widehat{\mu}_h$$

et

Équation 32

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}_{STR}) = \sum_{h=1}^H W_h^2 \frac{\widehat{\sigma}_h^2}{n_h}$$

où

Équation 33

$$\widehat{\mu}_h = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} y_{hi}$$

et

Équation 34

$$\widehat{\sigma}_h^2 = \frac{1}{n_h - 1} \sum_{i=1}^{n_h} (y_{hi} - \widehat{\mu}_h)^2$$

$h = 1, \dots, H$ désigne les strates; y_{hi} est l'observation de l'échantillon dans la strate h^{th} ; w_h est le poids de la strate h^{th} ; n_h est le nombre de parcelles attribuées à la strate h^{th} ; et $\widehat{\mu}_h$ et $\widehat{\sigma}_h^2$ sont les estimations respectivement des moyennes et des variances des échantillons à l'intérieur des strates.

Les estimateurs STR peuvent également être utilisés avec des données acquises à l'aide des modèles SRS ou SYS. Par exemple, les grands programmes de surveillance d'une surface utilisent souvent des parcelles dont les emplacements sont basés sur des grilles ou des pavages systématiques et utilisent des intensités d'échantillonnage qui sont constantes sur de vastes aires géographiques. C'est le cas dans plusieurs pays tropicaux, comme le Mexique et la Colombie, où un très grand nombre d'échantillons ($n \approx 10\,000$) ont été sélectionnés en utilisant un modèle SYS, et des conditions de référence des emplacements de l'échantillon ont été observées à l'aide de données à haute résolution et des séries temporelles de données Landsat (communication personnelle entre Oswaldo Carrillo et Abel-Mizu Siampale). Dans de tels cas, même si l'échantillonnage stratifié n'est pas possible, il est encore possible d'accroître la précision en utilisant une estimation stratifiée suite à l'échantillonnage, une technique appelée stratification post-échantillonnage ou simplement *post-stratification* (PSTR) (Cochran, 1977, p. 135). Avec la PSTR, le même estimateur, l'**Équation 31**, est utilisé pour la moyenne mais l'estimateur de la variance subit une modification (Cochran, 1977; p. 135); comme indiqué (Lohr, 2009, Éq. 4.22) si W_h est connue et « n_h est raisonnablement grande » (≈ 30 environ) » ou « raisonnablement grande, environ > 20 dans chaque strate » (Cochran, 1977; p. 134). L'estimateur

de variance est

Équation 35

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}_{PSTR}) \approx \sum_{h=1}^H W_h \frac{s_h^2}{n}$$

Pour les proportions (Cochran, 1977, Eq. 3.5), la variance de la strate h peut être exprimée comme suit

Équation 36

$$s_h^2 = \frac{n_h}{n_h - 1} p_h (1 - p_h)$$

Dans une matrice d'erreur traditionnelle, $p_h = n_{hi}/n_h$ où n_{hi} est le comptage échantillon de la classe de référence i dans une strate h . En combinant l'approximation de la variance de Lohr et l'expression de la variance par strate de Cochran, on obtient un estimateur de variance post-stratifié qui s'exprime en utilisant les éléments d'une matrice d'erreur:

Équation 37

$$\widehat{V}(\mu_{PSTR}) \approx \sum_{h=1}^H W_h \frac{s_h^2}{n} = \frac{1}{n} \sum_{h=1}^H W_h \frac{n_h p_h (1 - p_h)}{n_h - 1} = \frac{1}{n} \sum_{h=1}^H W_h \frac{n_{hi} (1 - \frac{n_{hi}}{n_h})}{n_h - 1}$$

4.2.3.3 Estimateurs à utiliser dans les plans assistés par modèle

Les estimateurs assistés par modèle sont une mise en rapport entre une variable d'intérêt, comme la classe de la proportion de l'utilisation des terres ou des changements dans l'affectation des terres (Sannier *et al.*, 2014, et des variables de prédiction, comme les classes cartographiques ou les intensités spectrales, qui peuvent servir à prédire la variable d'intérêt pour chaque unité cartographique. L'estimation obtenue en additionnant ou en faisant la moyenne de toutes les prédictions de l'unité cartographique (pixels) est ensuite corrigée pour estimer le biais résultant de l'erreur de prédiction systématique en comparant les données de référence et les données cartographiques. Le rapport étant souvent estimé en utilisant un modèle de régression, l'estimateur est qualifié comme une estimation de régression généralisée (GREG) assistée par modèle. Cependant, les estimateurs peuvent être utilisés avec une grande variété de méthodes pour produire des prédictions cartographiques, sans nécessairement impliquer une régression (Sannier *et al.*, 2014). Les estimateurs de régression

généralisée assistés par modèle sont présentés dans Särndal *et al.* (1992) voir Section 6.5) comme suit

Équation 38

$$\widehat{\mu}_{GREG} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \widehat{y}_i - \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (\widehat{y}_i - y_i)$$

et,

Équation 39

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}_{GREG}) = \frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n (\varepsilon_i - \bar{\varepsilon})^2$$

où N est la quantité d'unités cartographiques, n est la taille de l'échantillon de la série de référence, y_i est l'observation pour l'unité de d'échantillon de la série de référence i^{th} , \widehat{y}_i est la classe cartographique, $\varepsilon_i = \widehat{y}_i - y_i$, et $\bar{\varepsilon} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \varepsilon_i$. Le premier terme de l'Équation 38, $\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \widehat{y}_i$, est simplement la moyenne des prédictions des unités cartographiques \widehat{y}_i , pour la surface d'intérêt, et le deuxième terme, $\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \widehat{y}_i - y_i$, est une estimation des biais calculée sur les unités de l'échantillon de la série de référence et compense les erreurs systématiques de classification. Le principal avantage des estimateurs GREG est qu'ils capitalisent sur la relation entre les observations de référence et les prédictions cartographiques qui leur correspondent pour réduire la variance de l'estimation de la moyenne de population.

Pour les observations de référence continues telles que la proportion de la forêt, les estimateurs GREG sont généralement un peu plus précis que les estimateurs STR. Toutefois, lorsque les données cartographiques et les données de référence représentent les mêmes classes d'une variable de catégorie (comme les classes des activités), les estimateurs STR sont un peu plus précis que les estimateurs GREG (McRoberts *et al.*, 2016a). L'utilisation générale des estimateurs assistés par modèle, au-delà de la seule estimation des données sur les activités, est décrite dans la Section 3.2.1.

4.3 Méthodes pour estimer les changements dans les réservoirs de carbone

La présente section s'intéresse aux méthodes permettant d'estimer les changements dans les réservoirs de carbone et analyse les inférences basées sur un plan et celles basées sur un modèle. Dans certains cas, la modélisation est requise pour créer des modèles allométriques, ou des modèles complexes de Niveau 3. La section examine également les paramètres de modèle pertinents dans ces cas-là, qui sont utilisés dans les estimations des émissions et des absorptions mais pas dans l'estimation des données sur les activités. Ces paramètres peuvent être considérés comme des facteurs d'émissions ou d'absorptions de manière générique même si les équations dans lesquelles ils sont utilisés peuvent être plus complexes qu'un simple produit des données sur les activités x un facteur d'émission.

4.3.1 Biomasse aérienne et biomasse souterraine

Les émissions et les absorptions relatives aux activités REDD+ résultent de changements survenus dans les réservoirs de carbone. Dans la plupart des cas, les réservoirs de biomasse aérienne et souterraine sont surtout des **réservoirs de carbone clés** et des méthodes sont nécessaires afin

d'estimer les changements dans les stocks de carbone de la biomasse.

Les méthodes de calcul des émissions et des absorptions de chaque activité REDD+ décrites dans la **Section 2.5** demandent de disposer de facteurs d'émissions/absorptions liés aux estimations de la densité de carbone de la biomasse et des variations de la densité du carbone dans les strates de forêt choisies. Par exemple, **les méthodes gains-pertes** incluent les points suivants:

- ▶ les densités de carbone de la biomasse dans les forêts primaires, les forêts naturelles modifiées et les forêts plantées sous-stratifiées pour chaque type de forêt, et le régime de gestion ou de la probabilité de perturbations;⁽¹⁴⁷⁾
- ▶ des taux annuels des changements de densité du carbone de la biomasse dans les forêts naturelles modifiées sous-stratifiées en fonction des types de forêt et du régime de gestion ou des probabilités de perturbation;
- ▶ la moyenne à long terme de la densité du carbone de la biomasse et les taux correspondants des changements dans la forêt plantée sous-stratifiée en fonction des types de forêt et du régime de gestion ou des probabilités de perturbation.

Quand un ou plusieurs cycles d'inventaires forestiers nationaux existent, les densités de la biomasse (point 1) peuvent se calculer en utilisant les méthodes décrites dans la **Section 4.3.1.1**. Deux ou plusieurs cycles de données IFN sont requises pour estimer les taux annuels de variation de densité de la biomasse dans les forêts perturbées (point 2)⁽¹⁴⁸⁾ et une moyenne à long terme de la densité de carbone dans les forêts plantées (point 3). En l'absence de mesures répétées des données IFN, les séries de données auxiliaires nationales (**Section 3.2.2** et **Section 3.2.3**) combinées de manière appropriée à la **modélisation de Niveau 3**, peuvent améliorer les estimations plus qu'on ne peut le faire avec les méthodes de Niveau 1 (GIEC, 2019).

4.3.1.1 Modèles allométriques pour les estimations de la biomasse

Le volume de la biomasse aérienne et le carbone de la végétation ligneuse ne sont pas directement mesurés sur le terrain mais font l'objet, habituellement, de prédictions à l'aide de modèles allométriques à trois niveaux, avec une ou plusieurs variables explicatives faciles à mesurer, comme les espèces, le diamètre à hauteur d'homme et la hauteur.

Les modèles utilisés pour prédire la biomasse aérienne sont créés en général avant ou indépendamment du processus de sélection de l'échantillon d'arbres auxquels les modèles sont appliqués. Il arrive souvent que ces modèles soient choisis dans la littérature, comme ceux documentés dans la **base de données GlobAllomeTree**. Les modèles construits à partir de macro zones écologiques mondiales ou régionales, comme celles sur la régression de la biomasse pantropicale reprise dans Cifuentes Jara *et al.* (2015) ou le modèle du bassin du Congo dans Fayolle *et al.* (2018) sont aussi largement utilisés, à l'échelle nationale et infranationale. Toutefois, pour que la prédiction du modèle soit précise, il faut que les spécifications du modèle soient correctes et que les données des échantillons à partir desquelles le modèle a été construit soient très proches de la population à laquelle le modèle est appliqué. Si ces critères ne sont pas satisfaits, les prédictions du modèle ont de grandes chances d'être inexactes et les

(147) La stratification en forêt primaire, forêt naturelle modifiée et forêt plantée est conforme à l'Évaluation des ressources forestières mondiales de la FAO. Les pays peuvent utiliser d'autres stratifications selon les circonstances nationales (par exemple en présence d'une stratification établie au niveau national) ou si l'utilisation d'une autre stratification réduit le nombre de sous-strates requis.

(148) Pour des exemples sur la manière de produire des facteurs d'émission pour les forêts gérées, voir la **Section 4.3**.

erreurs qui en résultent peuvent se répercuter dans tout le processus d'estimation. Dans ces cas-là, une estimation de Niveau 1 basée sur des facteurs par défaut est préférable à une estimation obtenue en utilisant un modèle allométrique imprécis. À ce sujet, au **Volume 4, Chapitre 2, de la Révision de 2019** il est indiqué que la bonne pratique consiste à choisir la méthode avec la plus grande attention et on y fournit un diagramme décisionnel générique pour le choix d'un modèle allométrique adéquat permettant de prédire le volume à l'échelle des arbres, de la biomasse ou des stocks de carbone. Le **Volume 4, Chapitre 4, de la Révision de 2019** indique des valeurs par défaut actualisées des stocks de la biomasse aérienne et de la croissance dans les forêts naturelles, primaires et secondaires, et dans les forêts plantées pour les principales zones écologiques mondiales.

La mesure de la biomasse souterraine est une opération plus difficile et qui implique plus de ressources à comparer à la mesure de la biomasse aérienne. Les méthodes de Niveau 1 pour estimer la croissance et les stocks de la biomasse souterraine utilisent le rapport entre biomasse souterraine et biomasse aérienne. Au **Volume 4, Chapitre 4, de la Révision de 2019** on peut trouver des valeurs actualisées du rapport entre biomasse souterraine et biomasse aérienne pour les forêts plantées et les forêts naturelles dans les principales zones écologiques du monde. En raison du peu de données disponibles sur la biomasse racinaire, le développement de modèles allométriques pour la biomasse souterraine a généralement entraîné le développement de relations génériques plutôt que spécifiques au site et à l'espèce (Barton and Montagu, 2006; Mokany *et al.*, 2006; Ouimet *et al.*, 2008; Peichl and Arain, 2007; Xiang *et al.*, 2011; Paul *et al.*, 2013; Reich *et al.*, 2014). Une première analyse des caractéristiques mondiales de la variation individu-arbre R:S est accessible dans Ledo *et al.* (2018).

La végétation ligneuse non pérenne est susceptible de composer le réservoir de carbone aérien et souterrain dans les utilisations des terres autres que forestières. Des facteurs par défaut actualisés de la biomasse aérienne et souterraine dans les systèmes agroforestiers et dans les systèmes de récolte pérenne sont donnés au **Volume 4, Chapitre 5, de la Révision de 2019**. Le **Volume 4, Chapitre 8, de la Révision de 2019** fournit aussi des valeurs par défaut actualisées du taux d'accumulation de carbone et du taux de croissance du couvert du houppier pour les arbres urbains.

Encadré 35: Domaine approprié des modèles allométriques génériques

Des études récentes réalisées sur des terres boisées (Williams *et al.*, 2005), dans des forêts d'eucalyptus (Montagu *et al.*, 2005) et des plantations d'espèces mixtes (Paul *et al.*, 2013) et dans plusieurs écorégions en Australie (Paul *et al.*, 2016) ont montré que, bien que les différences site-espèces étaient importantes, l'étendue de la variation comptabilisée par ces facteurs site-espèces était faible, soutenant ainsi l'utilisation d'allométriques généralisés qui étaient un peu moins précis mais beaucoup plus sûrs. Plusieurs auteurs ont proposé des modèles allométriques généralisés pour une application à grande échelle sur une série d'espèces d'arbre et d'arbuste (par exemple Pastor *et al.*, 1984 (nordest des États-Unis); Zianis and Mencuccini, 2004 (nord de la Grèce); Jenkins *et al.*, 2003 (États-Unis); Williams *et al.*, 2005 (nord de l'Australie); Montagu *et al.*, 2005 (est de l'Australie); Muukkonen, 2007 (Europe); Dietze *et al.*, 2008 (sud-est des États-Unis); Basuki *et al.*, 2009 (Indonésie); Xiang *et al.*, 2011 (Chine); Vieilledent *et al.*, 2016 (Madagascar); Kuyah *et al.*, 2012 (Kenya); Schepaschenko *et al.*, 2018 (Russie); Fayolle *et al.*, 2018 (Bassin du Congo)). Il convient d'être particulièrement vigilant lorsque l'on utilise les modèles allométriques généralisés en dehors de leur domaine. Ces modèles doivent être validés par des études locales, qu'elles soient destructives (Fayolle *et al.*, 2018) ou non destructives (Momo Takoudjou *et al.*, 2018). C'est la raison pour laquelle, il convient d'appliquer avec prudence les allométriques généralisés qui ont impliqué l'utilisation de plus larges séries de données pan-continentales ou régionales (Brown *et al.*, 1989; Brown, 1997; Chave *et al.*, 2005; Chave *et al.*, 2014; Zapata-Cuartas *et al.*, 2012; Fayolle *et al.*, 2018). Il est souhaitable de réaliser une vérification à petite échelle de ces

allométriques pan-continentaux généralisés, qui soit cependant basée sur une large série de données (Fayolle *et al.*, 2018). Afin d'éviter toute erreur grave et biais, le modèle allométrique ne doit pas être appliqué aux arbres (ou à tout autre végétation) en dehors de la plage de diamètres des échantillons utilisés pour établir le modèle allométrique. Des études récentes ont également commencé à examiner si les paramètres du modèle allométrique pan-tropical sont indépendants de la taille des arbres (Picard *et al.*, 2015, Peloton *et al.*, 2016), comme le supposent implicitement la plupart des modèles, mais il semble que des recherches et des données supplémentaires soient nécessaires avant de parvenir à une conclusion (Burt *et al.*, 2020).

Encadré 36: Catégorisation (espèces contre habitude de croissance) des modèles allométriques génériques

Il apparaît clairement que l'allométrie de la biomasse aérienne des arbustes est très différente de celle des arbres (Keith *et al.*, 2000; Bi *et al.*, 2004; Paul *et al.*, 2013). Les différences d'allométrie sont moins importantes au sein de ces catégories d'habitude de croissance. Récemment, Paul *et al.* (2016) a montré qu'une prévision rentable de la biomasse dans un large éventail de peuplements en Australie est possible en utilisant des modèles allométriques génériques basés sur seulement cinq types fonctionnels de plantes. En plus des espèces et des formes de vie, le climat est également un facteur important qui influence les modèles allométriques pour la biomasse aérienne. Les précipitations annuelles moyennes peuvent constituer un facteur important (Brown *et al.*, 1989; Sternberg and Shoshany, 2001; Drake *et al.*, 2003; Chave *et al.*, 2005; DeWalt and Chave, 2004). En forêt tropicale, les lianes peuvent elles aussi constituer un réservoir non négligeable de carbone. Des méthodes permettant de mesurer et estimer la biomasse des lianes sont fournies dans Schnitzer *et al.*, 2006.

Évaluation du domaine de validité des modèles allométriques à l'échelle des arbres

L'estimation des facteurs d'émission de la biomasse aérienne et souterraine à l'aide de modèles allométriques à l'échelle des arbres implique généralement l'usage de deux échantillons:

1. l'échantillon d'arbres utilisé pour construire le modèle, parfois également appelé ensemble de données d'étalonnage, comme dans McRoberts *et al.* (2016a); et
2. l'échantillon d'arbres auquel le modèle est appliqué (parfois également appelé ensemble de données d'estimation, *ibid.*).

La comparaison entre ces deux échantillons contribue à fournir des informations utiles pour choisir quel sera le modèle le plus approprié. Dans l'idéal, les deux échantillons sont sélectionnés à partir de la même population. Dans certains cas, l'échantillon de calibrage est en fait un sous-ensemble de l'échantillon auquel le modèle est appliqué. Si tel est le cas, et si un plan d'échantillonnage est utilisé, il est possible de prouver que les prédictions du modèle sont précises. Dans tous les cas, lorsque l'on utilise un modèle allométrique avec des incertitudes de prédiction minimales, les inférences que l'on peut effectuer sur de vastes zones doivent s'appuyer sur des estimateurs basés sur un modèle et la validité des inférences dépend en grande partie de la mesure dans laquelle la population est conforme au modèle choisi. Si aucune comparaison directe n'est disponible entre les observations de la biomasse dans les arbres de la série de données d'estimation et les prédictions du modèle, il est difficile d'évaluer si l'hypothèse est valable. La Révision de 2019 définit un ensemble de critères pour évaluer la validité d'un modèle (**Volume 4, Chapitre 2, Figure 2.2a, dans la Révision de 2019**). Ceci implique une analyse globale des métadonnées associées au modèle, y compris les informations sur la population échantillonnée pour créer le modèle (par exemple emplacement géographique, conditions éco-climatiques, composantes de la végétation verte, traits fonctionnels des espèces) et l'échantillon lui-même (par exemple méthodologie de la sélection de l'échantillon, taille de l'échantillon, gamme des tailles des arbres échantillonnés, etc.). Il peut être utile de noter que certaines de ces informations sont quantitatives, comme la taille de l'échantillon, et la gamme des tailles des arbres, tandis que d'autres ne le sont pas. En comparant ces informations aux informations concernant la population à partir de laquelle l'échantillon de l'estimation a été choisi, il est possible d'évaluer la validité du modèle; plus les deux populations se ressemblent, plus les inférences sont non biaisées.

Un pré-requis évident et essentiel pour mener ce type d'analyse est que les informations pour l'ensemble des données de calibrage doivent être fournies par les créateurs du modèle. Toutefois, dans la littérature, on trouve que des objectifs différents sont attribués à la recherche sur les modèles de la biomasse. De récentes études sur les modèles de la biomasse pour les zones tropicales ont montré que la documentation est lacunaire dans près de la moitié des modèles publiés Birigazzi *et al.*, 2015). Bien souvent, les modèles disponibles dans la littérature ne fournissent aucune des informations essentielles, comme la taille de l'échantillon utilisé pour créer le modèle ou les statistiques clés nécessaires pour estimer l'incertitude de la prédiction du modèle. Toutefois, il existe des méthodes pour estimer l'incertitude des prédictions en l'absence de la matrice de covariance, à partir du coefficient de détermination et de la taille de l'échantillon du modèle (Magnussen and Carillo Negrete, 2015) ou à l'aide d'une simulation avec des données factices (Wayson *et al.*, 2015). Des lignes directrices permettant de documenter et de notifier les modèles allométriques pour les arbres sont fournies dans Chave *et al.* (2014).

Résoudre les incohérences entre les domaines de validité

Si le domaine de validité du modèle ne correspond pas à la population à laquelle le modèle s'applique, la Révision de 2019 suggère d'examiner la possibilité d'acquérir de nouvelles données afin de résoudre

l'incohérence (**Volume 4, Chapitre 2, Figure 2.2a, dans la Révision de 2019**).

Ceci peut supposer que l'on mène une nouvelle campagne afin de relever de nouvelles mesures sur le volume ou la biomasse et, par conséquent, que l'on augmente la taille de l'échantillon utilisé pour créer le modèle et que l'on renforce le niveau de représentation de la population dans le modèle à appliquer. L'encadré qui se trouve au **Volume 4, Chapitre 2, Box 2.0c, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019) décrit aussi les nouvelles technologies, comme le scanner laser terrestre, qui permet des mesures non destructrices et hautement détaillées indépendamment de la taille et de la forme de l'arbre qui, autrement, ne sont disponibles qu'à travers des méthodes dévastatrices. Pour beaucoup d'arbres, les données peuvent être acquises de manière efficace et sont susceptibles de suffire pour créer de nouveaux modèles allométriques pour les inventaires nationaux, ou d'en contrôler l'utilité.

Évaluer et comparer l'exactitude des modèles

Les prédictions des modèles allométriques ne sont pas tant des observations que des prédictions qui contiennent un certain niveau d'incertitude. Si cette incertitude est ignorée dans le processus de l'estimation, la variance de la moyenne de la population estimée est nécessairement sous-estimée. Afin que l'incertitude de la prédiction du modèle allométrique soit prise en compte dans la biomasse de la population, une forme de ce que l'on a appelé l'inférence hybride, par opposition à l'inférence probabiliste, est utilisée. Toutefois, des recherches récentes sur les estimations du volume et de la biomasse des forêts (McRoberts *et al.*, 2014, McRoberts *et al.*, 2016a; McRoberts and Westfall, 2016), ont montré que la contribution de l'incertitude de la prédiction du modèle à l'erreur totale est négligeable quand trois conditions sont remplies:

1. l'échantillon utilisé pour construire le modèle provient de la même population à laquelle le modèle s'applique;
2. l'échantillon choisi pour créer le modèle contient environ 100 observations pour chaque espèce ou chaque groupe d'espèces;
3. le R^2 du modèle est de l'ordre de 0,95.

Ce critère peut être utilisé pour évaluer et comparer l'adéquation des modèles allométriques à l'échelle des arbres qui servent de base pour déduire des paramètres sur la population, dans le contexte d'enquêtes menées sur des aires étendues. Si ces critères ne sont pas remplis, la contribution de l'incertitude de la prédiction du modèle à l'erreur totale est probablement non-négligeable. Ces critères sont probablement plus faciles à satisfaire dans les pays qui n'ont que peu de diversité d'espèces d'arbres, comme ceux des régions tempérées. Dans les tropiques, ces critères peuvent être remplis en utilisant une combinaison qui regroupe de manière efficace plusieurs espèces, afin de réduire le R^2 du modèle, et en acquérant des nouvelles mesures de volume/biomasse, afin d'augmenter la taille de l'échantillon du modèle.

Le diagramme décisionnel de la figure qui se trouve au **Volume 4, Chapitre 2, Figure 2.2a, de la Révision de 2019** prévoit aussi une évaluation visant à savoir si l'utilisation d'un modèle allométrique fournit des estimations plus précises des émissions à comparer aux méthodes de Niveau 1, basées sur des facteurs par défaut. Si des données de meilleure qualité sur la densité de la biomasse sont disponibles sur la population à laquelle le modèle doit s'appliquer, il est possible de les comparer aux densités de la biomasse prédites en utilisant le modèle allométrique et, d'un autre côté, aux facteurs par défaut indiqués dans la Révision de 2019. Si les facteurs par défaut indiqués dans la Révision de 2019 s'avèrent plus précis, il est recommandé d'abandonner le modèle allométrique et de lui préférer

les facteurs par défaut ou, éventuellement d'utiliser un autre modèle allométrique le cas échéant.

Si possible, les modèles allométriques doivent aussi être vérifiés en comparant les mesures prises directement dans la biomasse aérienne et souterraine dans la région du domaine d'intérêt. Voici quelques exemples: les forêts feuillues au nord du New Hampshire, États-Unis (Arthur *et al.*, 2001), mélange d'espèces dans le désert de Sonoran (Búrquez and Martínez-Yrizar, 2011), peuplements purs de peupliers et d'épicéas (Pérez-Cruzado *et al.*, 2015) et mélange d'espèces d'arbres plantés en Australie (Paul *et al.*, 2013). Un ensemble de données indépendantes de mesures non dévastatrices de la taille des arbres obtenues en utilisant un scanner laser terrestre en Guyane ont permis d'évaluer dans quelle mesure et quel type de modèle Chave était le plus adapté à l'inventaire GES national (Lau *et al.*, 2019).

Il faut faire particulièrement attention lorsque l'on utilise des modèles qui ont été créés suite à des transformations logarithmiques des variables de réponse et de prédiction. Les transformations log-log sont habituellement utilisées pour créer des modèles allométriques de la biomasse à l'échelle des arbres car elles facilitent l'estimation des paramètres en permettant au modèle d'être exprimé de manière linéaire et en éliminant l'hétéroscédasticité. Toutefois, lorsque l'on calcule les prédictions, il faut compenser les biais qui s'accumulent lorsque l'on retransforme les variables à l'échelle de départ (Baskerville, 1972).

4.3.1.2 Utilisation des cartes de la biomasse et des données de télédétection dans l'estimation des émissions/absorptions

Les cartes sur la densité de la biomasse sont des prédictions avec une couverture continue de la biomasse des plantes ligneuses et des arbres. Ces cartes représentent généralement la biomasse aérienne à partir de laquelle la biomasse souterraine peut aussi être prédite à l'aide de modèles allométriques. À ce jour, plusieurs cartes de densité de la biomasse au niveau mondial ont été publiées et sont disponibles (par exemple Baccini *et al.*, 2012; Saatchi *et al.*, 2011; Avitabile *et al.*, 2016). De plus, une carte des changements dans la biomasse est à présent disponible (Santoro and Cartus, 2019), et des cartes sur la densité de la biomasse mondiale mesurée à différents points temporels à partir de données obtenues par des détecteurs spéciaux basés dans l'espace sont attendus (Herold *et al.*, 2019). Malgré la plus grande attention donnée aux cartes de la biomasse existantes, les recommandations ci-dessous s'appliquent aussi lorsque les cartes produites à partir de données obtenues par télédétection sont élaborées localement et destinées à des applications spécifiques.

Les caractéristiques et l'utilité des cartes de la biomasse dépendent de plusieurs facteurs:

- ▶ Le degré de correspondance entre les définitions de la forêt et de la biomasse utilisées pour élaborer une carte et les définitions utilisées dans l'inventaire national des gaz à effet de serre.
- ▶ La disponibilité et la fiabilité des données de terrain sur la biomasse qui sont nécessaires à l'élaboration et à la validation de la carte de la densité de la biomasse.
- ▶ Le degré de correspondance entre les définitions de la forêt et de la biomasse utilisées pour élaborer une carte et les définitions utilisées dans l'inventaire national des gaz à effet de serre.
- ▶ La disponibilité et la fiabilité des données de terrain sur la biomasse qui sont nécessaires à l'élaboration et à la validation de la carte de la densité de la biomasse.
- ▶ La disponibilité et l'accessibilité des données spatiales et les attributs de ces données, y compris la résolution spatiale, la couverture temporelle et la sensibilité à la densité de la biomasse, en particulier dans les zones étendues de biomasse où les détecteurs optiques et radar ont tendance

à saturer.

- ▶ Les méthodes d'élaboration des cartes, qui peuvent aller d'une simple interpolation des estimations de terrain de la biomasse en utilisant des covariantes des techniques de modélisation et de prédiction en utilisant des combinaisons de données de terrain et de télédétection.
- ▶ La mesure dans laquelle les auteurs des cartes fournissent des informations sur l'incertitude ou des méta-données nécessaires afin d'estimer l'incertitude, et la manière dont les informations sur l'incertitude sont utilisées pour évaluer les biais et la précision des estimateurs de la biomasse sur des zones de grande dimension.
- ▶ Une vision à long terme qui prévoit la création d'un protocole pour les données afin de garantir l'accessibilité des données à l'avenir et leur comparabilité à différentes échelles temporelles.

L'estimation des émissions, des réductions et des facteurs d'émissions et d'absorptions se base sur l'estimation du rapport entre les estimations des changements de la biomasse et le nombre d'années d'intervention. Les facteurs d'émissions et d'absorptions font également l'objet d'une estimation sur la base d'une surface par unité pour chaque classe d'activité. Ainsi, l'estimation de la biomasse ou des changements de la biomasse est indispensable pour les estimations des émissions, des absorptions et des facteurs d'émissions/absorptions, quelle que soit la carte utilisée, et c'est sur cette estimation que nous nous concentrons dans la présente section. Pour ce faire, et en gardant bien à l'esprit la différence entre données de référence et données auxiliaires (**Chapitre 3**), les cartes de la biomasse et les données obtenues par télédétection peuvent contribuer à produire et faciliter les estimations de la biomasse et des changements de biomasse, principalement de quatre façons:

1. En tant que source de données auxiliaires, elles permettent d'augmenter la précision des estimations des émissions, des absorptions et des facteurs d'émissions/absorptions basées sur des données de référence des parcelles de terrain.
2. En tant que source de données de référence, elles permettent des estimations directes de la biomasse et des changements de la biomasse directement à partir des cartes sur la densité de la biomasse et/ou des changements de densité.
3. Elles permettent de faciliter les estimations des facteurs d'émissions et d'absorptions en combinant les cartes sur la densité de la biomasse et/ou les changements de densité avec les données sur les activités.
4. Elles permettent de localiser les estimations des émissions et des absorptions en insérant dans les cartes sur la densité de la biomasse et/ou les changements de densité d'autres données spatiales et/ou des modèles de Niveau 3.

Les orientations ci-dessous, surtout les points 2-4, élargissent et complètent les principes définis dans la Révision de 2019 au **Volume 4, Chapitre 2.3.1.3, de la Révision de 2019 (IPCC, 2019)**. Bien que les exemples nationaux qui illustrent la mise en œuvre opérationnelle des recommandations sur les quatre points soient peu nombreux voire inexistantes, beaucoup d'autres études citées ci-dessous en illustrent l'utilisation.

- ▶ **Utiliser les cartes comme source de données auxiliaires** - Les cartes des attributs des forêts, pas uniquement celles sur la densité de la biomasse et les changements de densité, peuvent être utilisées comme sources de données auxiliaires afin d'accroître la précision des estimations basées sur les parcelles de terrain de la biomasse et des changements de la biomasse. Si l'on dispose d'un échantillon de probabilité, ou d'un dispositif raisonnablement semblable, un modèle probabiliste peut être construit à partir de sources disparates de données de terrain (**Section 4.1.1**), on peut utiliser les estimateurs probabilistes post-stratifié et assisté par modèle (**Section 3.2.1**). Pour l'approche post-stratifiée, les valeurs de la carte sont agrégées dans un petit nombre de

classes contiguës qui servent de strates. En ce qui concerne l'utilisation des estimateurs assistés par modèle, les valeurs de la carte servent de prédictions (Næsset *et al.*, 2011, Næsset *et al.*, 2013; McRoberts *et al.*, 2018c; McRoberts *et al.*, 2019).

Quand on utilise les cartes comme des données auxiliaires, l'erreur et l'incertitude cartographiques systématiques n'ont pas besoin d'être estimées ou accueillies de quelque façon que ce soit, parce qu'aucun biais n'est introduit dans les estimateurs et les effets de l'incertitude sont automatiquement incorporés dans les estimations probabilistes de la variance.

Quand on élabore des estimations des changements de densité de la biomasse, plutôt que de la simple densité de la biomasse, les applications sont les mêmes. Lorsque les données de référence sont des observations multi-temporelles d'un échantillon probabiliste de parcelles, une carte des changements de la densité de la biomasse, construite soit directement soit comme la différence entre deux cartes de la densité de la biomasse, peut être utilisée à la fois avec des estimateurs post-stratifiés et des estimateurs assistés par modèle. Lorsque les données de référence sont deux séries d'observations, chacune pour un échantillon probabiliste de parcelles différent, la densité de la biomasse est estimée pour chaque point temporel, et le changement de densité est estimé comme la différence entre les deux estimations de la densité de la biomasse.

- **Utiliser les cartes comme source de données de référence** - En l'absence de données de terrain, des cartes de la biomasse mondiale peuvent être utilisées comme source de données de référence pour l'estimation de la biomasse. Toutefois, comme les cartes sont faites de séries de prédictions d'unités cartographiques sujettes à l'incertitude, pour être en ligne avec les recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques, il faut satisfaire à plusieurs exigences. En particulier, la carte doit être validée soit entièrement soit, au minimum, pour un échantillon de son domaine. La validation se fait sous forme d'une vérification statistiquement rigoureuse de l'hypothèse selon laquelle il n'y a pas de différence entre l'estimation basée sur les cartes mondiales et l'estimation basée sur les données de référence indépendantes. Quatre estimations sont requises: (1) une estimation basée sur les cartes mondiales; (2) l'erreur type ou standard (ES) de l'estimation basée sur les cartes mondiales; (3) l'estimation des données de référence; et (4) l'ES de l'estimation des données de référence. L'estimation basée sur les cartes mondiales est simplement la moyenne ou le total de toutes les unités cartographiques mondiales dans le domaine d'intérêt. L'ES correspondant est basé sur trois composantes: (i) les covariances entre les valeurs des unités cartographiques; (ii) les différences résiduelles entre les valeurs des unités cartographiques et les données de référence; et (iii) les covariances entre les différences résiduelles. Des informations pour ces composantes de l'incertitude doivent être fournies par les auteurs des cartes, mais cela n'est que rarement, voire jamais, le cas. McRoberts *et al.* (2019) plusieurs approximations et certitudes sur les incertitudes, mais le processus de validation serait grandement facilité si les auteurs des cartes avaient connaissance de ces exigences.

McRoberts *et al.* (2019) présente trois approches déductives pour la réalisation d'estimations basées sur les données de référence et les incertitudes qui y sont associées. Une hypothèse sous-jacente consiste à dire que l'estimation basée sur des données de référence est de meilleure qualité que l'estimation basée sur les cartes mondiales, parce que les données de référence seraient de meilleure qualité et auraient une plus grande précision (Stehman, 2009). Deux approches utilisent des échantillons de données de référence et des données auxiliaires terrestres locales pour prédire et estimer la biomasse de manière indépendante. Selon la première approche, qui s'appuie sur un échantillon probabiliste de données de terrain locales de référence, les estimateurs probabilistes post-stratifiés et les estimateurs assistés par modèle peuvent être utilisés pour obtenir l'estimation de référence et ses ES. Selon la deuxième approche, qui n'utilise pas d'échantillons probabilistes des données de terrain locales de référence, les estimateurs basés sur des modèles sont utilisés pour obtenir l'estimation de référence et ses ES. Dans les deux approches, les données de terrain

de référence peuvent être ou non des échantillons probabilistes; l'inférence basée sur un modèle est utilisée afin d'évaluer l'incertitude.

Une troisième approche utilise des cartes locales de meilleure qualité que les cartes de la densité de la biomasse comme source de données de référence. Les cartes locales s'appuient sur des échantillonnages pour obtenir des données de référence en utilisant toutes les intensités et les plans d'échantillonnage appropriés, sachant que les plans d'échantillonnage probabilistes simplifient de beaucoup les estimations. Comme la carte locale est faite plus de prédictions que d'observations, l'incertitude des valeurs de la carte locale doit être insérée dans l'estimation de l'incertitude totale à l'aide d'une inférence hybride.

- ▶ **Utiliser les cartes pour faciliter l'estimation des facteurs d'émissions et d'absorptions** - Pour l'estimation des facteurs d'émissions et d'absorptions, des données de terrain locales de référence indépendantes doivent être acquises pour les classes d'activité définies à partir des observations de terrain, des données sur les récoltes, des données sur la gestion et autres sources semblables. Si les données locales de référence indépendantes sont acquises à partir d'une carte locale, la population des données de référence représentée sur la carte peut devoir être soumise à une stratification en entrecoupant la carte et une carte sur les classes d'activité. Les données de référence d'origine cartographique utilisées pour estimer les facteurs d'émission et d'absorption pour une classe d'activité donnée sont alors puisées dans la strate qui convient.
- ▶ **Utiliser les cartes pour localiser les estimations des émissions et des absorptions** - Certains pays souhaitent utiliser les cartes de la biomasse selon des méthodes de Niveau 3 plus élevé, qui visent des objectifs nationaux, comme établir des liens entre les dynamiques de la biomasse et celles du carbone du sol, ou encore effectuer un traçage de l'utilisation des terres et des changements d'affectation des terres au fil du temps. Toutefois, comme aucun exemple ni rapport national n'est à ce jour connu dans la littérature scientifique, toute recommandation doit d'abord faire l'objet de clarifications supplémentaires sur les pratiques actuelles.

De manière générale, les orientations ne doivent pas se baser uniquement sur les cartes de la biomasse mais aussi sur les cartes des changements de la biomasse. Et plus particulièrement, lorsque l'on utilise une carte des changements de la biomasse mondiale, les mêmes approches sont valables à condition que toutes les données de référence locales concernent aussi les changements, soit à partir de sources de terrain, soit à partir de cartes des changements de la densité de la biomasse, locales et de plus grande qualité.

4.3.2 Réservoirs de bois mort et de litière

Lorsque des terres restent dans une même catégorie d'utilisation des terres, l'hypothèse de Niveau 1 du GIEC consiste à dire que les stocks de carbone dans les réservoirs de bois mort et de litière ne subissent aucun changement avec le temps. Les estimations par défaut de Niveau 1 concernant les stocks de carbone dans le bois mort et la litière sont disponibles par type général de forêt et zone climatique dans le tableau au **Volume 4, Chapitre 2, Tableau 2.2, dans la Révision de 2019** (IPCC, 2019). Les méthodes de Niveau 2 et 3 pour l'estimation des dynamiques du carbone dans le bois mort et la litière ne sont pas statiques et requièrent des données par pays. Il existe deux méthodes pour estimer les changements des stocks de carbone dans les réservoirs de bois mort et de litière, la méthode gains-pertes (**Volume 4, Chapitre 2, Équation 2.18, dans la Révision de 2019**) ou la méthode de différence des stocks (**Volume 4, Chapitre 2, Équation 2.19, dans la Révision de 2019**) (voir **Section 2.3.4** pour une explication générale des deux méthodes). Pour effectuer les estimations des changements dans la matière organique morte à l'aide de ces méthodes utilisant des niveaux plus élevés, il faut soit des inventaires détaillés qui prévoient des mesures répétées des réservoirs de bois mort et de litière,

soit des modèles qui simulent les dynamiques du bois mort et de la litière. Les pays doivent utiliser des méthodes avec des niveaux plus élevés, où le bois mort et/ou la litière sont considérés comme des **catégories clés** et, en l'absence de données nationales, le Niveau 1 peut être utilisé comme mesure temporaire en attendant que des données nationales soient disponibles.

Lorsque des terres forestières sont converties dans une autre catégorie d'utilisation des terres, l'hypothèse de Niveau 1 consiste à dire que tous les stocks de carbone des réservoirs de bois mort et de litière sont perdus au cours de l'année de la conversion. Lorsque des terres non forestières sont converties en terres forestières, l'accumulation des stocks de carbone des réservoirs de bois mort et de litière est recalculé à partir de zéro à compter de l'année où la conversion a eu lieu. L'accumulation des stocks de carbone dans les réservoirs de bois mort et de litière, selon les méthodes de Niveau 1, est conçue comme un processus linéaire qui commence à partir de zéro. Les méthodes d'estimation de niveau plus élevé peuvent utiliser des estimations, par pays, ne partant pas de zéro des stocks de carbone des réservoirs de litière et de bois mort dans les catégories ou sous-catégories appropriées d'affectation des terres. Les méthodes de Niveau 2 et 3 peuvent aussi comprendre des intrants et des extrants de matière organique morte, associés aux changements d'affectation des terres ou autres activités.

Pour l'estimation des émissions et des absorptions liées aux activités REDD+, les changements dans les stocks de carbone dans les réservoirs de litière et de bois mort doivent être obtenus sur la base d'un échantillonnage, effectué si possible sur les mêmes sites d'échantillonnage utilisés pour les estimations de la biomasse. Si les méthodes d'estimation de ces réservoirs ne sont pas encore établies (par exemple dans un IFN), les pays peuvent appliquer les méthodes utilisées pour certaines activités REDD+, surtout pour le boisement/reboisement, et établies par la CCNUCC dans le cadre de projets de boisement et reboisement du Mécanisme pour un développement propre (MDP).⁽¹⁴⁹⁾

Les méthodes de Niveau 3 utilisent des modèles basés sur le bilan massique qui recouvrent tous les réservoirs de carbone y compris ceux de bois mort et de litière, ainsi que les mouvements entre tous les réservoirs (**Encadré 19**). Dans ces cas-là, les pays disposent de modèles calibrés qui leur permettent d'élaborer des estimations sur les réservoirs de bois mort et de litière selon les strates forestières qu'ils ont définies.

4.3.3 Le carbone dans les sols organiques

Bien que l'on trouve aussi bien des formes organiques que non organiques de carbone dans le sol, l'utilisation des terres et la gestion des terres ont généralement davantage d'effets sur les stocks de carbone organique. Par conséquent, les méthodes fournies dans les recommandations du GIEC se concentrent essentiellement sur le carbone organique du sol dans les sols organiques et minéraux (IPCC, 2019). Les méthodes du Niveau 1 d'estimation des émissions et des absorptions de CO₂ dans les sols organiques et minéraux sont présentées ci-dessous.

Les changements des stocks dans les sols organiques sont basés sur les facteurs d'émission qui représentent la perte annuelle du carbone organique dans toute la zone d'intérêt due au drainage et aux activités de gestion qui y sont associées (par exemple les incendies). La méthode de Niveau 1 est présentée sous forme d'équations aux Chapitres 2 et 3 du **Supplément 2013 du GIEC sur les zones humides** à partir des activités de gestion sur des sols qui contiennent du carbone organique,

(149) Voir les Estimations des stocks de carbone et des changements des stocks de carbone dans les réservoirs de bois mort et de litière dans les activités des projets AR (boisement/reboisement) du MDP **Rapport EB67, Annexe 23**.

comme suit:

- ▶ drainage et réhumidification des sols organiques
- ▶ incendies sur des sols organiques drainés

Des facteurs par défaut d'émissions/absorptions pour plusieurs climats et écosystèmes liés à ces activités de gestion sont aussi disponibles dans le **Supplément 2013 du GIEC sur les zones humides** (voir **Tableau 19**).

Tableau 19: Tableau Facteurs d'émissions et d'absorptions du GIEC associés aux émissions non dioxyde de carbone des sols

Paramètres	Localisation dans le Supplément 2013 du GIEC sur les zones humides
Émissions et absorptions de CH ₄ des sols organiques intérieurs drainés et réhumidifiés	Chapitre 2, Tableau 2.3 Chapitre 2, Tableau 2.4 Chapitre 3, Tableau 3.3
Émissions et absorptions de N ₂ O des sols organiques intérieurs drainés	Chapitre 2, Tableau 2.5
Émissions et absorptions de CO et CH ₄ des feux sur des sols organiques intérieurs drainés	Chapitre 2, Tableau 2.6 Chapitre 2, Tableau 2.7
CH ₄ et N ₂ O provenant des mangroves	Chapitre 4, Tableau 4.14 Chapitre 4, Tableau 4.15
N ₂ O issu de l'aquaculture dans les mangroves	Chapitre 4, Tableau 4.15
CH ₄ provenant des sols minéraux humides intérieurs réhumidifiés	Chapitre 5, Tableau 5.4

Pour les sols minéraux, les méthodes de Niveau 1 permettent d'estimer les émissions et les absorptions de CO₂ associées aux transitions suivantes:

- ▶ utilisation forestière vers utilisation non forestière (par exemple déboisement)
- ▶ autres utilisations des terres vers utilisation forestière (par exemple boisement/reboisement)

Au Niveau 1, le GIEC présume que les stocks de carbone des sols minéraux ne changent pas pour les terres qui restent utilisées en terres forestières. Dans le contexte des activités REDD+, il s'agit de la dégradation des forêts, la gestion durable des forêts et leur conservation. La méthode de Niveau 1 présentée dans l'Équation 2.25 au **Volume 4, Chapitre 2, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019) a pour résultat les changements annuels des stocks de carbone organique sur les sols minéraux. Les facteurs d'émissions qui y sont associés sont indiqués dans le **Tableau 20**. La méthode présume que la densité des stocks de carbone des sols minéraux sur les terres qui ont été des terres forestières pendant au moins 20 ans est égale à la densité des stocks de carbone des sols minéraux dans la végétation autochtone du type des climats et des écosystèmes pertinents. Lorsque des transitions vers ou à partir d'autres utilisations des terres ont lieu, la densité des stocks de carbone des sols minéraux dans la nouvelle catégorie d'affectation des terres en question correspond à un facteur de changement des stocks de carbone qui varie en fonction de l'utilisation des terres, du niveau de gestion et du climat. Lorsque les terres changent d'affectation, du carbone est émis ou absorbé et l'on considère que la période de transition a une durée de 20 ans, après quoi la nouvelle valeur du carbone est supposée être atteinte.

Tableau 20: Tableau Facteurs d'émissions et d'absorptions du GIEC associés aux stocks de carbone des sols

Paramètres	Recommandations en matière de bonnes pratiques de 2003	Lignes directrices de 2006	Révision de 2019 des Lignes directrices de 2006	Supplément 2013 du GIEC sur les zones humides
Stock de carbone de référence du carbone organique des sols minéraux	Tableau 3.2.4 Tableau 3.3.3 Tableau 3.4.4	Volume 4, Tableau 2.3	Volume 4, Tableau 2.3 (mis à jour)	Tableau 5.2

Paramètres	Recommandations en matière de bonnes pratiques de 2003	Lignes directrices de 2006	Révision de 2019 des Lignes directrices de 2006	Supplément 2013 du GIEC sur les zones humides
Facteurs de variation des stocks de carbone y relatifs	Tableau 3.3.3 Tableau 3.4.4	Volume 4, Tableau 5.5 Volume 4, Tableau 5.10 Volume 4, Tableau 6.2	Volume 4, Tableau 5.5 (mis à jour) Volume 4, Tableau 5.5a (nouvelle version) Volume 4, Tableau 5.5b (nouvelle version) Volume 4, Tableau 5.5c (nouvelle version) Volume 4, Tableau 5.10 Volume 4, Tableau 6.2 (mis à jour)	Tableau 5.3
Facteurs d'émissions/absorptions des sols organiques drainés et réhumidifiés	Tableau 3.3.5 Tableau 3.4.6	Volume 4, Tableau 4.6 Volume 4, Tableau 5.6 Volume 4, Tableau 6.3	Volume 4, Tableau 4.6 Volume 4, Tableau 5.6 Volume 4, Tableau 6.3	Tableau 2.1 Tableau 2.2 ^a Tableau 3.1 ^b Tableau 3.2
Variations causées par des incendies	–	–	–	Tableau 2.6 Tableau 2.7
Stocks de carbone du sol dans les mangroves	–	–	–	Tableau 4.11 ^c

a. Les facteurs d'émissions/absorptions dans le **Tableau 2.2 du Supplément sur les zones humides** permettent d'estimer les émissions de CO₂ du carbone d'origine hydrique venant des sols organiques drainés ou réhumidifiés.

b. Les facteurs d'émissions et d'absorptions dans le **Tableau 3.1 du Supplément sur les zones humides** concernent les sols organiques réhumidifiés.

c. Ce tableau indique les densités de carbone des sols non perturbés. Le carbone des sols extraits est présumé par défaut s'être oxydé au cours de l'année de l'extraction.

Élaborer des estimations des changements temporels des stocks de carbone dans le sol en utilisant un échantillonnage répété sur le terrain est un vrai défi. Et ce, du fait que les stocks de carbone du sol sont importants et varient dans l'espace, de sorte qu'il est impossible de détecter les changements qui sont le plus souvent de faible entité (généralement à peine quelques pour cent du stock total) à moins qu'un échantillonnage régulier et onéreux n'ait cours. Au lieu de cela, pour le Niveau 1, les stocks de carbone de référence par défaut sont utilisés (les stocks de carbone dans la végétation native et les facteurs de changement des sols par défaut), les multiplicateurs traduisant l'effet des pratiques de gestion et d'utilisation des terres. Avec le Niveau 2, la méthode est la même, mais les valeurs par défaut sont remplacées par des valeurs propres à chaque pays. Les méthodes de Niveau 3 utilisent une modélisation détaillée des dynamiques du carbone des sols, qui requièrent des données de calibrage et de validation.

Lorsque les émissions relatives aux sols minéraux ou organiques **sont considérées comme des facteurs clés**, les pays doivent avoir comme objectif l'application de leurs méthodes par niveau.⁽¹⁵⁰⁾ Bien que de nombreux désaccords persistent quant à la direction et l'ampleur des changements des stocks de carbone du sol provoqués par un changement d'affectation des terres, une analyse de la littérature (Deng *et al.*, 2016) montre que les stocks de carbone du sol sur les sols minéraux ont fortement augmenté après les conversions de terres forestières en prairies, et ont fortement diminué après les conversions de terres forestières en terres agricoles. La conversion des terres agricoles en forêts et des prairies en forêts n'a pas donné lieu à d'importants changements des stocks de carbone des sols. Les perturbations dans les sols organiques sont en général considérées comme importantes

(150) Un diagramme décisionnel générique permettant d'identifier le Niveau approprié pour l'estimation des changements des stocks de carbone dans les sols minéraux et organiques par catégorie d'affectation des terres est présenté au **Volume 4, Chapitre 2, Figure 2.4 (sols minéraux) et Figure 2.5 (sols organiques), dans le Résumé de 2019 (IPCC, 2019).**

et deviennent des catégories clés.

Dans les rapports REDD+, les données sur les activités sont disponibles dans l'**Approche 2 ou 3** avec des matrices de transition pour les changements qui interviennent dans les années suivantes. Si l'utilisation de ces statistiques plus détaillées permet une meilleure estimation des changements annuels dans les stocks de carbone organique des sols, il convient d'être particulièrement attentifs quand on analyse les périodes temporelles au cours desquelles les gains ou les pertes du carbone organique des sols sont calculés. Si les données de l'Approche 2 ou 3 sont utilisées alors que les changements d'affectation des terres sont explicitement connus, les stocks de carbone sont calculés en tenant compte des changements historiques pour chaque unité de sol. La somme totale des stocks de carbone de toutes les unités est comparée à l'année d'inventaire qui précède l'estimation des changements annuels des stocks de carbone, alors que pour les données d'activité selon l'Approche 1 il s'agit de l'inventaire des 20 années qui ont précédé. Ces méthodes fournissent des estimations différentes des stocks de carbone, et utiliser des données selon l'Approche 2 ou 3 avec des matrices de transition des terres permettrait d'être plus exact qu'avec les statistiques agrégées correspondant à l'Approche 1. L'effet des approches utilisant les données sous-jacentes sur les estimations est différent surtout lorsqu'il y a des changements multiples d'affectation des terres sur le même territoire. À noter également que les données sur les activités selon les Approches 1, 2 ou 3 produisent les mêmes variations des stocks de carbone si les systèmes atteignent un nouvel équilibre, qui intervient sans changement d'affectation et de gestion des terres sur une période de 20 ans avec la méthode de Niveau 1. Par conséquent, aucune augmentation ou diminution des stocks de carbone ne se perd par inadvertance quand on utilise les méthodes pour analyser les données sur les activités selon les Approches 1, 2 ou 3, mais les dynamiques temporelles varient quelque peu. Des **cadres intégrés** plus sophistiqués permettent de dépasser certaines de ces difficultés associées aux changements des stocks de carbone des sols, surtout lorsque plus d'un changement d'affectation des terres se produit sur une même parcelle de terrain.

Quelle que soit l'approche utilisée, les cartes des sols doivent être utilisées en les combinant aux facteurs de variation du carbone du sol ou des modèles plus complexes. Certaines cartes ont déjà été établies par les agences pour l'agriculture et les forêts mais leur résolution doit être améliorée sur la base d'enquêtes plus approfondies des sols avant qu'elles puissent être appliquées aux activités REDD+. Pour un grand nombre de zones forestières tropicales inaccessibles, les cartes des sols sont inexistantes ou elles n'ont qu'une faible résolution spatiale. Ceci est particulièrement vrai dans le cas des tourbières et autres sols riches en carbone, où les sources des émissions de carbone sont significatives du fait de l'oxydation biologique ou des perturbations causées par des incendies. Barthelmes *et al.* (2015) de précieux conseils sur la manière dont les cartes existantes combinées à des données obtenues par télédétection peuvent fournir de la végétation ou des substituts topographiques utiles pour les sols, et comment de nouvelles enquêtes de terrain peuvent être insérées avec efficacité dans les cartes des sols organiques des forêts tropicales à des échelles utilisables pour les prises de décisions concernant leur gestion.

Dans certaines conditions, de l'oxyde nitreux (N₂O) peut s'échapper des sols. Les émissions peuvent être directes (provenir de processus de gestion des sols locaux) ou indirectes (provenir de dépôts atmosphériques d'azote ou d'apports d'azote suite à un lessivage ou ruissellement s'étant produit ailleurs). Les émissions de N₂O augmentent suite à l'ajout d'engrais azotés ou de toute pratique de gestion forestière qui augmente la disponibilité d'azote inorganique dans les sols.⁽¹⁵¹⁾ La section qui s'y rapporte dans les **2006GL au Volume 4, Chapitre 11** fournit des orientations sur la manière d'estimer les émissions de N₂O sur les sols gérés et se retrouve aussi dans les recommandations des

(151) GIEC, voir **GPG2000, Chapitre 4, Sections 4.7 et 4.8.**

GPG2003 (voir **Tableau 21**).

Les émissions de N₂O ne représentent généralement pas une **catégorie clé** pour les forêts, sauf si une grande quantité d'engrais azotés a été utilisée sur les terres; ceci doublé de la complexité de l'estimation des émissions de N₂O signifie que la plupart des pays utilisent des approches de Niveau 1 à moins qu'ils aient entrepris des études sur le terrain répétées pour démontrer que les facteurs par défaut du GIEC ne sont pas appropriés à leur situation. Les données sur les activités nécessaires pour utiliser l'approche de Niveau 1 sont la quantité d'engrais azoté utilisé et d'autres changements organiques supplémentaires, ainsi qu'une estimation de la surface des terres à laquelle l'activité de gestion a été appliquée. Le GIEC donne des facteurs d'émission de Niveau 1 pour les émissions directes et indirectes de la zone exploitée identifiée (à savoir des données sur les activités).

Tableau 21: Tableau Facteurs d'émissions et d'absorptions du GIEC associés aux émissions directes et indirectes d'oxyde nitreux du sol

Paramètres	Recommandations en matière de bonnes pratiques de 2003	Lignes directrices de 2006	Révision de 2019 des Lignes directrices de 2006
Facteurs d'émissions/ absorptions liés aux émissions directes de N ₂ O des sols exploités	1,25 pour cent de N appliqué	Volume 4, Chapitre 11, Tableau 11.1	Volume 4, Chapitre 11, Tableau 11.1 (mis à jour) Volume 4, Chapitre 11, Tableau 11.1a (nouvelle version)
Facteurs d'émissions/ absorptions liés aux émissions indirectes de N ₂ O des sols exploités		Volume 4, Chapitre 11, Tableau 11.3	Volume 4, Chapitre 11, Tableau 11.3 (mis à jour)

4.3.4 Émissions provenant des feux dirigés et des incendies de forêt

Le brûlage de la biomasse se produit dans différents types d'affectation des terres et entraîne des émissions de dioxyde de carbone (CO₂), de méthane (CH₄) et d'oxyde nitreux (N₂O), pour lesquelles le GIEC conseille une méthodologie de Niveau 1, mais aussi d'autres gaz comme le monoxyde de carbone (CO), des composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) et les oxydes d'azote (NO_x). Conformément à ⁽¹⁵²⁾ l'indicateur approximatif des terres gérées du GIEC pour identifier les émissions et les absorptions anthropiques, quand un feu ou un incendie a lieu dans des terres gérées, toutes les émissions (pertes des stocks de carbone et émissions de gaz autres que CO₂) doivent être estimées et notifiées dans l'inventaire GES national, quel que soit le type de feu. De la même manière, toutes les émissions provoquées par des feux dans des forêts non gérées qui sont suivies par un changement d'utilisation ou de gestion des forêts (par exemple quand elles sont remplacées par des forêts plantées) doivent être estimées et notifiées.

Les feux dans les terres forestières gérées peuvent être de deux types:

1. tous les feux d'origine naturelle, ainsi que les feux d'origine anthropique qui ne font pas directement partie des activités; que nous appellerons les incendies de forêt;⁽¹⁵³⁾
2. tous les feux qui font partie des activités, comme (i) les feux de défrichage des terres durant une conversion des terres forestières; (ii) l'agriculture sur brûlis; (iii) le brûlage après récolte des

⁽¹⁵²⁾ Les feux de forêt sont généralement plus variables (au niveau de la température et de l'étendue de la combustion de la biomasse) que les feux dirigés, rendant l'estimation des émissions à partir de ces événements plus difficile.

⁽¹⁵³⁾ Voir **GPG2003 Section 3.2.1.4.2** et Volume 4, **Chapitre 4.2.1 et 4.2.4 des 2006GL**.

résidus d'exploitation (abattis); et (iv) les feux dirigés de faible intensité pour la gestion de la biomasse de combustible.

En général, les incendies de forêt n'impliquent pas un changement d'affectation des terres, même s'ils peuvent engendrer un changement de gestion (par exemple de forêt naturellement régénérée en plantations forestières). À l'inverse, un feu qui fait partie d'une activité peut être le signe précurseur d'un changement d'affectation des terres, comme lorsque le feu est utilisé pour défricher une terre forestière pour la convertir à une autre affectation, le plus souvent en terre agricole, même si cela ne représente qu'un élément des opérations de gestion comme c'est le cas pour les feux dirigés du sous-étage forestier.

La méthodologie du GIEC prévoit plusieurs variantes de ces deux types de feux:

1. incendies de forêt, feux de cimes, feux de surface
2. feux de surface, brûlage des résidus après-exploitation, feux de défrichage

La méthodologie du GIEC fournit des estimations des émissions de chaque GES proportionnellement à la quantité des matière organique oxydo-réduite par le feu. Pour ce faire:⁽¹⁵⁴⁾

- ▶ la quantité moyenne de matière organique dans la biomasse aérienne et les réservoirs de matière organique morte, et dans la tourbe dans les cas où les méthodes indiquées dans le **Supplément 2013 du GIEC sur les zones humides**. sont appliquées (combustible);
- ▶ la fraction de ce combustible est réellement oxydo-réduite;
- ▶ le facteur des émissions pour chaque GES, selon la proportion de la matière organique oxydo-réduite. Dans ce cas, les feux sur les terres forestières sont traités comme une perturbation qui a des effets non seulement sur la biomasse (surtout aérienne) mais aussi sur la matière organique morte (litière et bois mort) car le combustible qui se trouve dans ces réservoirs de débris est souvent très important, ainsi que dans la tourbe, et ceci est particulièrement significatif dans les terres déboisées de certaines régions.

Les émissions de chaque GES sont estimées individuellement et ensuite additionnées afin de donner la quantité totale des émissions GES causées par les feux, comme exprimé dans **Équation 40**.⁽¹⁵⁵⁾

Équation 40

$$L_{\text{fire}} = A \times M_B \times C_f \times G_{\text{ef}} \times 10^{-3}$$

Où:

L_{fire} = quantité des émissions de gaz à effet de serre causées par le feu, en tonnes pour chaque GES (par exemple CH₄, N₂O, etc.).

A = aire brûlée, ha

M_B = masse de combustible disponible pour la combustion, tonnes/ha. Ceci comprend la biomasse aérienne, la litière et le bois mort, et la tourbe si les méthodes du Supplément 2013 du GIEC sur les

(154) Voir **Chapitre 3, Section 3.2 des GPG2003**, surtout l'Équation 3.2.20 pour des orientations sur l'utilisation de cette équation. La recommandation est disponible au **Volume 4, Section 2.4 des 2006GL**.

(155) Voir Équation 2.27 dans le **Volume 4, Chapitre 2, Figure 2.6, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019).

zones humides sont appliquées (**Section 4.3.3**).

C_f = facteur de combustion, sans dimension

G_{ef} = facteur d'émission, g/kg de matière sèche brûlée

L'emplacement des facteurs pertinents de Niveau 1 du GIEC est repris dans le **Tableau 22**.

Tableau 22: Tableau Facteurs d'émissions du GIEC dus aux feux dirigés et incendies de forêt

Paramètres	Recommandations en matière de bonnes pratiques de 2003	Lignes directrices de 2006	Révision de 2019 des Lignes directrices de 2006
Carburant brûlé (MB)	Tableau 3.A.1.13 qui totalise le produit de B (le carburant disponible, ou la densité de la biomasse sur le terrain avant la combustion) et C (l'efficacité de la combustion)		
Substances autres que le CO ₂ provenant de la perte des stocks de combustible (G_{ef})	Tableau 3.A.1.15	Volume 4, Tableau 2.4 Volume 4, Tableau 2.5	Volume 4, Tableau 2.4 (mis à jour) Volume 4, Tableau 2.5
Facteur de combustion (C_f)	Tableau 3.A.1.12	Volume 4, Tableau 2.6	Volume 4, Tableau 2.6 (mis à jour)
Taux N/C pour le carburant brûlé	0,01	0,01	0,01

Les analyses de Niveau 2 ou 3 sont nécessaires lorsque le feu est une **catégorie clé** des émissions de GES⁽¹⁵⁶⁾ et exigent une application plus affinée de l'**Équation 40**. Les pays qui utilisent le Niveau 2 sont susceptibles d'avoir des données nationales ventilées sur la masse de combustible disponible selon les types de forêts et les systèmes de gestion. Les méthodes d'estimation du Niveau 3, plus élevé, peuvent également distinguer les différentes intensités du feu, qui produisent des quantités différentes de combustible consommé. Les méthodes de Niveau 3 basées sur le bilan massique, pleinement intégrées, peuvent fournir des estimations des émissions selon le type de l'écosystème, la biomasse sur le site au moment du feu, et le type (par exemple incendie de forêt, feu dirigé) et l'intensité du feu, ainsi que les conditions météorologiques, et le degré d'aridité. Ces méthodes fournissent aussi des estimations de la reprise qui suit le feu (absorption de CO₂) et des émissions retardées de matière organique morte causées par le feu.

En général, il convient d'effectuer une estimation attentive des pertes du stock de carbone dans le réservoir de la biomasse que les feux ont causées. En effet:

- ▶ Les émissions de CO₂ sont calculées en tant que pertes dans le stock de carbone, de sorte qu'il n'est pas nécessaire de reprendre ces émissions dans les rapports sur les feux; ceci est également valable pour les réservoirs de matière organique morte mais pas pour les sols tourbeux (en effet, les estimations des émissions de CO₂ causées par des feux dans la tourbe doivent être reprises dans les rapports sur les feux).
- ▶ Bien que la biomasse souterraine ne produise pas d'émissions lors des feux, les feux de forêt peuvent engendrer des pertes de stocks de carbone quand les arbres meurent; les pertes dans la biomasse souterraine doivent être indiquées dans les rapports sur les réservoirs de carbone dans les catégories pertinentes d'affectation des terres.

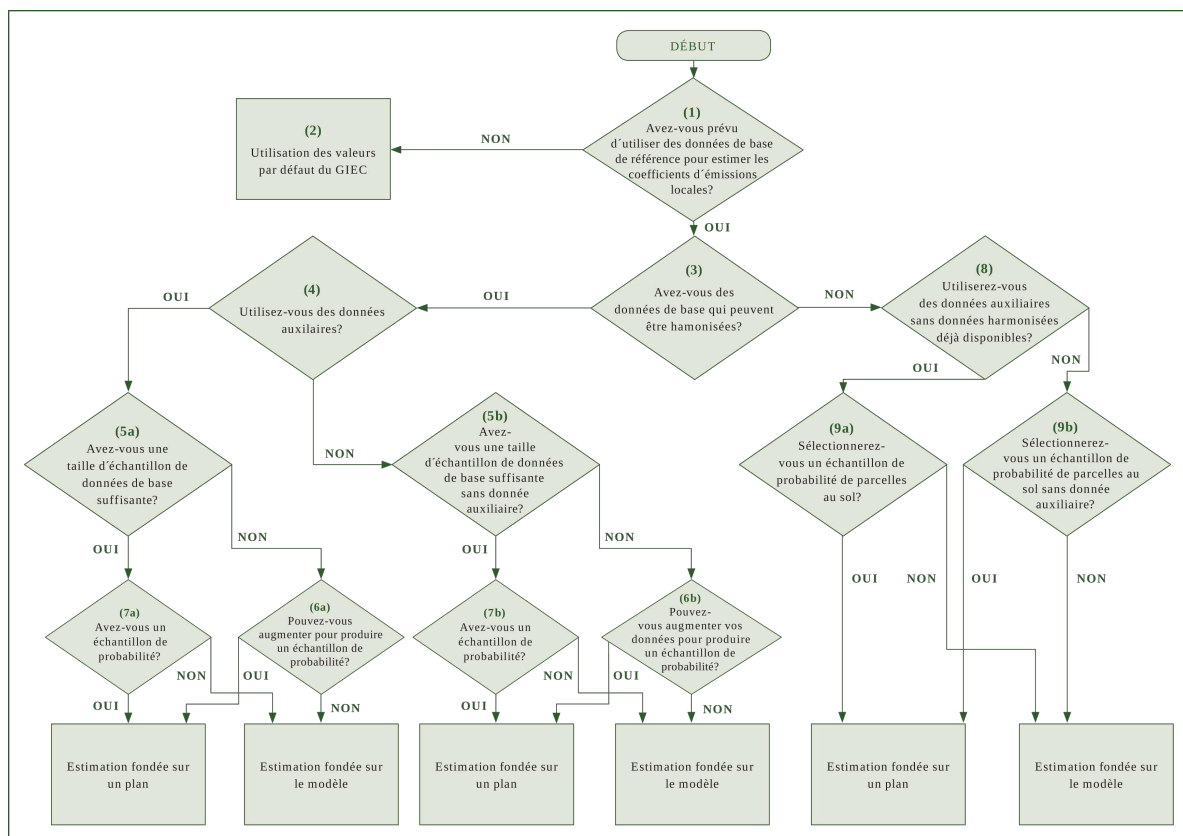
(156) Voir le diagramme décisionnel dans le **Volume 4, Chapitre 2, Figure 2.6, dans la Révision de 2019** (IPCC, 2019). Lorsque les pays considèrent que les émissions causées par les feux sont une **catégorie clé**, des efforts doivent être faits pour collecter des informations propres au pays selon les paramètres présentés dans le **Tableau 22**. Temporairement, des estimations par défaut de Niveau 1 peuvent être utilisées.

4.4 Inférence

Lorsqu'un IFN ou d'autres approches d'échantillonnage probabilistes (ou encore l'inférence assistée par modèle) sont utilisés, les densités moyennes de carbone peuvent être estimées à partir de l'échantillon, qui peut être stratifié par type de forêt ou par régime de perturbation afin d'accroître l'efficacité de l'échantillonnage. Lorsque des approches déductives basées sur un modèle sont utilisées, les densités de carbone pour la zone en question sont déduites à partir du modèle utilisé et la variation de la densité de carbone est modélisée pour chaque type de conversion de forêt en non-forêt.

Le diagramme décisionnel de la **Figure 20** fournit une aide à l'intention des pays pour les guider dans les choix à faire lorsqu'ils utilisent les données disponibles pour estimer les changements dans les stocks de carbone à partir des estimations probabilistes ou basées sur un modèle.

Figure 20: Orientations pour choisir un cadre d'inférence afin d'estimer les changements dans les réservoirs de carbone



Les remarques pour chaque point de décision du diagramme sont les suivantes:

Points de décision 1 et 2. Utilisez des données de terrain de référence

Les données de référence sont le meilleur outil disponible pour évaluer les conditions au sol pour un lieu donné ou une unité spatiale donnée. Les données de référence peuvent être utilisées pour estimer les surfaces ou les densités de carbone et les erreurs-type qui y sont associées, en se basant sur l'échantillonnage. Les données de référence sont généralement collectées selon un plan d'échantillonnage probabiliste qui permet d'estimer les facteurs d'émission et d'absorption.

En général, la réponse à la question posée au point de décision 1 est **Oui** parce que les pays pour lesquels les activités REDD+ sont essentielles, et/ou où il existe de grandes quantités de données terrestres, utilisent en général les données pour produire des estimations des activités REDD+. Si les données de base de référence ne sont pas utilisées (la réponse au point de décision

1 conduisant au point de décision 2 est **Non**), les pays peuvent utiliser des valeurs par défaut du GIEC dans l'estimation de Niveau 1. Ceci ne vaut pas pour les **catégories clés** ou quand des données de terrain adéquates sont disponibles. Les pays souhaitent parfois utiliser la **base de données des facteurs d'émission du GIEC** comme source possible pour les estimations des facteurs d'émissions/absorptions. La base de données contient des facteurs obtenus au terme d'un processus de révision éditoriale, quoique n'étant pas la révision entière GIEC, et ils n'ont donc pas le même statut des facteurs par défaut contenus dans les rapports méthodologiques du GIEC, et leur utilisation est soumise à un avis scientifique de la part d'experts techniques responsables des estimations. Les niveaux d'incertitude associés à l'utilisation des facteurs par défaut doivent être choisis selon les orientations et les lignes directrices du GIEC. Lorsque les données de terrain ne sont pas disponibles et que l'analyse exploratoire suggère que les catégories examinées sont susceptibles d'être des catégories clés, la réponse au point de décision 1 doit être **Oui**, suivie par un **Non** au point de décision 3, afin de continuer à descendre à droite le long du diagramme décisionnel.

Point de décision 3. Avez-vous des données qui peuvent être harmonisées?

L'harmonisation suppose que l'on aligne les données selon un ensemble de critères communs, par exemple, en utilisant des seuils de mesure cohérents, des définitions cohérentes, et des hypothèses communes sur la densité de bois des espèces ou sur les facteurs carbone des conversions. Le SNSF doit vérifier que tel est le cas avec les données recueillies et ainsi répondre **Oui** à ce point de décision. En l'absence de données terrestres pouvant être harmonisées (dans ce cas la réponse est **Non**), le SNSF doit lancer la collecte de données de base nécessaires.

Point de décision 4. Utilisez-vous des données auxiliaires?

Les données auxiliaires se réfèrent aux informations utilisées dans la stratification pour augmenter l'efficacité de l'échantillonnage ou comme intrants dans les modèles. L'augmentation de l'efficacité implique une réduction des coûts pour une même précision et, de ce fait, en général, lorsqu'elles sont disponibles, les données auxiliaires doivent être utilisées pour la stratification. La réponse à cette question est généralement **Oui** à moins que les forêts du pays soient si uniformes que la stratification en devient inutile.

Points de décision 5a, 6a et 7a. Décisions portant sur la taille de l'échantillon en présence de données auxiliaires

La taille de l'échantillon des données est suffisante si les intervalles de confiance associés aux facteurs d'émission/absorption estimés pour les strates identifiées à l'aide des données auxiliaires répondent au critère de précision mentionné. Si tel n'est pas le cas (la réponse au point 5a est **Oui**), alors à l'aide d'un échantillon probabiliste (la réponse au point de décision 7a qui suit immédiatement est **Oui**), on pourra l'obtenir en premier lieu par calcul de reconnaissance du type décrit dans la taille de l'échantillon dans **Annexe A**. En l'absence d'un échantillon de probabilité (la réponse au point de décision 7a est **Non**), l'analyse de Monte Carlo ou une autre analyse des incertitudes, utilisée avec une inférence basée sur un modèle, est nécessaire. Si les estimations de reconnaissance ou l'analyse de Monte-Carlo répondent **Non** au point de décision 5a puis 6a, l'échantillonnage doit être augmenté comme cela est décrit dans l'échantillonnage supplémentaire dans **Annexe A**.

Points de décision 5b,6b,7b. Décisions portant sur la taille de l'échantillon en l'absence de données auxiliaires

Les remarques s'appliquent aux points de décision 5a, 6a et 7a, mais en l'absence de données auxiliaires, il n'y a pas de raison d'effectuer une stratification. À moins que les forêts en question soient une population statistiquement uniforme, la quantité d'échantillonnages nécessaires pour

satisfaire aux exigences de précision augmentera et par conséquent les coûts d'échantillonnage aussi. Si cela pose problème, le SNSF doit tenter d'obtenir les données auxiliaires nécessaires à la stratification, afin d'avancer dans la partie gauche du diagramme en répondant **Oui** au point de décision 4.

Point de décision 8. Utilisez-vous des données auxiliaires sans données harmonisées déjà disponibles?

Après avoir répondu **Non** au point de décision 3, l'hypothèse est que le SNSF prendra des dispositions pour recueillir les données nécessaires pour estimer les facteurs d'émissions/absorptions pour satisfaire aux exigences de précision. De ce côté du diagramme décisionnel, il n'est pas nécessaire de réfléchir à une éventuelle augmentation des données existantes parce que l'échantillonnage est défini dès le début. Dans la plupart des cas, les données auxiliaires (collectées par le SNSF) sont utilisées pour la stratification en raison de la nécessité d'accroître l'efficacité de l'échantillonnage et de réduire les coûts, et donc la réponse au point de décision 8 de la décision est **Oui**. Si les données auxiliaires ne sont pas utilisées, il n'y a pas de raison d'effectuer une stratification et la réponse dans le diagramme suit la ligne du **Non**.

Point de décision 9a. Sélectionner un échantillon probabiliste de parcelles de terrain avec des données auxiliaires?

Dans le cas d'un échantillon de probabilité (correspondant au point 9a du diagramme), l'échantillon doit être suffisant si les intervalles de confiance associés aux estimations des facteurs d'émission/absorption dans les strates sont définis en utilisant des données auxiliaires afin de répondre au critère de précision spécifié. Ceci peut être déterminé en premier lieu par des enquêtes de reconnaissance du type décrit dans la taille de l'échantillon selon la description de l'échantillonnage fournie dans **Annexe A**. Les individus à échantillonner dépendent du but poursuivi par l'échantillonnage, tel que décrit dans **Annexe A**. Si l'échantillonnage est en accord avec l'inférence basée sur un modèle (conduisant au point 9a du diagramme) l'échantillonnage est utilisé pour établir les paramètres du modèle et doit être suffisant pour que l'intervalle de confiance pour les résultats du modèle d'intérêt (par exemple les densités de carbone) réponde aux critères énoncés dans la politique voulue par le SNSF. L'analyse de sensibilité du modèle et les pistes exploratoires équivalent aux enquêtes de reconnaissance pour établir ce qui est nécessaire.

Point de décision 9b. Sélectionnez-vous un échantillon de probabilité des parcelles de terre sans données auxiliaires?

Les mêmes remarques s'appliquent que pour le point de décision 9a, sauf qu'en l'absence de données auxiliaires, il n'y a pas de raison d'avoir une stratification. À moins que la population de la forêt en question soit statistiquement homogène par rapport à la ou les variables cibles, il est nécessaire d'avoir une plus grande quantité d'échantillons pour atteindre la précision souhaitée, et cela entraîne une augmentation des coûts d'échantillonnage. Si cela pose problème, le SNSF doit tenter d'obtenir les données auxiliaires nécessaires à la stratification, afin d'avancer dans la partie gauche du diagramme en répondant **Oui** au point de décision 8.

Point de décision final: inférence probabiliste ou basée sur un modèle?

L'inférence probabiliste est basée sur des points d'échantillonnage distribués selon des règles probabilistes à travers le paysage forestier, alors que dans le cas d'une inférence basée sur un modèle, l'échantillonnage est utilisé pour établir les paramètres du modèle et ne doit pas suivre les mêmes règles probabilistes quoique, pour être efficace, il doit couvrir la gamme des types de forêt et les circonstances susceptibles d'être rencontrées dans la pratique. L'inférence basée sur un modèle repose sur une définition appropriée du modèle - qui puisse servir de base pour une obtenir une inférence valable et pour minimiser les biais - plutôt que sur un plan d'échantillonnage

probabiliste. L'avantage du modèle est qu'il offre des possibilités d'intégration des connaissances scientifiques (par exemple sur la relation entre les réservoirs de carbone), ce qui peut améliorer la capacité de prédiction. L'inférence basée sur un modèle peut également accueillir des données d'échantillon qui peuvent ne pas avoir été recueillies selon un plan d'échantillonnage spécifique. Les inconvénients sont qu'il n'existe pas d'accord général sur le modèle à utiliser et que l'analyse des incertitudes est plus compliquée parce que la théorie d'échantillonnage appliquée aux modèles crée des modèles qui sont relativement compliqués, et il n'y a sans doute pas moyen d'évaluer si le modèle produit des estimations biaisées. Pour cette raison, l'**analyse de Monte Carlo** est souvent utilisée pour produire des estimations des incertitudes, bien que cela requiert que l'on comprenne bien les corrélations qui peuvent exister entre les différents paramètres.

4.4.1 Inférence probabiliste

4.4.1.1 Facteurs d'émissions et d'absorptions

Les facteurs d'émissions et d'absorptions permettent d'estimer les changements des stocks de carbone dans les réservoirs des écosystèmes forestiers (par exemple biomasse vivante, bois mort, litière) qui se produisent à la suite de perturbations des terres (soit des changements d'affectation des terres comme le déboisement et le reboisement, soit des activités qui ont des effets sur les stocks mais ne produisent pas de changement d'affectation des terres comme les activités de gestion des forêts ou leur dégradation). Les pays peuvent élaborer des estimations, spécifiques pour leur pays, des stocks de carbone, de la densité de carbone, des facteurs d'émission et d'absorption et/ou d'autres données pertinentes (Niveau 2 et 3) pour chaque réservoir de l'écosystème et, lorsque les données et les circonstances nationales le permettent, pour chaque état de l'écosystème forestier (par exemple forêts primaires, forêts secondaires).

Les **méthodes pour estimer les facteurs d'émissions et d'absorptions pour chaque activité REDD+** prévoient la réalisation d'estimations de la densité de carbone et des variations de la densité de carbone pour chaque catégorie définie par le GIEC et tout autre sous-catégorie adoptée à l'échelle spécifiquement nationale (**Section 2.3.1** et **Section 2.3.3**). Dans l'idéal, les meilleures conditions pour créer des facteurs d'émissions et d'absorptions sont remplies lorsque les mesures sont répétées dans des inventaires qui suivent des méthodes de terrain cohérentes et que les intervalles de temps entre les mesures sont connus, mais le plus souvent il n'y a qu'une seule estimation des stocks de carbone ou des densités de carbone qui est utilisée et les gains et les pertes sont modélisés ou estimés à l'aide de données auxiliaires, d'estimations publiées ou de facteurs par défaut.

Les informations suivantes sont nécessaires pour créer des facteurs d'émissions en cas de changement d'affectation des terres ou de perturbation dans des terres forestières;

- ▶ Les densités de carbone de la biomasse dans les forêts primaires, dans les forêts naturelles modifiées et dans les forêts plantées stratifiées pour chaque type de forêt, ainsi que le régime de gestion ou la probabilité de perturbations (**Section 2.3.3**). La stratification en forêt primaire, forêt naturelle modifiée et forêt plantée est conforme à l'Évaluation des ressources forestières mondiales de FAO. Les pays peuvent utiliser d'autres stratifications selon les circonstances nationales (par exemple en présence d'une stratification établie au niveau national ou si l'utilisation d'une autre stratification réduit le nombre de sous-strates requises).
- ▶ Les densités de carbone de la biomasse dans les catégories du GIEC autres que les forêts, stratifiées en fonction des zones écologiques, du régime de gestion et des perturbations.

- ▶ Les taux annuels de variation de la densité de carbone de la biomasse dans les forêts naturelles modifiées et sous-stratifiées selon les types de forêts et les régimes de gestion, ou de la probabilité de perturbations.
- ▶ La moyenne à long terme de la densité de carbone de la biomasse et les taux correspondants des changements dans les forêts plantées sous-stratifiées en fonction des types de forêt et du régime de gestion ou des probabilités de perturbation.

Si les facteurs d'émissions par défaut du Niveau 1 sont fournis dans les orientations et les lignes directrices du GIEC, les pays sont encouragés à produire des facteurs d'émissions et d'absorptions spécifiquement nationaux pour les **catégories (et réservoirs) clés**.⁽¹⁵⁷⁾ Les facteurs d'émissions/absorptions spécifiquement nationaux peuvent être créés pour les deux changements de situation courants suivants:

- ▶ **Facteur d'émission en cas de changement d'affectation des terres** - Un événement qui détermine un changement d'affectation des terres entraîne un changement dans les stocks de carbone entre un temps t_1 et un temps t_2 et provoque un changement de densité de carbone entre les strates. Il convient de noter que le changement d'affectation des terres est un événement souvent provoqué par le déboisement, quand une forêt secondaire a été défrichée pour cultiver le manioc (terres agricoles). Le stock de carbone en surface au temps t_1 a été estimé, à partir de données de l'inventaire forestier national et de modèles allométriques décrits dans **Section 4.3.1.1**, comme étant de 140 td.m/ha (+/- 23 td.m/ha). Une étude dans la même éco-zone de conversion d'affectation des terres a estimé le stock de la biomasse aérienne dans les cultures de manioc au temps t_2 comme étant de 15 td.m/ha (+/- 4 d.m/ha).

Le facteur d'émission pour ce changement d'affectation des terres est (voir **Équation 41**)

$$t_2 - t_1 = 15 - 140 = - 125 \text{d.m/ha}$$

L'intervalle de confiance associé à ce facteur d'émission est de +/- 23.5 t d.m./ha (voir l'exemple détaillé dans la **Section 4.4.1.2**).

- ▶ **Facteur d'émission en cas de perturbation** - Une perturbation déclenche un changement des stocks de carbone entre un temps t_1 et un temps t_2 et provoque un changement de densité de carbone entre les strates. La perturbation est typique de la dégradation des forêts où les troncs d'une forêt primaire sont enlevés mais où l'utilisation des terres reste forestière. La biomasse aérienne de la forêt primaire et de la forêt secondaire a été estimée, à partir d'inventaires forestiers répétés aux mêmes emplacements décrits dans la **Section 4.3.1.1**, comme étant de 380 td.m/ha (+/- 57 td.m/ha) pour la forêt primaire et de 140 td.m/ha (+/- 23 td.m/ha) pour la forêt secondaire.

Le facteur d'émission pour cet événement de perturbation est (voir **Équation 41**)

$$t_2 - t_1 = 140 - 380 = - 240 \text{d.m/ha}$$

4.4.1.2 Incertitude des facteurs d'émissions et d'absorptions

Lorsque l'on utilise des valeurs par défaut, on peut trouver les incertitudes des facteurs d'émission et d'absorption ainsi que d'autres paramètres dans les GPG2003 (ou les 2006GL et le Supplément sur les zones humides). Lorsque l'on utilise les méthodes de Niveau 2 et 3, les incertitudes sont générées à l'intérieur même du processus d'échantillonnage. Lorsqu'ils sont basés sur un échantillonnage

(157) Dans le contexte des paiements basés sur les résultats, certains programmes REDD+, ou dispositifs bilatéraux, peuvent avoir besoin de facteurs d'émissions et d'absorptions.

probabiliste, les facteurs d'émissions/absorptions et leur incertitude peuvent être calculés en suivant deux méthodologies principales, selon que le facteur d'émission ou d'absorption correspond à la différence des densités de carbone entre les strates, ou au changement de densité de carbone d'une strate donnée au fil du temps. Cette section s'intéresse au changement du carbone de la biomasse; les émissions/absorptions des GES autres que le CO₂ peuvent être calculées de manière analogue si elles ont également été mesurées dans le cadre du programme d'échantillonnage.

Méthode 1: Estimation des facteurs d'émissions/absorptions à partir des strates séparées spatialement

Pour la première méthode, deux strates séparées spatialement dont la densité de carbone est différente (A et B) peuvent être échantillonnées séparément, et le facteur moyen d'émission/absorption s'exprime comme suit:

Équation 41

$$\hat{\mu}_{EF} = \hat{\mu}_B - \hat{\mu}_A$$

où $\hat{\mu}_B$ et $\hat{\mu}_A$ sont les densités moyennes de carbone pour chaque strate calculées à partir de l'échantillon. Dans ce contexte la strate A peut correspondre à une forêt naturelle modifiée (MNF), et la strate B à une forêt primaire (PF), avec $\hat{\mu}_{EF}$ qui correspond alors au terme ($CB_{PF} - CB_{MNF}$) de l'Équation 2 dont il est question dans la Section 2.5.1.2. Étant donné que l'échantillonnage dans chacune des strates est indépendant, l'incertitude de $\hat{\mu}_{EF}$ peut être calculée comme

Équation 42

$$V(\hat{\mu}_{EF}) = V(\hat{\mu}_A) + V(\hat{\mu}_B)$$

où $V(\hat{\mu}_i)$ est la variance de l'estimation de la moyenne respective (Section 4.2.3). À noter que $\sqrt{V(\hat{\mu}_i)}$ est souvent appelée l'erreur standard, et lorsqu'elle est multipliée par la statistique $t_{0.95}$ appropriée (généralement prise égale à 1,96), elle donne l'intervalle de confiance à 95%. Équation 42 correspond à la règle A de la section 6.3 du GPG2000 correspondant au volume 1, section 3.2.3.1 du 2006GL, qui est renvoyée à la Section 5.2.2.1 du GPG2003. Bien que la Règle A parle d'un intervalle de confiance de 95 pour cent, plutôt que d'une variance. Si l'on applique cette méthode aux exemples sus-mentionnés d'estimation d'un facteur d'émission pour les changements d'affectation des terres, l'incertitude du facteur d'émission est:

$$\widehat{V}(\hat{\mu}_B) = (4 \div 1.96)^2 = 4.16$$

$$\widehat{V}(\hat{\mu}_A) = (23 \div 1.96)^2 = 137.7$$

$$\widehat{V}(\hat{\mu}_{EF}) = 137.7 + 4.16 = 141.9$$

$$95\% \text{ confidence interval} = \sqrt{141.9} \times 1.96 = 23.5 \text{ td.m/ha.}$$

Méthode 2: Estimation des facteurs d'émission/absorption à partir des changements au cours du temps

Pour la seconde méthode, les mêmes strates sont surveillées à travers le temps, et si un changement se produit (comme le défrichement ou la dégradation), un facteur d'émissions/absorptions peut être

calculé à partir du changement observé,

Équation 43

$$\hat{\mu}_{EF} = \hat{\mu}_{t_2} - \hat{\mu}_{t_1}$$

où $\hat{\mu}_{t_1}$ et $\hat{\mu}_{t_2}$ correspondent à la densité de carbone de la forêt respectivement avant et après le changement. Le calcul de l'incertitude du facteur d'émissions/absorptions dans ce cas dépend du plan d'échantillonnage et, en particulier, selon que oui ou non des parcelles permanentes ont été échantillonnées aux points temporels t_1 et t_2 . Dans le cas simple où il n'y a pas de parcelles permanentes et les estimations de la densité de carbone ont été obtenues à partir d'échantillons indépendants à t_1 et t_2 , l'incertitude totale peut être calculée comme dans l'**Équation 42**,

Équation 44

$$V(\hat{\mu}_{EF}) = V(\hat{\mu}_A) + V(\hat{\mu}_B)$$

En revanche, si les parcelles étaient permanentes et si toutes les parcelles de l'échantillon mesurées à t_1 ont été re-mesurées à t_2 , alors les échantillons sont corrélés, et cette corrélation doit être prise en compte. Dans ce cas, l'incertitude $\hat{\mu}_{EF}$ s'exprime par

Équation 45

$$\widehat{V}(\hat{\mu}_{EF}) = \widehat{V}(\hat{\mu}_{t_2}) + \widehat{V}(\hat{\mu}_{t_1}) - 2r\sqrt{\widehat{V}(\hat{\mu}_{t_2})}\sqrt{\widehat{V}(\hat{\mu}_{t_1})}$$

où r est la corrélation en densité de biomasse entre t_1 et t_2 dans la même parcelle.

Si l'on applique cette méthode aux exemples sus-mentionnés d'estimation d'un facteur des émissions causées par des perturbations, l'incertitude du facteur d'émissions est:

$$\widehat{V}(\hat{\mu}_{t_2}) = (23 \div 1.96)^2 = 137.7$$

$$\widehat{V}(\hat{\mu}_{t_1}) = (57 \div 1.96)^2 = 845.7$$

$$\widehat{V}(\hat{\mu}_{EF}) = 137.7 + 845.7 - 2 \times 0.9 \times \sqrt{137.7} \times \sqrt{845.7} = 369$$

$$95\% \text{ confidence interval} = \sqrt{369} \times 1.96 = 37.7 \text{ td.m/ha.}$$

Lorsque la densité de la biomasse indique une corrélation positive entre t_1 et t_2 , le terme final de **Équation 45** réduit la variance totale et augmente, de ce fait, la précision. De manière plus générale, l'**Équation 44** et l'**Équation 45** peuvent également être utilisées pour déterminer l'incertitude de toute modification de la biomasse mesurée à deux périodes de temps, par exemple dans l'analyse de la surveillance générale des forêts. Dans ce cas, et en l'absence de perturbation importante, la corrélation est susceptible d'être élevée, généralement supérieure à 0,8 (Köhl *et al.*, 2006) surtout si t_1 et t_2 sont relativement rapprochés dans le temps (écart inférieur à 10 ans).

Équation 44 et **Équation 45** représentent deux cas extrêmes, dans lesquels soit toutes les parcelles de départ ont été ré-évaluées (**Équation 45**), soit aucune des parcelles de départ n'a été ré-évaluée (**Équation 44**). La situation intermédiaire se produit lorsque seule une fraction des parcelles est permanente, seules quelques parcelles étant mesurées au temps t_1 , et quelques parcelles mesurées au temps t_2 . Cela peut se produire si, par exemple, certaines parcelles ont été perdues ou détruites après le temps t_1 mais ont été remplacées par d'autres parcelles au temps t_2 , ou s'il était difficile de relocaliser des parcelles dans la zone. La possibilité d'assurer un mélange de parcelles permanentes et temporaires peut également être prévue lors de la conception de l'enquête pour éviter qu'au fil du

temps, des parcelles permanentes deviennent non représentatives, introduisant ainsi potentiellement un biais. Un plan d'échantillonnage avec un mélange de placettes temporaires et permanentes est appelé échantillonnage avec remplacement partiel (Ware and Cunia, 1962; Loetsch and Haller, 1964), le calcul de $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$ étant plus complexe que l'un ou l'autre des cas extrêmes. Köhl *et al.* (2015) fournissent une description plus complète de l'échantillonnage avec remplacement partiel dans le contexte de REDD+, et présentent également les calculs nécessaires pour estimer $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$ pour cette situation. Ces calculs utilisent une régression linéaire pour mettre à jour la densité moyenne de carbone au temps t_1 à partir des informations contenues dans les résultats de l'enquête au temps t_2 et, par conséquent, l'estimation des changements moyens dans la densité de carbone n'est plus égale à la simple différence donnée dans **Équation 23**. Si une telle solution n'est pas souhaitée, on peut recourir à une estimation alternative pour un sous-échantillonnage à remplacement partiel (Päivinen and Yli-Kojola, 1989). Le calcul est décrit dans l'**Encadré 37**.

Les incertitudes dans l'estimation des facteurs d'émissions/absorptions peuvent être réduites grâce à :

- ▶ une augmentation de la densité d'échantillonnage sans autre sous-stratification;
- ▶ d'autres sous-stratifications pour bien cibler l'échantillonnage sur les zones forestières susceptibles d'être affectées par les activités REDD+, après et avant que les transferts entre les strates ou les changements d'affectation des terres ne se produisent. Si d'autres stratifications sont effectuées, alors il peut être nécessaire de recourir à des estimations pour $\hat{\mu}_{EF}$ et $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$ en utilisant les estimateurs appropriés aux plans d'échantillonnage stratifié, tels que décrits dans la **Section 4.2.3.2**. Il est recommandé de ne pas dépasser les 6-8 strates (Cochran, 1977; p134). De plus, les intensités d'échantillonnage à l'intérieur des strates doivent être suffisamment grandes pour produire des tailles d'échantillon de 10-20 (Cochran, 1977; Särndal *et al.*, 1992);
- ▶ en conservant la même stratification et la même densité d'échantillonnage, mais en utilisant des informations auxiliaires pour vérifier la direction du changement. Par exemple, dans le cas d'une dégradation, si la direction du transfert est cohérent avec l'avancée de la fragmentation de la forêt, alors il est peu probable que la densité de carbone de la forêt augmente, et la distribution de probabilité de l'estimation de la dégradation doit être considérée comme tronquée, afin d'éliminer toute possibilité d'augmentation;
- ▶ l'augmentation du nombre de parcelles permanentes échantillonnées, si l'on utilise la Méthode 2 pour estimer la variation de la densité de carbone au fil du temps.

L'estimation de l'incertitude du facteur d'émissions $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$ donné dans **Équation 42** et dans **Équation 44** ne comprend que l'erreur due à l'échantillonnage, et même si elle est généralement la source la plus importante de l'erreur, il existe un certain nombre d'autres sources d'erreur, telles que les erreurs de mesure, les erreurs associées à l'utilisation de modèles allométriques utilisés pour estimer la biomasse des arbres, ou des erreurs dans les facteurs d'expansion tels que les ratios racine/tige pour estimer la biomasse souterraine. Ces erreurs supplémentaires peuvent être considérées comme indépendantes de l'erreur d'échantillonnage, et ainsi la variance totale d'erreur peut être estimée en les ajoutant à $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$. Parmi ces sources d'erreur supplémentaires, l'incertitude découlant de la prédiction de chaque individu à partir du modèle de la biomasse, et l'incertitude résultant d'un choix de modèles alternatifs appropriés, sont probablement les principaux termes supplémentaires que l'on devrait penser à inclure. Le premier diminue avec l'augmentation de la taille de l'échantillon, et donc son importance est en partie fonction du nombre total d'individus estimé. Cette dernière source d'erreur est indépendante de la taille de l'échantillon, et ne peut donc être réduite par un plus grand effort sur le terrain. Si des modèles allométriques alternatifs sont disponibles pour une situation donnée, il est recommandé que l'incertitude due au choix du modèle soit prise en considération et incluse dans l'estimation de l'erreur totale. Les erreurs de mesure comme les erreurs d'estimation du

diamètre de la tige, sont généralement bénins si les protocoles standards de la foresterie ont été suivis. Il existe de nombreuses méthodes pour estimer ces erreurs supplémentaires dans les modèles allométriques, comme par exemple les approximations analytiques (par exemple Lo, 2005, Ståhl *et al.*, 2014), les méthodes de Monte Carlo (par exemple Molto *et al.*, 2013, Picard *et al.*, 2015) et les approches hybrides (par exemple Chave *et al.*, 2004). Ces sources d'erreur supplémentaires peuvent être combinées en un terme de variance unique $\widehat{V}(\widehat{\mu}_{Allom})$, et ajoutées à $\widehat{V}(\widehat{\mu}_{EF})$ pour fournir une estimation de l'erreur totale.

Encadré 37: Estimation de l'incertitude des facteurs d'émissions/absorptions échantillonnés avec remplacement partiel

L'échantillonnage avec remplacement partiel est un concept d'étude où le changement mesuré au fil du temps implique une combinaison d'échantillons de parcelles permanentes et temporaires. L'estimation de l'incertitude de la différence entre deux périodes de temps requiert les quantités suivantes:

n_{12} : Le nombre de parcelles permanentes ou communes à t_1 et t_2 .

n_1 : Le nombre total de parcelles à t_1 .

n_2 : Le nombre total de parcelles à t_2 .

n_{1+} : Le nombre de parcelles propre à t_1 .

n_{+2} : Le nombre de parcelles propre à t_2 .

$s_{t_1}^2, s_{t_2}^2$: La variance de la densité de carbone mesurée à t_1 et t_2 .

r : La corrélation au niveau de la parcelle en densité de carbone entre t_1 et t_2 .

À partir de ces informations, deux paramètres de pondération sont calculés:

Équation 46

$$A = \frac{n_{12}(rn_{+2} + n_1)}{n_1n_2 - n_{+2}n_{1+}r^2}$$

Équation 47

$$B = \frac{n_{12}(rn_{1+} + n_2)}{n_1n_2 - n_{+2}n_{1+}r^2}$$

et l'incertitude de l'estimation du facteur d'émission/absorption est donné par:

Équation 48

$$\widehat{V}(\widehat{\mu}_{EF}) = \frac{A^2s_1^2 + B^2s_2^2 - 2ABrs_1s_2}{n_{12}} + \frac{(1-A)^2s_1^2}{n_{1+}} + \frac{(1-B)^2s_2^2}{n_{+2}}$$

Lorsque toutes les parcelles mesurées à t_1 sont également mesurées à t_2 , alors $A = B = 1$, et l'**Équation 48** se réduit à l'**Équation 45**. Lorsqu'il n'y a pas de parcelles en commun entre t_1 et t_2 , alors $A = B = 0$, et l'**Équation 48** se réduit à l'**Équation 44**. Dans ce dernier cas, $n_{12} = 0$, et le premier terme de l'**Équation 48** est indéfini.

4.4.2 Inférence basée sur un modèle

Il arrive souvent que l'on ne dispose pas d'échantillons probabilistes en ligne avec les méthodes de terrain ni de points temporels répétés et connus entre les mesures et, par conséquent, toute inférence probabiliste est impossible. Dans ce cas, les pays doivent se tourner vers une inférence basée sur un modèle (voir le diagramme décisionnel dans la **Section 4.4**) car aucun échantillon probabiliste des données de référence n'est demandé pour construire le modèle.

L'inférence basée sur un modèle est construite sur les hypothèses de base suivantes (McRoberts *et al.*, 2019):

- ▶ le modèle a été correctement défini;
- ▶ une distribution totale des valeurs possibles est considérée pour chaque unité de population (et non pas uniquement une seule valeur); et
- ▶ la randomisation a lieu à travers les observations effectuées à partir des distributions qui caractérisent les unités de population choisies pour l'échantillon.

Même si les échantillons probabilistes peuvent être utilisés dans une inférence basée sur un modèle, d'autres échantillons intentionnels et non-probabilistes - tels que ceux présentés dans la **Section 3.2.2** et dans la **Section 3.2.3** - peuvent aussi produire des inférences basées sur un modèle tout à fait valables (Särndal *et al.*, 1992, p. 534). Les étapes suivantes sont recommandées lorsque l'on opte pour une inférence basée sur un modèle (IPCC, 2019):⁽¹⁵⁸⁾

1. Au moment de choisir un modèle, assurez-vous que:
 - a. il représente convenablement l'ensemble des utilisations des terres, des écosystèmes et des pratiques de gestion dans la région ou dans le pays;
 - b. il permette de quantifier l'incertitude;
 - c. il réduise les incertitudes liées aux autres méthodes disponibles (par exemple les méthodes de Niveau 1) ou que les estimations soient améliorées d'une autre manière (par exemple une couverture plus complète des réservoirs de carbone et des terres);
 - d. il puisse être exécuté et maintenu dans un contexte opérationnel en disposant du temps et des ressources nécessaires (par exemple données initiales déjà disponibles, membres du personnel avec une expérience et des connaissances suffisantes, infrastructure informatique adéquate et disponible);
 - e. il produise des résultats qui peuvent être utilisés dans les rapports sur les émissions et les absorptions pour chaque catégorie d'affectation des terres;
 - f. il produise des résultats cohérents avec la série temporelle;
 - g. il soit compatible avec d'autres modèles existants utilisés dans le système national de surveillance des forêts;
 - h. il soit bien documenté et testé.
2. Pour le calibrage du modèle:
 - a. Utilisez des données qui incluent une partie des conditions présentes dans le pays qui soit représentative des circonstances nationales.

⁽¹⁵⁸⁾ **Volume 4, Chapitre 2.5, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019).

- a.** une description du modèle, la raison pour laquelle il a été choisi et toutes les conséquences possibles qu'il comporte s'il est utilisé hors du domaine qu'il est supposé représenté et pour lequel il a été paramétré;
- b.** une description du processus de calibrage;
- c.** les résultats de l'analyse qui vérifient le comportement du modèle en s'appuyant sur des mesures indépendantes afin de confirmer si le modèle est capable d'estimer les stocks de carbone, les variations dans les stocks et/ou les émissions et absorptions dans les catégories de source/bassin examinées. Les sources des données indépendantes doivent elles aussi être documentées;
- d.** un aperçu des procédures qui sont utilisées pour appliquer le modèle;
- e.** une description de l'approche choisie pour estimer l'incertitude dans les résultats du modèle;
- f.** un résumé des résultats des tests pour l'inventaire;
- g.** des informations relatives aux étapes AQ/CQ.

Chapitre 5 Intégration et estimation

L'estimation des émissions/absorptions des gaz CO₂ et non-CO₂ demande d'intégrer les données sur les zones touchées par un changement d'affectation des terres (données sur les activités) avec des données liées à la gestion des terres et aux réservoirs de carbone post-perturbation (biomasse, matière organique morte (bois mort et litière) et réservoirs des stocks de carbone des sols) (IPCC, 2019). Le type de données sur les activités disponibles, quelle que soit l'Approche 1, 2 ou 3, détermine l'usage des données dans les estimations des émissions et des absorptions en vue de satisfaire les objectifs MNV.

Pour les pays disposant de données selon l'Approche 2, c'est-à-dire d'informations sur toutes les zones touchées par une conversion d'affectation des terres, quoique non spatialement explicites, ces estimations devront toujours être liées aux stocks de carbone initiaux, aux facteurs d'émission appropriés, etc. Dans certains cas, il faudra attribuer les données de conversion des affectations des terres au climat et/ou au type de végétation, aux sols et aux strates de la gestion. Cette étape peut être effectuée via un échantillonnage, un échelonnage ou l'avis d'experts (**Section 2.3.10**). Les pays doivent préciser pourquoi ils ont pris ces décisions, et la méthode de vérification ou de recoupement des estimations qu'ils ont appliquée.

Les pays qui s'appuient sur des données acquises selon l'Approche 3 ont la possibilité de répartir les zones qui ont subi un changement d'affectation des terres en croisant spatialement les données avec d'autres séries de données spatiales, telles que des données climatiques et/ou les strates correspondant aux types de végétation, aux sols et à la gestion. Toutefois, il est probable que l'inférence, par exemple celle basée sur des données d'enquête et des avis d'experts, sera nécessaire pour répartir les données sur les changements d'affectation des terres et sur la situation biophysique selon les pratiques de gestion, car les données sur les pratiques de gestion sont rarement disponibles dans des formats spatialement explicites (**Section 2.3.10**).

Les principes à suivre pour faire correspondre les données sur les activités aux données sur les stocks de carbone, les facteurs d'émissions et d'absorptions et autres données pertinentes, sont les suivants:

- ▶ faites correspondre les classes d'utilisation des terres nationales au plus grand nombre possible de catégories d'utilisation des terres;
- ▶ lorsque les classes d'utilisation des terres nationales ne correspondent pas aux catégories d'utilisation des terres des présentes lignes directrices, documentez les liens entre les systèmes de classification;
- ▶ utilisez les classifications de manière cohérente dans le temps et documentez tout amendement fait au système de classification, le cas échéant;
- ▶ documentez les définitions des catégories de terres, les estimations des superficies des terres selon leurs affectations, et leur correspondance avec les facteurs d'émissions et d'absorptions; et
- ▶ faites correspondre toutes les catégories et sous-catégories d'utilisation des terres aux estimations des stocks de carbone les plus adaptées, aux facteurs d'émission et d'absorption et autres données

pertinentes.

Les étapes recommandées pour faire correspondre les superficies des terres aux facteurs d'émissions et d'absorptions sont les suivantes:

1. commencez par la stratification la plus désagrégée de l'utilisation des terres et les facteurs d'émissions et d'absorptions disponibles les plus détaillés nécessaires à l'estimation.
2. n'incluez que les strates applicables dans votre pays et utilisez-les comme stratification de base;
3. faites correspondre les estimations des superficies des terres selon leur affectation à la stratification de base du niveau le plus désagrégé possible. Certains pays peuvent avoir besoin de demander l'avis d'experts pour aligner les meilleures estimations disponibles des superficies des terres selon leur affectation, sur la stratification de base.
4. attribuez des facteurs d'émissions et d'absorptions à la stratification en les faisant correspondre autant que possible aux catégories de la stratification.

Lorsque l'on ne dispose pas d'informations nationales sur les réservoirs de carbone clés qui ont été identifiés (**Section 2.3.9**) à mettre en relation avec la stratification de base désagrégée, il vaut mieux tenir compte des facteurs d'émissions/absorptions ou des stocks de carbone de Niveau 1 plutôt que de les exclure.

Selon les Recommandations du GIEC, les inventaires conformes aux bonnes pratiques sont ceux qui « ne sont ni des surestimations ni des sous-estimations autant qu'on puisse en juger, et dans lesquels les incertitudes sont réduites le plus possible ». Ce qui signifie que les Recommandations du GIEC ont pour but de fournir des orientations sur la manière de produire des estimations des inventaires qui soient précises mais non pas conservatrices (**Encadré 38**). L'incertitude totale⁽¹⁵⁹⁾ est l'un des résultats attendus de l'intégration et elle doit figurer parmi les éléments de l'estimation. Le GIEC propose deux approches pour estimer l'incertitude:

- ▶ **Approche 1** - Propagation d'erreur; et
- ▶ **Approche 2** - Analyse de Monte Carlo.

Si la propagation d'erreur est plus simple à appliquer, elle exige des critères qui souvent ne sont pas entièrement satisfaits, car il arrive par exemple qu'il n'y ait pas suffisamment de corrélations entre les quantités utilisées dans l'inventaire, d'incertitudes inférieures à +/-30 pour cent de la valeur d'une quantité ou d'incertitudes réparties de manière symétrique.

L'analyse de Monte Carlo demande plus d'informations sur les répartitions probabilistes des données prises en compte dans les calculs et, de ce fait, a des exigences et demande plus d'informations sur les processus sous-jacents. Son application dépend de la capacité à acquérir ces informations. L'analyse de Monte Carlo est particulièrement appropriée lorsque les incertitudes sont grandes, que leur répartition est non gaussienne, et que les algorithmes sont des fonctions complexes.

L'analyse de Monte Carlo, ou tout autre outil statistique, peut aussi servir à produire une analyse de sensibilité afin d'identifier directement les principaux facteurs qui contribuent à l'incertitude générale. De ce fait, l'analyse de Monte Carlo ou tout autre analyse du même genre peut être un outil valable pour réaliser une **analyse des catégories clés**. Par exemple, la méthode peut servir à analyser les catégories les plus désagrégées des sources en modélisant des corrélations et des facteurs d'émissions/absorptions et des données sur les activités séparément afin d'identifier les paramètres clés plutôt que

(159) La mesure de l'incertitude est un intervalle de confiance de 95 pour cent autour d'une estimation ponctuelle de la valeur. La quantification de l'incertitude est basée sur les données de base utilisées dans les équations de la méthodologie. L'incertitude totale des émissions/absorptions dépend de l'incertitude associée à chaque variable et paramètre des données utilisées.

les catégories clés.

Dans sa Révision de 2019, le GIEC propose un diagramme décisionnel qui permet de choisir une Approche à suivre dans le processus d'estimation de l'incertitude (voir **Volume 1, Chapitre 3, Figure 3.1a**), et indique que:

- ▶ des approches hybrides sont possibles quand la technique de propagation n'est pas la même pour toutes les catégories; et
- ▶ même lorsque les critères pour appliquer l'Approche 1 ne sont pas tous remplis, elle peut tout de même apporter des informations utiles sur l'incertitude de l'inventaire.⁽¹⁶⁰⁾

Encadré 38: Le concept de prudence et son application

Le concept de prudence, dans le cadre de la comptabilité de résultats d'atténuation, provient du protocole de Kyoto et de l'élaboration de ses règles et modalités de comptabilité. La prudence:

- ▶ ne consiste pas à traiter les biais dans les estimations utilisées pour calculer la quantité comptabilisée;
- ▶ s'applique à la quantité comptabilisée, et non aux estimations utilisées pour comptabiliser la quantité; et
- ▶ vise à réduire à zéro la probabilité que la quantité comptabilisée soit une surestimation de la quantité réelle d'émissions atténuées.

Ainsi, la prudence vise à minimiser le risque pour l'intégrité environnementale d'une sous-estimation ou, dans certains cas (par exemple, les estimations de l'année de base), d'une surestimation pour des applications spécifiques de comptabilisation. Par exemple:

- ▶ En vertu du protocole de Kyoto, dans le cas où les équipes d'experts ne peuvent pas se mettre d'accord sur les estimations nationales, une procédure d'ajustement est appliquée à l'inventaire national des GES d'une partie, conformément à l'Article 5.2, qui donne lieu à des estimations prudentes pour la partie concernée, de manière à ce que les émissions anthropiques ne soient pas sous-estimées et que les absorptions anthropiques par les puits et les émissions anthropiques de l'année de référence ne soient pas surestimées.
- ▶ Pour un projet MDP de boisement/reboisement, les estimations présentant une forte incertitude ne peuvent être utilisées dans les méthodologies que si ces estimations sont prudentes. Les **méthodologies CDM de boisement/reboisement** prévoient une procédure pour l'application de facteurs d'actualisation afin de rendre prudentes les valeurs moyennes estimées des paramètres.
- ▶ Dans le cas du REDD+, la prudence vise à ne pas surestimer les absorptions et/ou sous-estimer les émissions dans les résultats, et à ne pas surestimer les émissions et/ou sous-estimer les absorptions dans le niveau de référence.

Les Lignes directrices du GIEC ne fournissent pas d'orientation méthodologique pour les estimations prudentes. Les règles de production de ces estimations prudentes sont parfois dérivées de la prise en compte des marges d'incertitude du GIEC.

⁽¹⁶⁰⁾ La propagation d'erreur étant plus simple que l'approche de Monte Carlo, son utilisation est recommandée en tant qu'instrument d'assurance qualité / contrôle qualité (AQ/CQ) quand on applique la méthode de Monte Carlo.

5.1 Estimation des émissions et des absorptions totales et incertitude associée

En général, les estimations des émissions et des absorptions sont faites en additionnant les différences dans les estimations de la variation des stocks de carbone par unité de surface, multipliées par l'estimation de la zone dans laquelle la variation du carbone s'est produite. La variation du carbone peut être estimée entre le temps 1 (t_1) et le temps 2 (t_2) où soit:

$$\Delta C_{t_1,2} = (\text{surface d'une strate donnée}) \times (\text{variation de la densité de carbone de la strate})$$

soit

$$\Delta C_{t_1,2} = (\text{surface transférée entre deux strates}) \times (\text{variation de la densité de carbone entre les strates})$$

Les méthodes et les niveaux adoptés ainsi que les outils d'intégration utilisés pour générer ces estimations influencent les mesures prises dans le SNSF.

Les estimations de la surface et de la densité de carbone comportent toutes deux des incertitudes qui doivent être combinées lors de l'estimation de l'incertitude des émissions ou des absorptions de carbone associées à chacun des réservoirs concernés (à savoir la biomasse, la matière organique morte, la litière et le carbone du sol). De même, les incertitudes relatives aux émissions de gaz à effet de serre autres que le CO_2 sont estimées en combinant les composantes des facteurs d'émissions/absorptions et les incertitudes des données sur les activités. L'estimation de l'incertitude de la surface et de la variation de surface est décrite dans la **Section 4.2.3** et est exprimée comme la variance de l'estimation de la moyenne, indiquée par $\nabla(\hat{\mu}_A)$. L'estimation de l'incertitude liée à la variation de la densité de carbone est décrite dans la **Section 4.4.1**, et s'exprime par $\nabla(\hat{\mu}_{EF})$.

Les estimations des émissions correspondantes, $\hat{\mu}_E$ sont calculées comme le produit de la surface et des estimations du facteur d'émissions,

Équation 49

$$\hat{\mu}_E = \hat{\mu}_A \times \hat{\mu}_{EF}$$

Si les unités de $\hat{\mu}_E$ sont en carbone, alors la conversion en CO_2 est directement obtenue en multipliant par 44/12.

La **Section 5.2.2.1 des GPG2003** reprend la **Section 6.3 des GPG 2000**⁽¹⁶¹⁾ qui décrit la Règle B pour combiner les incertitudes lorsque les quantités sont multipliées entre elles, comme dans l'**Équation 49**. La Règle B stipule que le pourcentage d'incertitude du produit est la racine carrée de la somme des carrés des pourcentages d'incertitude estimés pour chacune des quantités multipliées. Cette règle est souvent utilisée pour calculer la variance du produit de deux variables aléatoires et indépendantes (c'est-à-dire non corrélées). Goodman (1960) a dérivé une expression exacte de la variance en pourcentage qui ne nécessite aucune information supplémentaire pour l'estimation, et qui

(161) Correspondant au **Volume 1, Section 3.2.3.1 des GL 2006**.

s'exprime comme suit:

Équation 50

$$V(\hat{\mu}_E) = \hat{\mu}_{EF}^2 \times V(\hat{\mu}_A) + \hat{\mu}_A^2 \times V(\hat{\mu}_{EF}) + V(\hat{\mu}_A) \times V(\hat{\mu}_{EF})$$

Équation 50 suppose l'indépendance des deux estimations et exige des estimations de la moyenne et de la variance de la moyenne par zone (A) et des estimations des facteurs d'émissions/absorptions et de leurs variances. Un exemple de calcul des émissions totales à partir des données sur les activités et des facteurs d'émissions pour une seule strate est donné dans l'**Encadré 39**. Souvent, l'estimation des émissions requises est une estimation qui combine N estimations distinctes au niveau des strates, afin de donner une estimation totale pour toutes les strates combinées. Dans ce cas, les émissions totales sont la somme des émissions totales pour chaque strate, $\sum \hat{\mu}_{E_i}$ ($i = 1 \dots N$) avec la variance de l'estimation égale à $\sum V(\hat{\mu}_{E_i})$.

Les pays peuvent avoir besoin d'estimer l'incertitude associée à une différence entre une estimation des émissions/absorptions de la période de notification et le NERF/NRF. L'**Encadré 39** présente un exemple typique de la manière de procéder pour le déboisement, en utilisant les méthodes décrites dans cette section.

Pour une densité d'échantillonnage donnée, les incertitudes liées à la dégradation ou aux prélèvements résultant de la croissance des forêts dans les MNF ou les forêts plantées, seront plus importantes que celles associées aux estimations du déboisement. Si l'incertitude de l'estimation de la biomasse dépasse la différence des densités de carbone entre les deux sous-strates, l'incertitude de l'estimation de la dégradation dépassera 100 pour cent ; en d'autres termes, même si l'estimation centrale consiste à dire que la dégradation des stocks de carbone forestier a eu lieu, il est possible en réalité qu'il y ait eu un gain.

Les émissions de gaz à effet de serre autres que le CO₂ associées à un feu sont estimées en multipliant les facteurs d'émission/absorption appropriés au type de feu ainsi qu'aux zones brûlées et à la quantité de combustible brûlé par surface unitaire. Les surfaces sont estimées soit à partir des cicatrices de feu obtenues par télédétection et des incertitudes associées, soit à partir d'études au sol. Les facteurs d'émissions/absorptions et les fourchettes d'incertitude sont fournis dans le Tableau 2.5 indiqué au **Volume 1, Section 2.4 des 2006GL**.⁽¹⁶²⁾ L'incertitude combinée associée à ces émissions peut être estimée en utilisant les équations qui permettent de combiner les incertitudes et qui sont données dans **Équation 44** et dans la **Section 4.4.1.2**.

Encadré 39: Appliquer l'analyse de l'incertitude au déboisement

Cet exemple utilise les résultats du changement de zone dû au calcul du déboisement décrit dans l'**Encadré 32**, et les associe avec un scénario hypothétique de changement de la densité du carbone.

Étape 1 : Changement dans la superficie des terres déboisées - L'exemple dans l'**Encadré 32** donne la superficie totale des pertes forestières comme étant de 21 158 ha, avec une erreur

(162) La méthode figurant à la **Section 3.2.1.4 des GPG 2003** indexe les émissions non CO₂ du feu par rapport aux émissions de CO₂ et ne fournit pas de fourchettes d'incertitude par défaut.

type de 3 142 ha. Les quantités requises pour le calcul des émissions totales sont les suivantes:

$$\begin{aligned}\widehat{\mu}_{A_i} &= 21,158 \text{ ha} \\ \widehat{V}(\widehat{\mu}_A) &= 3,142^2 = 9,872\end{aligned}$$

Étape 2 : Calcul de FE à partir de la variation de la densité de la biomasse - La densité de carbone des forêts intactes est supposée être de 250 t C/ha, avec une erreur type e de 25 t C/ha (correspondant à une incertitude de 10 pour cent). La densité de carbone de la forêt après déboisement est supposée être de 30 t C/ha, avec une erreur type de 3 t C/ha (ce qui correspond également à une incertitude de 10 pour cent). Le carbone résiduel dans la forêt après déboisement provient de résidus de rémanents ou de parcelles de déboisement incomplet.

En supposant que les données des enquêtes de terrain à la base des estimations de la densité de carbone avant et après le déboisement aient fait l'objet d'un échantillonnage indépendant, le calcul de la variation de la densité de la biomasse et de son incertitude est alors effectué:

$$\begin{aligned}\widehat{\mu}_{EF} &= (250 - 30) \times \frac{44}{12} \\ &= 807 \text{ tCO}_2/\text{ha} \\ \widehat{V}(\widehat{\mu}_{EF}) &= (25 \times 44 \div 12)^2 + (3 \times 44 \div 12)^2 \\ &= 8,539\end{aligned}$$

Au moyen de l'**Équation 42** des incertitudes sur les facteurs d'émission et d'absorption. La constante 44/12 est utilisée pour convertir la densité du carbone en unités de CO₂

Étape 3 : Calcul des émissions totales - Le total des émissions dues au déboisement et son incertitude sont calculés au moyen des équations l'**Équation 49** et l'**Équation 50** respectivement:

$$\begin{aligned}\widehat{\mu}_E &= 21,158 \times 807 \\ &= 17,083 \text{ t CO}_2 \\ \widehat{V}(\widehat{\mu}_E) &= 807^2 \times 9,872,164 + 21,158^2 \times 8,539 + 9,872,164 \times 8,539 \\ &= 1.034 \times 10^{13}\end{aligned}$$

Pour cet exemple hypothétique, le déboisement a entraîné un recul d'environ 17,1 millions de tonnes de CO₂, avec une erreur type de $\sqrt{1.034 \times 10^{13}} = 3,200,000 \text{ t CO}_2$. L'intervalle de confiance à 95 pour cent (tel qu'utilisé dans les orientations et les lignes directrices du GIEC) est calculé comme l'erreur type multipliée par 1,96, ce qui donne le résultat final de 17,1 +/- 6,3 millions de tonnes de CO₂, soit un intervalle de confiance à 95 pour cent de 10,8 à 23,4 millions de tonnes de CO₂.

Encadré 40: L'incertitude dans la différence entre un NERF/NRF et les émissions dues au déboisement pendant une période d'évaluation

Supposons que pour établir la NERF, un nombre N de déterminations annuelles successives du taux de déboisement ont été effectuées et que celles-ci avaient des valeurs $\hat{\mu}_{A_i} \text{ha/yr}$ ($i = 1 \dots N$), et que l'utilisation des méthodes décrites dans la **Section 4.2.3**, l'incertitude de chaque détermination a été estimée à $\nabla(\hat{\mu}_{A_i})$ correspondant à la variance du taux moyen de déboisement. Dans ce cas, pour le NERF, la superficie annuelle déboisée en moyenne sur N correspond à:

$$\hat{\mu}_A = \frac{\sum \hat{\mu}_{A_i}}{N}$$

Équation 51

Et les déterminations successives ne sont pas corrélées, l'incertitude correspondante l'est:

$$\hat{V}(\hat{\mu}_A) = \left(\frac{\sqrt{\sum \hat{\mu}_{A_i}}}{N} \right)^2$$

Équation 52

De même, si pendant la période d'évaluation, M correspondant aux déterminations successives du taux de déboisement sont faites de valeurs $\hat{\mu}_{B_j} \text{ha/yr}$ ($j = 1 \dots M$), chaque détermination ayant encore une incertitude de $\nabla(\hat{\mu}_{B_j})$, en utilisant les méthodes décrites dans la **Section 4.2.3**, le

taux de déboisement annuel moyen pendant la période d'évaluation est:

Équation 53

$$\hat{\mu}_B = \frac{\sum \hat{\mu}_{B_i}}{N}$$

et l'incertitude correspondante est:

Équation 54

$$\hat{V}(\hat{\mu}_B) = \left(\frac{\sqrt{\sum \hat{\mu}_{B_i}}}{N} \right)^2$$

En comparant le NERF et la période d'évaluation, la différence en termes de taux moyen annuel de déboisement correspond à:

Équation 55

$$\hat{\mu}_{A-B} = \hat{\mu}_A - \hat{\mu}_B$$

et en utilisant **Équation 28** de l'**Encadré 33**, l'incertitude de cette différence correspond à:

Équation 56

$$V(\hat{\mu}_{A-B}) = V(\hat{\mu}_A) + V(\hat{\mu}_B)$$

Supposons maintenant que le facteur d'émission/absorption (la densité de carbone par unité de surface) soit $\hat{\mu}_{\text{EFtCO}_2/\text{ha}}$ avec une incertitude de $V(\hat{\mu}_{\text{EF}})$. La différence annuelle moyenne des émissions de CO₂ entre le NERF et la période d'évaluation est calculée comme étant la différence de superficie multipliée par le facteur d'émission/absorption.

Équation 57

$$\hat{\mu}_\Delta = \hat{\mu}_{\text{EF}} \times \hat{\mu}_{A-B}$$

avec l'incertitude $\hat{\mu}_\Delta$ donnée par **Équation 58**, correspond à **Équation 50**:

Équation 58

$$V(\hat{\mu}_\Delta) = \hat{\mu}_{\text{EF}}^2 \times V(\hat{\mu}_{A-B}) + \hat{\mu}_{A-B}^2 \times V(\hat{\mu}_{\text{EF}}) + V(\hat{\mu}_{A-B}) \times V(\hat{\mu}_{\text{EF}})$$

Le résultat peut également être exprimé en termes d'un intervalle de confiance de 95 pour cent.

Équation 59

$$\hat{\mu}_\Delta \pm t_{0.95} \times \sqrt{\hat{V}(\hat{\mu}_\Delta)}$$

5.2 Propagation d'erreur et analyse de Monte Carlo

Une fois que les incertitudes relatives aux données sur les activités, le facteur d'émission ou d'autres paramètres pour une catégorie donnée ont été déterminées, elles peuvent être combinées afin de fournir des estimations de l'incertitude concernant les émissions de la catégorie (**Section 5.1**).

Elles peuvent ensuite être combinées pour fournir des estimations de l'incertitude concernant les émissions nationales nettes totales pour une année donnée et la tendance générale de l'inventaire au fil du temps.

Le GIEC a montré que, avec les mêmes données d'entrée, la propagation de l'erreur et la simulation de Monte Carlo donnent des résultats similaires. Les deux approches peuvent être utilisées pour les sources ou les puits d'émission, sous réserve des hypothèses et des limites de chaque approche et de la disponibilité des ressources.⁽¹⁶³⁾ Dans la pratique, cependant, les options ne sont pas toujours simples.

Approche 1 - Propagation d'erreur

L'approche 1 est plus simple à appliquer mais nécessite des hypothèses qui, souvent, ne sont pas entièrement satisfaites, comme l'absence de corrélations significatives entre les quantités utilisées dans l'inventaire, des incertitudes inférieures à +/-30 pour cent de la valeur de la quantité ou des incertitudes réparties de manière symétrique. L'Approche 2 nécessite plus d'informations sur les distributions de probabilité des données impliquées dans les calculs. En tant que telle, elle implique également des hypothèses et davantage d'informations sur les processus sous-jacents et son application dépend de la capacité à acquérir ces informations. L'Approche 2 est particulièrement appropriée lorsque les incertitudes sont importantes, que leur distribution est non gaussienne et que les algorithmes sont des fonctions complexes (IPCC, 2019).

Pour quantifier l'incertitude en utilisant l'Approche 1, des estimations de l'incertitude pour chaque entrée sont nécessaires, ainsi que l'équation par laquelle toutes les entrées sont combinées pour estimer une sortie. Une équation de propagation est utilisée pour l'addition et la soustraction et une autre équation de propagation pour la multiplication.⁽¹⁶⁴⁾

Approche 2 - Méthode de Monte Carlo (ou similaire)

L'analyse de Monte Carlo convient à l'évaluation détaillée par catégorie de l'incertitude, en particulier lorsque les incertitudes sont importantes, la distribution est non-normale, les algorithmes sont des fonctions complexes et/ou il existe des corrélations entre certains des ensembles d'activités, les facteurs d'émissions, ou les deux. La simulation de Monte Carlo exige que l'analyste spécifie des fonctions de distribution de probabilité (Fishman, 1996) qui représentent raisonnablement chaque entrée dans les méthodes d'estimation. Les fonctions de distribution de probabilité peuvent être obtenues par plusieurs méthodes, notamment par l'analyse statistique des données ou par des avis d'experts. Un point essentiel est de développer les distributions des variables d'entrée pour les calculs des émissions/absorptions, afin qu'elles soient basées sur des hypothèses sous-jacentes cohérentes concernant le temps de calcul de la moyenne, l'emplacement et d'autres facteurs de conditionnement pertinents pour l'évaluation particulière (par exemple les conditions climatiques influençant les émissions de gaz à effet de serre agricoles). L'analyse de Monte Carlo peut traiter des fonctions de densité de probabilité de toute forme et largeur physiquement possible, et aussi des degrés variables de corrélation (à la fois dans le temps et entre les catégories des sources/puits). Le **Volume 1, Chapitre**

⁽¹⁶³⁾ La Figure 3.1a dans le **Volume 1, Chapitre 3, Section 3.1.2 de la Révision de 2019** (IPCC, 2019), qui présente un processus de base par étapes pour le choix d'une approche.

⁽¹⁶⁴⁾ Voir les Équations 3.1 et 3.2 respectivement, qui ont été actualisées au **Volume 1, Chapitre 3, de la Révision de 2019** (IPCC, 2019).

3, Section 3.2.3 des 2006GL fournit des indications détaillées sur les méthodes de Monte Carlo, qui ne sont pas répétées ici; toutefois, les compilateurs sont encouragés à se référer aux **Figures 3.6 et 3.7** qui fournissent des illustrations concises sur la manière d'appliquer la méthode de Monte Carlo, en particulier sur la manière dont les incertitudes provenant de différentes sources sont combinées pour générer une incertitude globale. Si les émissions et les absorptions sont estimées à l'aide d'un système entièrement intégré (**Section 2.4.2**), plutôt que par la simple multiplication des données sur les activités et des facteurs d'émissions/absorptions, l'analyse de Monte Carlo est peut-être la seule approche possible pour estimer les incertitudes. Les données d'entrée sont les mêmes que pour la méthode de propagation d'erreur, et (si les données sont disponibles) l'approche peut également tenir compte des auto-corrélations et des corrélations croisées, qui ne peuvent pas être facilement incluses dans la méthode simple de propagation d'erreur.

Chapitre 6 Notification et vérification

Pour atteindre l'objectif de la CCNUCC, les Parties ont besoin d'informations fiables, transparentes et complètes sur les émissions de GES. Dans les chapitres précédents, des orientations sur la meilleure façon d'estimer les émissions et les absorptions ont été fournies, mais il est tout aussi important de pouvoir notifier et vérifier ces estimations. Ainsi, la notification et la vérification sont essentielles pour garantir la transparence, la bonne gouvernance, la responsabilité et la crédibilité des résultats, et pour renforcer la confiance dans l'utilisation efficace des ressources. Afin de garantir que les efforts déployés pour estimer les émissions et les absorptions soient reconnus, la CCNUCC a fourni des orientations sur la manière de les notifier et a établi des processus pour vérifier au niveau international les estimations notifiées pour les inventaires nationaux de GES (CCNUCC, 2014),⁽¹⁶⁵⁾ ainsi que pour les résultats et les NERF/NRF REDD+. Ce chapitre décrit le processus général de notification et de vérification dans le cadre de la CCNUCC en ce qui concerne les activités de REDD+. Les exigences générales de l'inventaire des GES, y compris la transparence et la vérification interne et externe, y sont décrites. Des précisions quant à la notification et la vérification liées à REDD+, notamment pour les NERF/NRF et les annexes techniques des rapports biennaux actualisés, sont fournies.

6.1 Transparence et notification

Les exigences générales en matière de notification et de vérification découlent de leur objectif, qui est de fournir des informations permettant d'évaluer le niveau et la tendance des GES dans le temps, ainsi que leurs facteurs déterminants, et les mesures prises pour y remédier; et d'instaurer la confiance dans les informations fournies en assurant leur qualité.

Selon les objectifs des rapports, un rapport transparent et comparable aux autres est nécessaire pour fournir des informations qui s'étalent dans le temps:

- ▶ Exhaustif, en ce sens qu'il comprend toutes les informations nécessaires à la compréhension sur une période donnée et permet de déterminer:
 - › les niveaux et les tendances de tous les flux de GES anthropiques à travers le pays;
 - › les facteurs moteurs de ces flux de GES, et à quel rythme, et selon quelle tendance dans le temps, chacun d'entre eux se produit; et
 - › les mesures/activités qui ont été mises en œuvre,⁽¹⁶⁶⁾ et/ou sont en cours de planification, pour réduire les émissions de GES, ou pour éliminer le CO₂, et leurs résultats.
- ▶ Cohérent, pour permettre le suivi des progrès réels dans le temps;
- ▶ Exact, pour éviter les biais, et précis, pour réduire l'incertitude dans la mesure du possible.

Ces exigences relatives à l'élaboration de rapports en ce qui concerne la notification et la vérification générales des émissions et des absorptions de GES, ont été élaborées dans le cadre de la CCNUCC dans le contexte des deux processus suivants:

⁽¹⁶⁵⁾ **Un Guide actualisé pour l'Examen des inventaires nationaux** de gaz à effet de serre est en cours de préparation par la CCNUCC.

⁽¹⁶⁶⁾ Les mesures/activités sont qualifiées et quantifiées par un certain nombre d'indicateurs, tels que: le calendrier de mise en œuvre, ainsi que l'écart des GES par rapport à la stratégie habituelle; la stratégie habituelle; le cadre juridique; les ressources allouées; les GES, les terres et les réservoirs touchés; le calendrier et le système de surveillance.

1. Les lignes directrices de la CCNUCC, qui définissent l'objectif, la portée et le calendrier des rapports;
2. Les lignes directrices du GIEC, qui prévoient les méthodes permettant d'effectuer des estimations et de garantir la qualité des informations formulées dans les bonnes pratiques.⁽¹⁶⁷⁾

Les deux processus sont guidés par cinq principes généraux pour les notifications (**Section 2.3**). Ces principes constituent la base sur laquelle le GIEC a élaboré ses bonnes pratiques pour l'estimation des émissions et des absorptions de GES (c'est-à-dire des orientations méthodologiques visant à garantir que chaque estimation de GES ne soit jamais systématiquement supérieure ou inférieure à la valeur réelle, dans la mesure où elle peut être jugée et précise,⁽¹⁶⁸⁾ dans la mesure du possible). Par conséquent, pour être acceptée dans le cadre des rapports sur l'atténuation au titre de la CCNUCC, une estimation doit être impartiale, tandis que l'exigence de précision est soumise à des limites pratiques. Il s'agit de limites qui n'ont pas été établies par défaut, car elles sont déterminées par les ressources disponibles, par la variabilité des flux de GES et par la complexité du processus à partir duquel ils sont générés.

En conséquence, le processus de vérification introduit ci-dessous est nécessaire pour évaluer si les informations communiquées sont transparentes, précises, cohérentes, comparables et exhaustives et si l'incertitude a été réduite autant que possible.⁽¹⁶⁹⁾

6.2 Vérification interne et externe

La vérification est définie par le GIEC comme l'ensemble des activités et des procédures menées pendant la planification et le développement, ou après la réalisation d'un inventaire, qui peuvent aider à établir la fiabilité de ses estimations et des incertitudes qui en découlent.

Dans le cadre de la CCNUCC, la vérification est utilisée dans les:

- ▶ **Lignes directrices relatives aux inventaires nationaux des GES** - dans le cadre de la nécessité de comparer les estimations établies à l'aide de méthodes et de modèles de Niveau 3 (**paragraphe 41 de l'Annexe de la Décision 24/CP.19**) avec d'autres estimations indépendantes, y compris en utilisant d'autres niveaux. Ce processus est mis en œuvre par les compilateurs du rapport et il s'agit donc d'un exercice de vérification interne.
- ▶ **Processus MNV** - la vérification est la procédure d'évaluation des informations soumises par rapport aux principes de notification des critères de transparence, exactitude, exhaustivité, cohérence et comparabilité (TACCC) (**Section 2.3**), mis en œuvre par un sujet extérieur aux compilateurs de l'inventaire des GES.

La vérification interne vise à fournir des informations sur la crédibilité/probabilité des émissions et des absorptions estimées. La vérification externe vise à évaluer toutes les informations, y compris les données auxiliaires, les inférences, l'analyse de l'incertitude, en utilisant des catégorisations et des

⁽¹⁶⁷⁾ « Les bonnes pratiques sont un concept clé que les compilateurs d'inventaires doivent suivre lors de la préparation des inventaires nationaux de gaz à effet de serre » définies comme étant « un ensemble de procédures visant à garantir que les inventaires de gaz à effet de serre sont exacts en ce sens qu'ils ne sont systématiquement ni surestimés ni sous-estimés, dans la mesure où l'on peut en juger, et qu'ils sont précis dans la mesure du possible » et aussi, les « les bonnes pratiques couvrent le choix de méthodes d'estimation adaptées aux circonstances nationales, l'assurance et le contrôle de la qualité au niveau national, la quantification des incertitudes ainsi que l'archivage et la notification des données afin de promouvoir la transparence » (IPCC, 2019).

⁽¹⁶⁸⁾ Ce qui est le contraire d'incertain.

⁽¹⁶⁹⁾ Ces limites de faisabilité sont soumises à un examen au cas par cas des circonstances dans lesquelles l'estimation a été préparée.

formats comparables, afin d'évaluer la transparence, l'exhaustivité, la cohérence et l'exactitude des informations dans le but de s'assurer qu'elles ne sont pas biaisées.⁽¹⁷⁰⁾ Ni la CCNUCC ni le GIEC ne fixent de seuil pour la précision, car celle-ci dépend de nombreuses circonstances. Un seuil établi peut être trop généreux dans certaines circonstances et trop strict dans d'autres, selon le contexte (par exemple les types de forêts).

Les processus de tenue de registres peuvent aider les processus de vérification interne et externe à évaluer si les informations sont communiquées de manière transparente, exacte, exhaustive, cohérente et comparable et si l'incertitude a été réduite autant que possible.

6.3 Processus internationaux de notification et de vérification conformément à la CCNUCC

Il existe plusieurs processus de notification et d'évaluation technique et de révision dans le cadre de la CCNUCC auxquels les résultats du SNSF contribuent ou sont pertinents. Les exigences relatives à l'élaboration de rapports dans le cadre de la CCNUCC sont de nature relativement générale, bien qu'elles aient été auparavant différentes pour l'Annexe I⁽¹⁷¹⁾ et les pays non Annexe I, en termes de contenu et de fréquence. Toutefois, dans le cadre de l'Accord de Paris, elles coïncident presque, bien qu'une certaine flexibilité soit reconnue aux pays en développement, si nécessaire. La **Figure 21** présente les exigences actuelles de notification pour les pays développés et en développement selon

(170) Pour une estimation des émissions et/ou des absorptions de GES, cela signifie que si la transparence est essentielle pour permettre une compréhension claire de sa qualité, son exhaustivité et sa cohérence garantissent que les sources de biais ont été évitées. Cependant, d'autres sources de biais peuvent affecter une estimation, telle que le manque de représentativité des données utilisées ou une modélisation erronée du processus source/puits.

(171) En règle générale, les pays développés doivent présenter des rapports plus fréquents et plus détaillés.

en poursuivant les efforts pour limiter l'augmentation à 1,5 degrés Celsius. Les CDN sont des actions que les Parties à l'Accord de Paris prévoient d'entreprendre pour faire face au changement climatique. La contribution d'une Partie à la lutte contre les changements climatiques est déterminée au niveau national en fonction de ses circonstances et de ses priorités nationales. Cette terminologie a été adoptée pour souligner la nature ascendante (déterminée au niveau national) des contributions que les pays apportent à l'effort mondial de lutte contre le changement climatique, par opposition à une approche descendante (déterminée au niveau mondial). Les CDN sont inscrites dans un registre public tenu par la CCNUCC⁽¹⁷³⁾. Les CDN sont déterminées au niveau national et présentent donc une grande variété d'approches, tant au niveau du format que du contenu. Cette diversité est particulièrement notable dans les types de cibles exposées dans les CDN des différentes Parties.

6.3.1.1 Orientations sur le contenu et les délais de soumission des contributions déterminées au niveau national

L'Accord de Paris établit une périodicité de cinq ans pour la communication des CDN (Article 4.9). Les soumissions de CDN doivent être présentées avant la fin de 2020, puis tous les cinq ans. Toutefois, étant donné que les contributions déterminées au niveau national (CPDN)⁽¹⁷⁴⁾ n'ont pas précisé de délai pour les pays, le délai abordé dans les CPDN et les premières CDN varient, la majorité des pays adoptant un délai de cinq ou dix ans. L'Accord de Paris a tenté d'accueillir les deux. Le **paragraphe 23 de la Décision 1/CP.21** appelle les Parties avec un délai allant jusqu'en 2025 dans leur CPDN à soumettre une nouvelle CDN d'ici 2020, tandis que le paragraphe 24 appelle les Parties avec un délai allant jusqu'à 2030 à simplement mettre à jour leur CDN d'ici 2020. Pour chaque cycle quinquennal, les Parties soumettent leur CDN au moins 9 à 12 mois avant la session pertinente de la Conférence des Parties agissant comme réunion des Parties à l'Accord de Paris (CMA). Le secrétariat de la CCNUCC synthétise ensuite les CDN dans un rapport qui est publié avant la session de la CMA. À partir de 2023, un inventaire mondial aura lieu tous les cinq ans pour examiner les progrès collectifs vers la réalisation des objectifs de l'Accord de Paris. Les résultats de cet inventaire doivent fournir des informations à l'effort national de préparation de la prochaine CDN, par exemple, l'inventaire 2023 informe les CDN 2025.

Le Paquet de Katowice comprend des orientations sur ce que les CDN pourraient contenir et des calendriers communs,⁽¹⁷⁵⁾ qui guidera les Parties pour leur deuxième CDN, et l'éventuelle révision de leur première CDN.

6.3.1.2 Informations requises pour les contributions déterminées au niveau national

Les pays sont vivement encouragés à fournir ces informations dans leurs premières CDN, avant la prise de décision, et lors de leur communication ou de leur mise à jour d'ici 2020. Des orientations sont fournies aux pays pour la communication de leur deuxième CDN et des suivantes afin de garantir

⁽¹⁷³⁾ **Le registre provisoire des CDN.**

⁽¹⁷⁴⁾ Les contributions déterminées au niveau nationales prévues ont été proposées avant que l'Accord de Paris ne soit finalisé. Alors que les pays adhèrent officiellement à l'Accord de Paris et attendent la mise en œuvre de ces mesures climatiques, le terme «prévu» du concept de contributions prévues déterminées au niveau national (CPDN) est abandonné et on parle désormais de contribution déterminée au niveau national (CDN).

⁽¹⁷⁵⁾ **4/CMA.1** (Information et comptabilité de la CDN), **6/CMA.1** (Calendriers communs pour les CDN).

la clarté, la transparence et la compréhension du contenu. Elles comprennent les éléments suivants :

Point de référence

- ▶ Année(s) de référence, année(s) de base, période(s) de référence ou autre(s) point(s) de départ;
- ▶ Informations quantifiables sur les indicateurs de référence, leurs valeurs dans la ou les années de référence, l'année ou les années de base, la ou les périodes de référence ou d'autres points de départ et, le cas échéant, dans l'année cible;
- ▶ Autres informations pertinentes pour les stratégies, plans et actions, dans l'**Article 4.6 de l'Accord de Paris**, ou les politiques et mesures en tant que composantes des CDN;
- ▶ Cible de l'indicateur de référence, exprimé numériquement;
- ▶ Sources des données utilisées pour quantifier le(s) point(s) de référence;
- ▶ Circonstances dans lesquelles la Partie peut mettre à jour les valeurs des indicateurs de référence.

Délais et/ou périodes de mise en œuvre

- ▶ La date de début et de fin, conformément à toute autre décision pertinente adoptée par la Conférence des Parties agissant comme réunion des Parties à l'Accord de Paris (CMA); et
- ▶ Qu'il s'agisse d'une cible annuelle ou pluriannuelle, selon le cas.

Portée et champ d'application

- ▶ Description générale de la cible;
- ▶ Secteurs, gaz, catégories et réservoirs couverts par la CDN, y compris sa conformité avec les lignes directrices du GIEC;
- ▶ Comment la Partie a tenu compte des **paragraphes 31(c)[3] et (d)[4] de la Décision 1/CP.21**;
- ▶ Les co-bénéfices d'atténuation résultant des mesures d'adaptation et/ou des plans de diversification économique des Parties, y compris la description des projets, mesures et initiatives spécifiques des mesures d'adaptation et/ou des plans de diversification économique des Parties.

Processus de planification

- ▶ Informations sur les processus de planification que la Partie a entrepris pour préparer son CDN et, si elles sont disponibles, sur les plans de mise en œuvre de la partie, y compris, le cas échéant:
 - › Dispositions institutionnelles nationales, participation du public et engagement avec les communautés locales et les peuples autochtones, dans le respect de l'égalité des sexes;
 - › Questions contextuelles, y compris, entre autres, le cas échéant:
 - » Les circonstances nationales, telles que la géographie, le climat, l'économie, le développement durable et l'éradication de la pauvreté;
 - » Les meilleures pratiques et l'expérience liées à la préparation de la contribution déterminée au niveau national;
 - » Autres aspirations et priorités contextuelles reconnues lors de l'adhésion à l'Accord de Paris.
- ▶ Informations spécifiques applicables aux Parties, y compris les organisations régionales d'intégration économique et leurs États membres, qui ont conclu un accord pour agir

conjointement dans le cadre de l' **Article 4, paragraphe 2, de l'Accord de Paris**, y compris les Parties qui ont convenu d'agir conjointement et les termes de l'accord, conformément à l' **Article 4, paragraphes 16 et 18, de l'Accord de Paris**;

- ▶ Comment la préparation par la Partie de sa CDN a été éclairée par les résultats de l'inventaire mondial, conformément à l' **Article 4, paragraphe 9, de l'Accord de Paris**;
- ▶ Chaque Partie ayant une contribution déterminée au niveau national au titre de l' **Article 4 de l'Accord de Paris** qui consiste en des mesures d'adaptation et/ou des plans de diversification économique aboutissant à des co-bénéfices d'atténuation compatibles avec l' **Article 4, paragraphe 7, de l'Accord de Paris** doit soumettre des informations sur :
 - › Comment les conséquences économiques et sociales des mesures de riposte ont été prises en compte dans l'élaboration de la contribution déterminée au niveau national;
 - › Projets, mesures et activités spécifiques à mettre en œuvre pour contribuer aux co-bénéfices de l'atténuation, y compris des informations sur les plans d'adaptation qui produisent également des co-bénéfices de l'atténuation, qui peuvent couvrir, sans s'y limiter, des secteurs clés tels que l'énergie, les ressources, les ressources en eau, les ressources côtières, les établissements humains et la planification urbaine, l'agriculture et la sylviculture; et des actions de diversification économique, qui peuvent couvrir, sans s'y limiter, des secteurs tels que l'industrie et l'industrie manufacturière, l'énergie et les mines, les transports et les communications, la construction, le tourisme, l'immobilier, l'agriculture et la pêche.

Hypothèses et approches méthodologiques

- ▶ Hypothèses et approches méthodologiques utilisées pour comptabiliser les émissions et les absorptions anthropiques de gaz à effet de serre correspondant à la contribution de la Partie déterminée au niveau national, conformément à la **Décision 1/CP.21, paragraphe 31**, et les orientations comptables adoptées par le CMA;
- ▶ Hypothèses et approches méthodologiques utilisées pour rendre compte de la mise en œuvre des politiques et mesures ou stratégies dans la contribution déterminée au niveau national;
- ▶ Le cas échéant, des informations sur la manière dont la Partie tiendra compte des méthodes et orientations existantes au titre de la Convention pour comptabiliser les émissions et les absorptions anthropiques, conformément à l' **Article 4, paragraphe 14, de l'Accord de Paris**, le cas échéant;
- ▶ Méthodes et mesures du GIEC utilisées pour estimer les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre d'origine anthropique;
- ▶ Hypothèses, méthodologies et approches spécifiques à un secteur, une catégorie ou une activité, conformes aux orientations du GIEC, le cas échéant, y compris, selon le cas:
 - › Approche visant à traiter les émissions et les absorptions ultérieures des perturbations naturelles sur les terres gérées;
 - › Approche utilisée pour comptabiliser les émissions et les absorptions des produits ligneux récoltés;
 - › Approche utilisée pour traiter les effets de la structure des classes d'âge dans les forêts;

- ▶ Autres hypothèses et approches méthodologiques utilisées pour comprendre la contribution déterminée au niveau national et, le cas échéant, pour estimer les émissions et les absorptions correspondantes, notamment:
 - › Comment sont construits les indicateurs de référence, la (les) base(s) et/ou le(s) niveau(x) de référence, y compris, le cas échéant, les niveaux de référence spécifiques à un secteur, une catégorie ou une activité, comme par exemple les principaux paramètres, hypothèses, définitions, méthodologies, sources de données et modèles utilisés;
 - › Pour les Parties dont les contributions déterminées au niveau national contiennent des composants non GES, des informations sur les hypothèses et les approches méthodologiques utilisées en rapport avec ces composants, le cas échéant;
 - › Pour les agents de forçage climatique inclus dans les contributions déterminées au niveau national qui ne sont pas prévus dans les lignes directrices du GIEC, des informations sur la manière dont les agents de forçage climatique du climat sont estimés;
 - › Informations techniques complémentaires, le cas échéant;
- ▶ L'intention de recourir à la coopération volontaire dans le cadre de l'[Article 6 de l'Accord de Paris](<https://unfccc.int/fr/process-and-meetings/the-paris-agreement/1-accord-de-paris>), le cas échéant.

Contribution équitable et ambitieuse, circonstances nationales

- ▶ Comment la Partie considère que sa contribution déterminée au niveau national est équitable et ambitieuse compte tenu du contexte national;
- ▶ Les considérations d'équité, y compris la réflexion sur l'équité;
- ▶ Comment la Partie a abordé l'**Article 4, paragraphe 3, de l'Accord de Paris**;
- ▶ Comment la Partie a abordé l'**Article 4, paragraphe 4, de l'Accord de Paris**;
- ▶ Comment la Partie a abordé l'**Article 4, paragraphe 6, de l'Accord de Paris**.

Contribution à la réalisation de l'objectif de la Convention (Article 2)

- ▶ Comment la contribution déterminée au niveau national contribue à la réalisation de l'objectif de la Convention tel qu'il est énoncé dans son **Article 2**;
- ▶ Comment la contribution déterminée au niveau national contribue à l'**Article 2, paragraphe 1(a), et Article 4, paragraphe 1, de l'Accord de Paris**.

6.3.1.3 Autres informations comptables requises

La **Figure 22** comprend les informations à inclure dans le CDN qui concernent d'autres besoins comptables. Comme indiqué dans le texte ci-dessus, les Parties devraient s'efforcer d'inclure toutes les catégories d'émissions ou d'absorptions anthropiques dans leurs contributions déterminées au niveau national et, si certaines sont exclues, elles devraient fournir une explication. Plus important encore, une fois qu'une source, un puits ou une activité est inclus dans un CDN, il doit continuer à l'être par

la suite.

Figure 22: Éléments que chaque Partie doit insérer dans sa composante d'atténuation pour toute contribution déterminée au niveau national



Source : María José Sanz et al. (2020).

Il n'existe pas de véritable processus de révision des CDN, si ce n'est l'obligation de mettre à jour le CDN tous les cinq ans. De nombreuses Parties ont formulé leurs CDN comme des documents stratégiques d'assez haut niveau, et les ont étayés par des plans d'action ou des feuilles de route plus détaillées qui précisent comment les objectifs fixés seront atteints. Il est important que les plans de mise en œuvre et les feuilles de route du CDN ne soient pas des documents isolés. Si aucun plan ou feuille de route pour la mise en œuvre des CDN n'existe, la Partie peut juger utile de les élaborer.

6.3.2 Notification et révision des rapports biennaux de transparence

En pratique, les rapports biennaux se basent sur des informations pour lesquelles un SNSF est requis. Ci-après, des informations sur chaque composante du rapport biennal sont fournies dans des tableaux⁽¹⁷⁶⁾, avec une comparaison entre les RBA actuellement soumis et les rapports biennaux de

(176) Compilation basée sur les lignes directrices du RBA (Annexe III de la Décision 2/CP.17) et sur les modalités, procédures et lignes directrices relatives au cadre d'action et de soutien en matière de transparence visé à l'Article 13 de l'Accord de Paris (Annexe de la Décision 1/CMA.1).

transparence qui vont être soumis.

Inventaire national des gaz à effet de serre

Les émissions et les absorptions liées à l'utilisation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie (UTCATF) sont déclarées dans le cadre de la CCNUCC comme un secteur des inventaires de GES. Les Parties à l'Annexe I de la convention soumettent leurs inventaires GES sur une base annuelle. La **Décision 24/CP.19** fournit, entre autres, des orientations sur l'estimation et la notification des émissions anthropiques par les sources, et de l'absorption par les puits des gaz à effet de serre non réglementés par le protocole de Montréal, y compris sur les terres gérées, lorsque ces terres sont soumises, ou ont été soumises, à des interventions et des pratiques humaines pour remplir des fonctions productives, écologiques ou sociales. Les Parties visées à l'Annexe I appliquent les **Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre** pour identifier les sources et les puits sur les terres gérées et pour signaler les variations des stocks de carbone et les autres émissions qui y sont associées. La même décision encourage les Parties visées à l'Annexe I à utiliser le **Supplément 2013 du GIEC sur les zones humides**. En outre, le GIEC a publié le **Supplément sur le Protocole de Kyoto et la Révision de 2019**. Ces deux orientations supplémentaires peuvent être utilisées par les pays, à condition de justifier que leur choix est le plus adapté aux circonstances auxquelles elles sont appliquées par rapport aux orientations fournies dans les lignes directrices 2006 du GIEC.

Les exigences en matière de surveillance pour les RBA et les RBT sont notamment les suivantes:

A. Collecte périodique d'informations:

1. pour estimer les émissions et les absorptions de GES des terres forestières gérées sur l'ensemble du territoire national;
2. pour vérifier les estimations sur les GES;
3. sur la mise en œuvre de l'atténuation et de l'adaptation, les activités liées aux terres forestières, par exemple les plans de gestion durable des forêts, les informations sur les garanties REDD+.

B. Collecte continue d'informations sur les facteurs de pertes de stocks de carbone, et autres impacts à atténuer, pour permettre de prendre en temps utile des mesures visant à atténuer ces pertes/impacts.

Le **Tableau 23** fournit une comparaison entre les exigences relatives à l'élaboration de rapports pour les RBA et les RBT, ces derniers conformément à la **Décision 18/ CMA.1 Annexe II** par rapport à l'IGES national.

Tableau 23: Tableau Informations nécessaires pour suivre les progrès de l'IGES national en matière d'atténuation

Éléments	Rapport biennal actualisé	Rapport biennal de transparence
Rapport d'inventaire national	Synthèse du rapport d'inventaire national	Rapport national d'inventaire, soit dans le cadre du RBT, soit sous la forme d'un document autonome (obligatoire).
Dispositifs d'inventaire national	Description des dispositifs institutionnels	Mise en œuvre et gestion de dispositifs durables d'inventaire national. Chaque Partie fait (obligatoirement) rapport sur le point focal national, la procédure de préparation de l'inventaire, l'archivage des informations et l'AQ/CQ et les procédures d'approbation de l'inventaire.

Éléments	Rapport biennal actualisé	Rapport biennal de transparence
Lignes directrices du GIEC pour l'établissement des inventaires nationaux sur les GES	1996GL	2006GL (encourager davantage l'utilisation du Supplément 2013 du GIEC sur les zones humides). Les Parties utilisent toute version ou amélioration ultérieure des Lignes directrices du GIEC convenues par la CdP / Conférence des Parties agissant comme réunion des Parties à l'Accord de Paris (CMA).
Analyse des catégories clés	Encouragé	Obligatoire et tout doit être mis en œuvre pour passer à des niveaux supérieurs pour les catégories clés (flexibilité pour les pays en développement).
Série temporelle	À partir de la dernière année indiquée dans la dernière CN soumise avant le premier RBA.	La série temporelle commence en 1990 (pour les pays en développement, la série temporelle devrait (facultatif, non obligatoire) débiter, au moins, l'année de base de la CDN et devrait couvrir toutes les années à partir de 2020).
Année de référence	La dernière année de référence ne doit pas précéder de plus de quatre ans la présentation du RBA (x-4).	Pour chaque Partie, la dernière année de référence ne doit pas précéder de plus de deux ans la présentation du rapport d'inventaire national (x-2). Flexibilité s'applique aux Parties qui sont des pays en développement et qui en ont besoin pour que, au contraire, leur dernière année de référence se situe trois ans avant la présentation de leur rapport d'inventaire national (x-3).
Évaluation des incertitudes et AQ/CQ	Encouragé	Obligatoire
Gaz	CO ₂ , N ₂ O et CH ₄ obligatoires et on encourage à fournir des informations sur les hydrofluorocarbures (HFC), les perfluorocarbures (PFC) et l'hexafluorure de soufre (SF ₆).	Il est obligatoire de fournir un rapport sur 7 gaz (CO ₂ , N ₂ O, CH ₄ , HFC, PFC, SF ₆ et NF ₃). Les pays en développement peuvent bénéficier de la flexibilité et ne fournir de rapport que sur le CO ₂ , le N ₂ O et le CH ₄ , mais inclure d'autres gaz dans le champ d'application de la CDN ou dans les rapports précédents.
Indicateurs: Valeurs potentielles de réchauffement mondial	Deuxième rapport d'évaluation du GIEC.	Cinquième rapport d'évaluation du GIEC (obligatoire).

Autres informations nécessaires pour suivre les progrès accomplis dans la mise en œuvre et la réalisation des CDN.

La mise en œuvre de mesures d'atténuation nécessite la collecte d'informations en temps réel sur les facteurs et leurs occurrences (**Annexe C**), car il faut intervenir lorsque des événements négatifs se produisent (par exemple, incendies, exploitation forestière illégale). Le **Tableau 24** fournit une comparaison entre les exigences relatives à l'élaboration de rapports pour les RBA et les RBT, ces derniers conformément à la Décision 18/ CMA.1 Annexe III, par rapport aux progrès accomplis dans la réalisation des objectifs d'atténuation.

Tableau 24: Tableau Informations nécessaires pour suivre les progrès de la mise en œuvre et de la réalisation des objectifs d'atténuation

Éléments	Rapport biennal actualisé	Rapport biennal de transparence
Dispositifs institutionnels	Informations relatives aux dispositifs institutionnels et à la description des dispositifs nationaux de MNV.	Circonstances nationales et dispositifs institutionnels concernant les progrès accomplis dans la mise en œuvre et la réalisation des CDN (obligatoire).

Éléments	Rapport biennal actualisé	Rapport biennal de transparence
Description des CDN	N/A	Obligatoire: doivent inclure des informations sur l'objectif et la description, l'année ou la période visée, le point de référence (année de base), la portée et la couverture, l'utilisation d'approches coopératives (mécanismes de marché).
Informations nécessaires pour suivre les progrès (y compris l'utilisation d'indicateurs adéquats)	N/A	Obligatoire
Stratégies et mesures d'atténuation	Informations, présentées sous forme de tableau, sur les mesures d'atténuation et leurs effets, y compris les méthodologies et les hypothèses qui y sont liées.	Informations sur les actions, stratégies et mesures qui soutiennent la mise en œuvre et la réalisation des CDN, en se concentrant sur celles qui ont l'impact le plus significatif sur les émissions ou absorptions des GES et celles qui ont un impact sur les catégories clés de l'inventaire national des GES. Ces informations doivent être présentées sous forme narrative et tabulaire. Chaque Partie devrait identifier les stratégies et les mesures qui influencent les émissions de GES, dans le transport international.
Résumé des émissions et des absorptions de GES	N/A	Obligatoire uniquement si un rapport autonome sur l'inventaire national est présenté.
Projections des émissions et des absorptions de GES	N/A	Obligatoire pour toutes les Parties, mais encouragé pour les pays en développement qui ont besoin de flexibilité.

De fait, la **Décision 15/CP.19** reconnaît l'importance de prendre en compte les facteurs de déboisement et de dégradation des forêts. La quantification de l'effet des facteurs sur les émissions et les absorptions nécessite la collecte de preuves sur l'effet des causes directes et de leurs occurrences, telles que le défrichement associé à l'agriculture commerciale ou de subsistance, la coupe commerciale de bois, la collecte de bois de chauffage et la production de charbon de bois. La prise en compte des facteurs peut être utile pour la stratification des terres, pour assurer la cohérence entre les données historiques et les niveaux de référence et, dans le cas des NERF/NRF infranationaux, pour surveiller le déplacement des émissions.

Informations nécessaires pour suivre les incidences du changement climatique et l'adaptation

Le SNSF peut également être utilisé pour suivre la mise en œuvre des mesures d'adaptation (**Tableau 25**), y compris la surveillance de l'occurrence et de l'ampleur des impacts non liés aux gaz à effet de serre et, éventuellement, la fourniture d'indicateurs d'alerte précoce (**Annexe C**) pour déclencher en temps utile la mise en œuvre de mesures d'atténuation appropriées.

Le **Tableau 25** fournit une comparaison entre les exigences relatives à l'élaboration de rapports pour les RBT conformément à la **Décision 18/CMA.1 Annexe IV**, par rapport aux impacts du changement climatique et aux mesures d'adaptation.

Tableau 25: Tableau Informations nécessaires pour suivre les progrès concernant les effets du changement climatique et les mesures d'adaptation

Éléments:	Rapport biennal de transparence
Contexte national, dispositifs institutionnels et cadre juridique relatifs aux mesures d'adaptation	Les Parties devraient communiquer ces informations.
Informations sur les effets, les risques et la vulnérabilité	Les Parties devraient communiquer ces informations.
Informations sur les priorités d'adaptation et les obstacles	Les Parties devraient communiquer ces informations.

Éléments:	Rapport biennal de transparence
Informations sur les mesures, les objectifs, les projets, les politiques et les stratégies d'adaptation pour insérer l'adaptation dans les politiques et stratégies nationales	Les Parties devraient communiquer ces informations.
Informations sur la mise en œuvre de l'adaptation	Les Parties devraient communiquer ces informations.
Informations sur le suivi et l'évaluation des processus et des mesures d'adaptation	Les Parties devraient communiquer ces informations.
Informations sur la prévention, la réduction au minimum et le traitement des pertes et dommages liés aux effets du changement climatique	Les Parties devraient communiquer ces informations.
Informations sur la coopération, les bonnes pratiques, l'expérience et les enseignements tirés	Les Parties devraient communiquer ces informations.

Si le SNSF est conçu pour collecter des informations sur l'adaptation, alors les exigences doivent être:

A. La collecte périodique des informations sur la mise en œuvre de l'adaptation, les activités liées aux terres forestières, par exemple les plans de gestion durable des forêts, les informations sur les garanties REDD+.

B. La collecte continue d'informations sur les facteurs de changement et les impacts à atténuer, afin de permettre la prise de mesures d'atténuation de ces pertes/impacts en temps utile.

Informations nécessaires pour suivre le soutien

Les **Décisions 9/CP.19** et **10/CP.19** indiquent la nécessité d'un soutien adéquat et prévisible pour mettre en place des activités REDD+, élaborer un processus de coordination des accompagnements, relier les financements basés sur les résultats aux MNV et fournir des informations sur les garanties. La **Décision 9/CP.19** encourage le recours à une grande variété de sources, valorisant notamment le **Fonds vert pour le climat (FVC)**, en tenant compte des différentes approches politiques. Elle demande également l'utilisation des orientations méthodologiques conformes aux décisions de la COP, et l'utilisation de ces orientations par le **FVC** lorsqu'il s'agit de fournir un financement basé sur les résultats. La COP24 précise les exigences relatives à l'élaboration de rapports pour les RBT (**Décision 18/CMA.1 Annexes V et VI**), par rapport à l'aide fournie, mobilisée, nécessaire et reçue.

Révision technique des rapports biennaux de transparence

En outre, une révision des informations figurant dans les rapports biennaux sera renforcé dans le cadre de l'Accord de Paris sur la transparence renforcée. Les **Tableau 26** et **Tableau 27** montrent les principales différences entre le processus d'analyse de consultation internationale (ICA) pour les RBA et le processus de révision technique (TR) pour les RBT. Le **Tableau 26** montre les principales différences entre le processus de révision technique (TR) pour les RBT et le processus d'analyse de consultation internationale (ICA) pour les RBA.

Tableau 26: Tableau Comparaison entre les exigences de l'analyse technique et celles de la révision par des experts techniques

Consultation et analyse internationales (ICA) des RBA	Révision technique des RBT
But: Analyser l'exhaustivité et la transparence (clarté) des informations communiquées.	But: Réviser la cohérence des informations communiquées. Examiner la mise en œuvre et la réalisation par la Partie de ces CDN. Examiner le soutien fourni par la Partie, s'il y a lieu. Identifier les aspects à améliorer. Aider à identifier les besoins en matière de renforcement des capacités (pour les pays en développement).
Le processus ne doit pas: examiner la pertinence des mesures et des politiques nationales d'atténuation de la partie.	Le processus ne doit pas: Émettre un jugement politique; Examiner la pertinence des CDN de la Partie ou du soutien fourni; Examiner la flexibilité adoptée de façon autonome par la Partie.

Consultation et analyse internationales (ICA) des RBA	Révision technique des RBT
Informations à prendre en considération: Informations sur les mesures d'atténuation dans les inventaires nationaux sur les GES. Informations sur les MNV nationales. Informations sur le soutien reçu.	Informations devant faire l'objet d'un examen: Informations sur le soutien reçu. Informations nécessaires pour suivre les progrès accomplis dans la mise en œuvre et la réalisation des CDN. Informations sur l'aide financière, le soutien pour le développement et le transfert de technologies et le renforcement des capacités fournis aux Parties qui sont des pays en développement.
Format: Examen centralisé	Format: Examen centralisé, examen au sein du pays, examen sur dossier ou examen simplifié.
Composition de l'équipe d'experts techniques (TTE) L'expertise collective doit couvrir tous les domaines d'information figurant dans le RBA. Une TTE doit être composée d'au moins un membre du groupe d'experts de consultation. La majorité des experts proviennent des pays Annexe I et des pays non Annexe I. Équilibre géographique entre les experts sélectionnés parmi les pays Annexe I et les pays non Annexe I. Chaque TTE doit être co-dirigée par deux experts: un venant d'un pays Annexe I et un venant d'un pays non Annexe I.	Composition de l'équipe d'experts techniques chargés de la révision (TERT) Les qualifications et compétences collectives de la TERT correspondent aux informations à examiner. Équilibre entre les experts de Parties provenant de pays en développement et de pays développés. Équilibre géographique et parité hommes-femmes. Deux réviseurs principaux, un venant d'un pays développé et un autre d'un pays en développement. Il est préférable que les révisions des RBT par des PMA et des PEID soient effectuées par des experts techniques provenant des PMA et des PEID.
Résultat: Rapport sur l'analyse technique avec identification des capacités à renforcer.	Résultat: Rapport sur la révision par des experts techniques: recommandations en matière d'amélioration; et une analyse des besoins en matière de renforcement des capacités (pour les pays en développement).

Tableau 27: Tableau Comparaison entre les exigences pour un examen facilitatif multilatéral des progrès et un échange facilitatif de points de vue

Consultation et analyse internationales (ICA) des RBA	Révision technique des RBT
Champ d'application: Informations communiquées par une Partie.	Champ d'application: Efforts entrepris par la Partie en vertu de l'Article 9 de l'Accord de Paris, et la mise en œuvre et la réalisation respectives par la partie de ces CDN.
Informations à prendre en considération: RBA Rapport sur l'analyse technique	Informations à prendre en considération: RBT Rapport sur la révision par des experts techniques Toute information complémentaire
Format et étapes: Une étape qui prévoit des questions et réponses écrites, pendant laquelle les questions peuvent être soumises sous forme écrite par toute Partie à la Partie concernée. Une étape qui prévoit une session de groupe de travail qui aura lieu pendant les sessions de l'organe subsidiaire de mise en œuvre, ouverte aux Parties et aux observateurs pendant laquelle seules les Parties peuvent poser des questions.	Format et étapes: Une étape qui prévoit des questions et réponses écrites, pendant laquelle les questions peuvent être soumises sous forme écrite par toute Partie à la Partie concernée. Une étape qui prévoit une session de groupe de travail qui aura lieu pendant les sessions de l'organe subsidiaire de mise en œuvre, ouverte aux Parties et aux observateurs pendant laquelle seules les Parties peuvent poser des questions.

6.4 REDD+

De manière générale, la notification est le processus de présentation formelle des résultats par rapport aux pré-requis, et la vérification est le processus d'évaluation des données et des informations présentées. Le processus de notification et de vérification peut faire partie des programmes qui cherchent à assurer et contrôler la qualité des données (**Section 1.3.5**) et peut également fournir une expérience utile pour comprendre les priorités en termes d'améliorations progressives.

Cette section décrit les exigences qui concernent la notification et la vérification dans REDD+ conformément à la CCNUCC, telles que définies par les décisions de la COP sur REDD+ et

représentées dans le **Tableau 28**, pour:

- ▶ la période qui va jusqu'en 2020 pour le processus d'analyse des consultations internationales (ICA) des rapports biennaux actualisés (RBA); et
- ▶ au-delà de 2020, pour la révision par des experts techniques (TER) des rapports biennaux de transparence. Toutefois, la transition entre les deux rapports pourrait être reportée jusqu'en 2024.

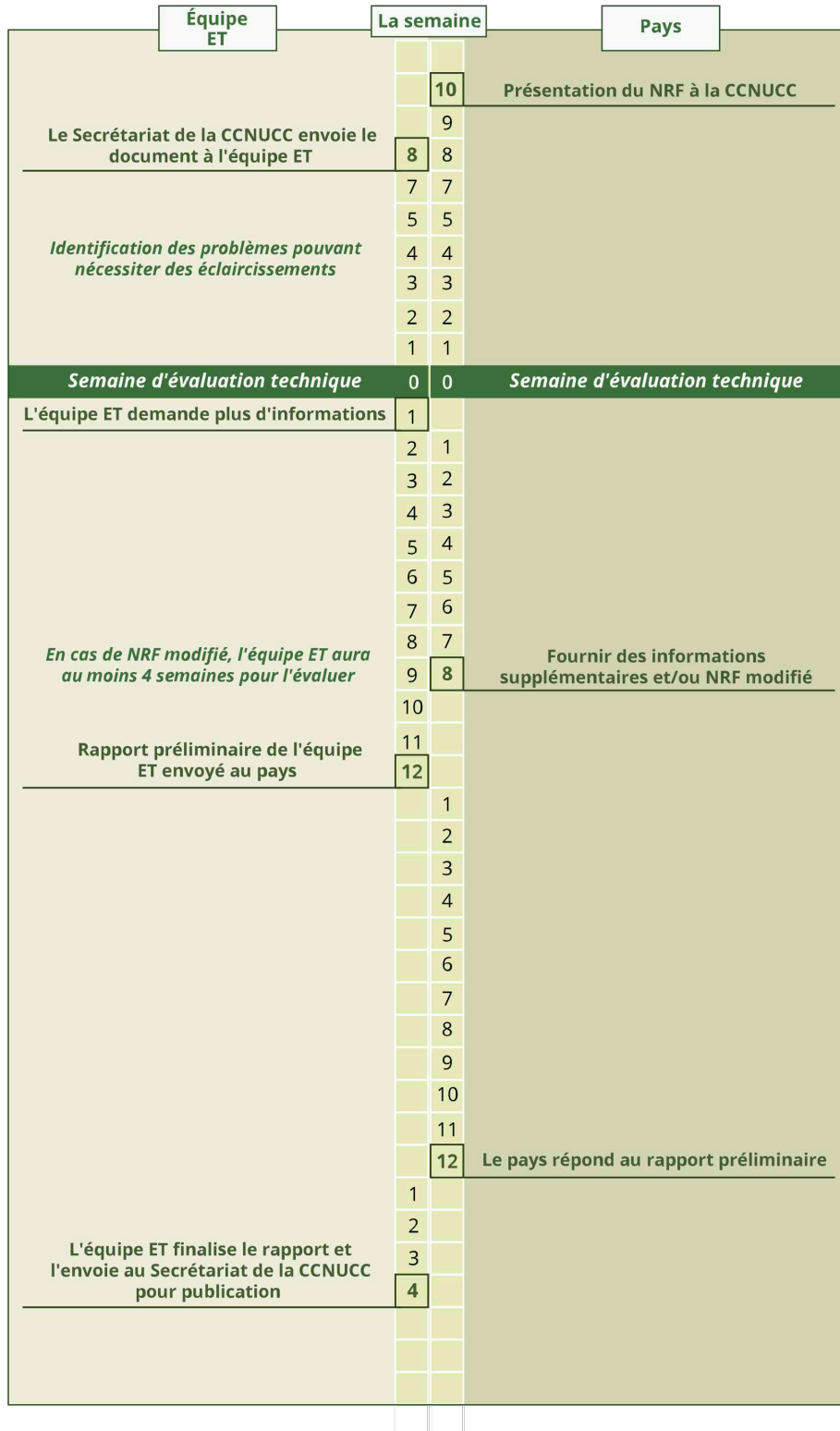
Tableau 28: Tableau Critères de CCNUCC REDD+ pour accéder aux paiements basés sur les résultats

Quels pays doivent avoir ou doivent fournir	Comment communiquer à la CCNUCC	Processus associé dans le cadre de la CCNUCC	Échéance	Plateforme d'information de CCNUCC REDD+	Décision
Stratégie ou plan d'action national REDD+	Le rendre accessible au public, y compris à la plateforme CCNUCC REDD+	Aucun	En place au moment de demander des paiements basés sur les résultats.	Selon les besoins, en relation aux documents.	1/CP.16, paragraphe (71a) 9/ CP.19, paragraphe 3 et 11
Système national de surveillance des forêts	Le rendre accessible au public, y compris à la plateforme CCNUCC REDD+	Aucun	En place au moment de demander des paiements basés sur les résultats.	Selon les besoins, en lien avec les documents.	1/CP.16, paragraphe (71c) 11/CP.19, et Annexe 14/CP.19
NERF/NRF national	Soumission du NERF/NRF	Évaluation technique dans le cadre des paiements basés sur les résultats	Lorsqu'il est prêt (surtout au moment de demander des paiements basés sur les résultats)	Soumission du NERF/NRF et rapport de l'évaluation technique	1/CP.16, paragraphe (71b) 12/CP.17(II) Annexe 13/CP.19

La notification et la vérification demandent de suivre un processus séquentiel qui comporte d'abord la présentation et l'évaluation technique des NERF/NRF (**Section 6.4.2**), puis la notification et l'analyse des émissions et des absorptions associées aux activités REDD+ cohérentes avec les NERF/NRF (**Section 6.4.4**). La **Figure 23** présente plus en détail le processus d'évaluation technique pour les

NRF/NERF.

Figure 23: Processus d'évaluation technique du NRF/NRF



Note: Les délais peuvent être raccourcis après la semaine de révision par la Partie ou l'analyse technique, sur base volontaire.

6.4.1 Niveaux d'émissions de référence pour les forêts ou niveaux de référence pour les forêts

Les Décisions 12/CP.17 et 13/CP.19 invitent les pays à soumettre, volontairement et dans le cadre des paiements basés sur leurs résultats, les NERF/NRF proposés. Ces décisions portent sur les modalités relatives aux NERF/NRF, établies en tenant compte de la Décision 4/CP.15 et afin de conserver la cohérence avec l'IGES de chaque pays.⁽¹⁷⁷⁾ Une **Annexe à la Décision 12/CP.17** expose les informations à soumettre pour l'élaboration des NERF/NRF, dont les informations détaillées sur les circonstances nationales (**Section 2.5.2** qui traite de l'interprétation des termes techniques associés aux NERF/NRF). L'**Annexe à la Décision 12/CP.17** précise que ces informations, doivent, entre autres:

- ▶ être guidées par les orientations et les lignes directrices du GIEC les plus récentes, adoptées ou encouragées par la COP;
- ▶ inclure de manière détaillée les informations utilisées dans l'élaboration des NERF/NRF, y compris les données historiques;
- ▶ être transparentes, exhaustives, cohérentes et précises et inclure des informations sur les modifications par rapport aux communications antérieures;
- ▶ inclure les réservoirs, les gaz et les activités énumérés dans le **paragraphe 70 de la Décision 1/CP.16** qui ont été inclus dans les NERF/NRF, et toute raison justifiant l'omission des réservoirs ou des activités de l'établissement des NERF/NRF, sachant que les réservoirs et/ou activités importants ne devraient pas être exclus; et
- ▶ inclure la définition de la forêt utilisée et si elle est différente de celle utilisée dans l'inventaire national des gaz à effet de serre ou dans les rapports envoyés à d'autres organisations internationales, et expliquer pourquoi.
- ▶ Les NERF/NRF soumis sont **publiés sur le site internet de la CCNUCC**, ainsi que toutes les versions actualisées des NERF/NRF produites à la suite du processus d'évaluation technique, ou par la suite.⁽¹⁷⁸⁾

6.4.2 Évaluation technique des niveaux d'émission de référence pour les forêts et des niveaux de référence pour les forêts

Les objectifs de l'évaluation technique des NERF/NRF présentés en vertu des dispositions de la Décision 12/CP.17 sont:

1. évaluer le degré de conformité des informations fournies par les Parties par rapport aux directives pour la soumissions des informations pour les NERF/NRF contenues dans l'**Annexe à la Décision 12/CP.17**;

⁽¹⁷⁷⁾ Le maintien de la cohérence avec les approches nationales d'inventaire des gaz à effet de serre pour la notification AFAT est vital pour satisfaire les **principes de bonnes pratiques du GIEC**. Les **dispositifs institutionnels** efficaces qui favorisent une coordination étroite entre les agences impliquées dans la notification à REDD+ et l'inventaire national des gaz à effet de serre, quand ces agences sont multiples, doivent permettre une utilisation efficace des ressources et améliorer la cohérence de la notification.

⁽¹⁷⁸⁾ La **Décision 12/CP.17, Paragraphe 12** a convenu qu' «un pays en développement Partie devrait mettre à jour périodiquement un niveau d'émission de référence pour les forêts et/ou un niveau de référence pour les forêts, selon les cas, en tenant compte des nouvelles connaissances, des nouvelles tendances et de toute modification de l'objectif et des méthodologies.»

2. permettre de faciliter les échanges d'informations techniques sur les NERF/NRF, sur un mode moins intrusif, en vue de soutenir la capacité des pays en développement à élaborer leurs NERF/NRF et les améliorations futures, lorsque cela est nécessaire, en fonction des capacités et des politiques nationales.

La portée de l'évaluation technique des NERF/NRF, telle qu'elle est définie dans l'**Annexe à la Décision 13/CP.19**, recouvre les éléments que les Parties doivent présenter dans leur NERF/NRF, conformément aux lignes directrices pour la soumission des niveaux de référence telles que détaillées dans l'**Annexe à la Décision 12/CP.17**. Les Parties sont invitées à soumettre des informations transparentes, exhaustives,⁽¹⁷⁹⁾ cohérentes et précises. Dans ce contexte, les éléments suivants sont à prendre en compte lors de l'évaluation technique:

- ▶ les données, approches, méthodes, modèles (le cas échéant) et hypothèses utilisés dans l'élaboration des NERF/NRF;
- ▶ la cohérence avec les émissions anthropiques de gaz à effet de serre dans la forêt de chaque source, ainsi que les absorptions par les puits, entre les NERF/NRF et l'IGES national.
- ▶ comment les données historiques ont été prises en compte dans l'élaboration des NERF/NRF;
- ▶ les politiques et plans pertinents, le cas échéant;
- ▶ Les éventuelles modifications apportées aux NERF/NRF précédemment soumis en tenant compte de l'approche progressive;⁽¹⁸⁰⁾
- ▶ les réservoirs et les gaz, ainsi que les activités incluses dans le NERF/NRF, et justification des raisons pour lesquelles les réservoirs et/ou activités omis ont été jugés non significatifs;
- ▶ la définition de la forêt utilisée, si elle est identique à celle utilisée dans l'inventaire des GES ou notification à d'autres organisations internationales et pourquoi et comment la définition utilisée a été choisie;
- ▶ si les NERF/NRF sont nationaux, ou couvrent moins que la superficie forestière nationale totale;
- ▶ si les hypothèses concernant l'évolution des politiques nationales ont été incluses pour établir les NERF/NRF.

Les résultats de l'évaluation technique sont publiés sur le site Internet de la CCNUCC;⁽¹⁸¹⁾ ainsi que les soumissions des NERF/NRF et toute nouvelle communication révisée résultant de l'évaluation technique.

6.4.3 Notification des résultats des activités REDD+

Selon la **Décision 14/CP.19**, les données et informations relatives à la mise en œuvre des activités REDD+ devraient être fournies par le biais de rapports biennaux actualisés (RBA) sur une base volontaire dans le cadre de l'accès aux paiements basés sur les résultats. Après 2020, selon la **Décision 18/CMP.1, paragraphe 14**, l'analyse technique des résultats est effectuée en même temps que le TER

(179) Exhaustif signifie que les informations doivent permettre de reconstruire les niveaux d'émission de référence pour les forêts et/ou les niveaux de référence pour les forêts.

(180) Le **paragraphe 10 de la Décision 12/CP.17** convient qu'une approche progressive du développement national [NERF/NRF] peut être utile, car elle permet aux Parties d'améliorer le [NERF/NRF] en y incorporant de meilleures données, des méthodologies améliorées et, le cas échéant, des réservoirs supplémentaires, étant donné l'importance d'un soutien adéquat et prévisible comme indiqué au **paragraphe 71 de la Décision 1/CP.16**.

(181) Voir la **plateforme internet REDD+ de la CCNUCC**.

en vertu de l'Article 13 de l'Accord de Paris. Les Parties souhaitant bénéficier de paiements basés sur les résultats, qui ont déjà terminé l'évaluation technique de leur NERF/NRF, sont tenues de soumettre une annexe technique REDD+ au RBA, qui devrait présenter les données et informations utilisées dans l'estimation des émissions anthropiques des sources ainsi que des absorptions par les puits, des stocks de carbone forestier, et des variations des stocks de carbone forestier et de la superficie forestière comparées sur une base cohérente avec le NERF/NRF établi et évalué. Sur la base des exigences énoncées à l'**Annexe de la Décision 14/CP.19**, les données et informations fournies dans l'annexe technique REDD+ du RBA jusqu'en 2020 et du BTR au-delà de 2020 sont:

1. Le résumé des informations du rapport d'évaluation final de chaque NERF/NRF, qui comprend:
 - a. les NERF/NRF évalués, exprimés en tCO₂eq par an;
 - b. l'activité REDD+ ou les activités incluses dans les NERF/NRF;
 - c. la superficie du territoire couverte par les forêts;
 - d. la date de la présentation du NERF/NRF et de son rapport d'évaluation technique final;
 - e. la période (en années) des NERF/NRF évalués.
2. Les résultats en tCO₂eq par an, conformément aux NERF/NRF évalués:
 - a. démonstration que les méthodes utilisées pour produire les résultats sont cohérentes avec celles utilisées pour établir les NERF/NRF évalués;
 - b. une description du système national de surveillance des forêts (SNSF) et des rôles et responsabilités institutionnelles pour le MNV des résultats;
 - c. les informations nécessaires, qui permettent la reconstruction des résultats;
 - d. une description de la façon dont les éléments contenus dans la **Décision 4/CP.15, paragraphe 1 (c)**⁽¹⁸²⁾ et (d)⁽¹⁸³⁾

La **Décision 14/CP.19, paragraphe 11a** exige que les méthodologies, les définitions, l'exhaustivité et les informations soumises à l'analyse technique soient cohérentes avec celles qui sont soumises à l'évaluation technique des NERF/NRF. Les pays peuvent souhaiter noter que dans le cas du suivi et de la notification au niveau infranational des activités REDD+, la **Décision 1/CP.16, paragraphe 71 (c)** (rappelée par la **décision 14/CP.19**) exige la surveillance et la notification du déplacement des émissions au niveau national, le cas échéant, ainsi que la notification de la manière dont le déplacement des émissions est traité, et des moyens d'intégration des systèmes de surveillance infranationaux dans le SNSF. En ce qui concerne le point 1(e) ci-dessus, la période en question est sans doute à la période à laquelle les données ont été utilisées pour élaborer les NERF/NRF. Les questions de cohérence mentionnées dans la **Section 2.3** impliquent vraisemblablement que les méthodologies, les sources de données et les hypothèses soumises à l'analyse technique soient cohérentes avec celles soumises

(182) Pour utiliser les orientations et les lignes directrices les plus récentes du GIEC, adoptées ou encouragées par la COP, selon les besoins, comme base pour estimer les émissions anthropiques de GES liées aux forêts par sources et les absorptions par puits, stocks de carbone forestiers et les changements de superficie forestière.

(183) Pour établir, selon les circonstances et les capacités nationales, des systèmes de surveillance des forêts nationaux solides et transparents et, si nécessaires, des systèmes infranationaux dans le cadre de systèmes nationaux de suivi qui: (1) Utiliser différentes approches combinées de télédétection et inventaire des stocks de carbone forestier au sol pour estimer, selon les besoins, les émissions anthropiques de gaz à effet de serre liés à la forêt par sources et les absorptions par puits, stocks de carbone forestiers et les changements de superficie forestière; (2) Fournir des estimations qui sont transparentes, cohérentes, le plus précises possibles, et qui réduisent les incertitudes, en tenant compte des capacités et des moyens nationaux; (3) Être transparent et les résultats doivent être disponibles et appropriés pour la révision prévue par la COP.

à l'évaluation technique. Une discussion plus approfondie des termes techniques relatifs aux NERF et NRF est présentée dans la **Section 2.5.2**.

6.4.4 Analyse technique de l'annexe REDD+ au RBA

Jusqu'en 2020, l'analyse technique de l'annexe technique REDD+ au RBA est menée dans le cadre du processus ICA de la CCNUCC.⁽¹⁸⁴⁾ (**Encadré 41**). Après 2020, et conformément à la **Décision 18/CMP.1 paragraphe 14**, l'annexe technique REDD+ doit être soumise en tant qu'annexe au RBT devant être présenté par les Parties au titre de l' **Article 13 de l'Accord de Paris**, et que l'annexe technique visée au paragraphe 11 de la **Décision 14/CP.19, paragraphe 11**, doit être effectuée en même temps que le TER au titre de l'**Article 13 de l'Accord de Paris**. Toutefois, la transition entre les deux rapports pourrait être retardée jusqu'en 2024.

La **Décision 14/CP.19** établit qu'une annexe technique à un RBA, volontairement soumise par un pays en développement dans le cadre des paiements REDD+ en fonction des résultats, sera à son tour soumise à l'analyse technique de l'ICA tel que convenu dans la **Décision 2/CP.17, Annexe IV, paragraphe 4**. Par cette décision, à la demande du pays en développement qui cherche à obtenir et à recevoir des paiements pour des actions REDD+ basées sur les résultats, deux experts, un d'un pays en développement et un d'un pays développé, dans le domaine de l'UTCATF, figurant sur la liste d'experts de la CCNUCC, doivent être inclus parmi les membres sélectionnés pour l'équipe d'experts techniques ou l'équipe d'experts techniques chargés de la révision, qui effectue une analyse technique du RBA ou du RBT, pour l'annexe technique REDD+.

Le matériel présenté dans l'annexe technique REDD+ du RBA, est soumis à une analyse technique afin de savoir dans quelle mesure:

- ▶ les méthodologies et définitions sont cohérentes, exhaustives, ainsi que les informations fournies entre le niveau de référence évalué et les résultats de la mise en œuvre des activités REDD+;⁽¹⁸⁵⁾
- ▶ les données et informations fournies dans l'annexe technique sont transparentes, cohérentes, exhaustives (dans le sens où elles permettent une reconstruction) et exactes;
- ▶ les données et les informations sont cohérentes avec les lignes directrices pour la préparation de l'annexe technique contenue dans l'annexe de la **Décision 14/CP.19**;
- ▶ les résultats sont, dans la mesure du possible, exacts.

Comme il est indiqué dans la **Décision 9/CP.19**, l'analyse technique de l'annexe technique par les experts de l'UTCATF de la TTE est l'une des exigences pour qu'un pays en développement obtienne et reçoive un financement basé sur les résultats. Conformément à la **Décision 14/CP.19, paragraphe 14**, les experts de l'UTCATF, sous leur responsabilité collective dans la réalisation de l'analyse technique de l'annexe technique REDD+, élaborent un rapport technique séparé par rapport au rapport biennal actualisé pour l'ICA. Ce rapport technique doit contenir:

- ▶ l'annexe technique présentée par la Partie;

(184) La COP, conformément à la **Décision 1/CP.16**, a décidé que les pays en développement devaient soumettre des rapports biennaux actualisés (RBA) (paragraphe 60) et réaliser une consultation et analyse internationale (ICA) des RBA (paragraphe 63), au moyen d'une analyse technique par une équipe d'experts techniques (TTE) et l'échange de vues dans un objectif de facilitation. Les lignes directrices en matière de notification des RBA pour les Parties ne sont pas incluses dans l'Annexe I de la Convention (Parties non Annexe I), ni les modalités et lignes directrices pour l'ICA, adoptées à la dix-septième session de la Conférence des Parties (COP 17), conformément à la **Décision 2/CP.17 aux Annexes III et IV** respectivement.

(185) Les méthodes et approches appliquées doivent être d'un point de vue méthodologique solides et suivre des principes scientifiques.

- ▶ l'analyse de l'annexe technique par les experts de l'UTCATF;
- ▶ les domaines d'amélioration technique tels que l'amélioration des données et des méthodologies; et
- ▶ les commentaires ou réponses de la Partie concernée, ainsi que les domaines à améliorer et les capacités à renforcer.

Ce rapport qui rassemble tous les éléments sus-mentionnés, sera publié par le secrétariat sur la **plateforme internet REDD+ de la CCNUCC**. L'analyse technique est un processus de facilitation. Les experts de l'UTCATF peuvent demander des précisions sur l'annexe technique et le pays en développement devrait fournir des précisions dans la mesure du possible, en fonction des circonstances nationales et compte tenu des capacités nationales. Bien que la portée de l'analyse technique n'inclue pas la stratégie et le plan d'action REDD+ national de la Partie,⁽¹⁸⁶⁾ ou le résumé des garanties, ces éléments doivent être fournis afin d'accéder aux paiements basés sur les résultats.⁽¹⁸⁷⁾

Encadré 41: Processus de consultation et d'analyse internationales de la CCNUCC et révision par des experts techniques

Les modalités et les lignes directrices pour mettre en œuvre le processus de consultation et d'analyse internationales (ICA) ont été adoptées à Durban (**Annexe IV de la Décision 2/CP.17**) et décrivent les critères requis pour réaliser le ICA des RBA (et éventuelles annexes). Elles stipulent que le processus ICA:

- ▶ est non intrusif, non punitif, et est respectueux de la souveraineté nationale;
- ▶ vise à faciliter la participation de toutes les parties de pays en développement à l'ICA;
- ▶ vise à accroître la transparence⁽¹⁸⁸⁾ quant aux mesures d'atténuation et leurs effets;
- ▶ est une approche consultative à travers un échange facilitateur de vues entre l'équipe d'experts techniques et la Partie;
- ▶ n'inclut pas la discussion sur la pertinence des politiques et mesures nationales; et
- ▶ se traduira par un rapport de synthèse.

Les modalités, les procédures et les lignes directrices pour réaliser la révision par des experts techniques (TER) ont été adoptées à Katowice (**Annexe de la Décision 18/CMP.1, Section**

⁽¹⁸⁶⁾ Dans le cadre des paiements basés sur les résultats, les pays doivent fournir un lien vers leur stratégie nationale et/ou leur plan d'action sur la **plateforme internet REDD de la CCNUCC**, le cas échéant.

⁽¹⁸⁷⁾ Les stratégies et plans d'action nationaux et les rapports sur les garanties sont exclus de l'analyse technique, mais les informations récapitulatives les plus récentes sur la manière dont toutes les garanties REDD ont été traitées et respectées doivent être fournies avant que les Parties puissent recevoir les paiements REDD basés sur les résultats, conformément à la **Décision 9/CP.19, paragraphe 4**.

⁽¹⁸⁸⁾ Le but de la transparence de l'action est de fournir à la CCNUCC une vision claire des actions entreprises par les Parties, incluant la clarté et le suivi des progrès vers la réalisation des contributions individuelles des parties déterminées au niveau national. Voir l' **Article 13 de l'Accord de Paris**.

VII). Elles stipulent que le processus TER:

- ▶ consiste à:
 - > examiner la cohérence des informations fournies par la Partie;
 - > prendre en compte la mise en œuvre et la réalisation par la Partie de ces CDN;
 - > prendre en compte le soutien fourni par la Partie, s'il y a lieu;
 - > identifier les aspects à améliorer pour la partie quant à la mise en œuvre; et
 - > pour les Parties qui sont des pays en développement, qui étant donné leurs capacités en ont besoin, fournir une assistance pour identifier les besoins en renforcement des capacités.
- ▶ doit accorder une attention particulière aux capacités et circonstances nationales respectives des parties de pays en développement; et
- ▶ sera mis en œuvre de manière aidante, non-punitif, non-intrusif, dans le respect de la souveraineté nationale, et évitera de trop peser sur les Parties.

Les équipes d'experts techniques chargés de la révision ne doivent pas:

- ▶ émettre de jugements politiques;
- ▶ examiner l'adéquation ou la pertinence de la contribution déterminée au niveau national d'une Partie;
- ▶ examiner l'adéquation des mesures prises au niveau national d'une Partie;
- ▶ examiner l'adéquation du soutien apporté par la Partie; et
- ▶ pour les Parties qui sont des pays en développement, qui étant donné leurs capacités ont besoin de flexibilité, examiner la détermination de la Partie à recourir à la flexibilité prévue dans les modalités, procédures et lignes directrices.

6.4.5 Conseils supplémentaires pour la notification et la vérification des activités REDD+

Bien que cela ne soit pas prévu dans les décisions de la COP, les éléments suivants doivent être présents dans les rapports soumis à une analyse technique:

1. Les informations sur les méthodologies sont cohérentes entre la soumission la plus récente du NERF/NRF et l'annexe technique REDD+ du RBA ou du RBT qui présente les résultats, et si des différences sont observées, fournissez une explication ou une justification.
2. Le champ d'application du NERF/NRF et les estimations des résultats présentés dans l'annexe technique REDD+ sont cohérents en ce qui concerne les définitions des forêts et des autres utilisations des terres, la stratification, les activités REDD+ déclarées et les réservoirs de carbone ailleurs.⁽¹⁸⁹⁾
3. Les estimations et les sources de données utilisées dans la production d'estimations pour le NERF/NRF et l'annexe REDD+ du RBA et du RBT (c'est-à-dire les sources d'observations au sol et de données obtenues par télédétection) répondent aux principes de transparence, de cohérence, d'exhaustivité et de précision.⁽¹⁹⁰⁾ La cohérence entre les NERF/NRF et l'IGES est abordée plus en détail dans la **Section 2.5.2.1**.
4. Les hypothèses sont transparentes, cohérentes, exhaustives et précises tant pour le NERF/NRF que l'annexe REDD+.
5. Les informations suivantes sur le NERF/NRF, conformément au NERF/NRF techniquement évalué, sont fournies dans l'annexe technique:
 - a. un résumé des valeurs des données;
 - b. les méthodologies mises en œuvre;
 - c. les dates de début et fin de la période historique; et
 - d. date de la présentation du NERF/NRF et de son rapport d'évaluation technique final.
6. Les estimations fournies dans l'annexe technique REDD+ sont exprimées en tonnes d'équivalent CO₂ par an, et non en d'autres unités.
7. Une description du SNSF comprenant les rôles et responsabilités institutionnels pour la mesure, la notification et la vérification des résultats, les processus de collecte de données et la manière dont le SNSF permet l'évaluation des différents types de forêts dans le pays, y compris la forêt

(189) Cette cohérence permettra une comparaison solide et complète entre le NERF/NRF et les réductions d'émissions déclarées.

(190) transparent signifie que les hypothèses et les méthodes utilisées doivent être clairement expliquées pour faciliter la reproduction et l'évaluation des estimations par les utilisateurs des informations communiquées; cohérent signifie que les estimations doivent être cohérentes sur le plan interne pour tous les éléments sur un certain nombre d'années; exhaustif signifie que les informations fournies permettent de reconstituer les résultats; précis signifie que les estimations ne sont systématiquement ni supérieures ni inférieures aux émissions ou absorptions réelles, dans la mesure où l'on peut en juger, et que les incertitudes sont réduites autant que possible.

naturelle telle que définie par la Partie, est fournie ou accessible.⁽¹⁹¹⁾⁽¹⁹²⁾⁽¹⁹³⁾

8. Dans le cas où le NERF/NRF et les résultats sont estimés au niveau infranational, une explication est fournie sur la manière dont le déplacement des émissions et l'intégration des systèmes de surveillance infranationaux dans la surveillance nationale sont traités.
9. Une description est fournie sur la façon dont les orientations et les lignes directrices du GIEC ont été utilisées comme base pour estimer les émissions anthropiques de gaz à effet de serre liées aux forêts par les sources et les absorptions par les puits. Des conseils sur la relation entre les orientations et les lignes directrices du GIEC et l'estimation des activités REDD+ sont présentés dans la **Section 2.5**.
10. Les estimations comprennent les incertitudes associées, car celles-ci ont été réduites dans la mesure du possible, en tenant compte des capacités et des moyens nationaux.
11. Les résultats sont entièrement disponibles, adaptés et présentés pour permettre leur reconstruction.⁽¹⁹⁴⁾

Pour déterminer si les exigences de l'analyse technique REDD+ ont été prises en compte, un pays peut souhaiter mener un processus de vérification interne (**Section 1.3.5**).

⁽¹⁹¹⁾ En s'appuyant sur la **Décision 4/CP.15**, la **Décision 14/CP.19, paragraphes 9 et 11c** demande aux Parties d'utiliser plusieurs approches combinées de télédétection et d'inventaire du carbone forestier au sol pour estimer, selon les besoins, les émissions anthropiques de gaz à effet de serre de la forêt par les sources et les absorptions par les puits, les stocks de carbone forestier et les variations de la superficie forestière.

⁽¹⁹²⁾ Conformément à la **Décision 14/CP.19, paragraphe 11c**, une description des données et informations utilisées dans le SNSF devrait être fournie dans l'annexe technique. Cette description pourrait inclure les processus de collecte de données et toute relation entre l'inventaire des gaz à effet de serre au niveau national (UTCATF) et les mesures d'atténuation appropriées au niveau national ou les contributions déterminées au niveau national (le cas échéant, selon les besoins). Elle pourrait également inclure une description de la manière dont le SNSF s'appuie sur les systèmes existants et produit des estimations transparentes, cohérentes dans le temps et adaptées à la mesure, à la notification et à la vérification des émissions anthropiques par les sources et des absorptions par les puits, des stocks de carbone forestier, et des variations des stocks de carbone forestier et des zones forestières résultant de la mise en œuvre des activités REDD+ déclarées.

⁽¹⁹³⁾ Les méthodes du GIEC requièrent à la fois une classification et une stratification des forêts et l'emplacement de chaque strate. Une description de la stratification de la forêt, comprenant la forêt naturelle, doit être fournie dans le cadre de la description du SNSF.

⁽¹⁹⁴⁾ Conformément à la **Décision 14/CP.19, paragraphe 11b et 11c**, l'annexe technique doit présenter les informations nécessaires permettant d'analyser les résultats. Cette exigence ne requiert pas nécessairement que les experts UTCATF reproduisent les résultats, mais plutôt qu'ils évaluent si suffisamment d'informations ont été fournies pour permettre leur analyse.

Références

- Arthur, M. A., Hamburg, S. P. & Siccama, T. G.** 2001. Validating allometric estimates of aboveground living biomass and nutrient contents of a northern hardwood forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 31 (1): 11–17. DOI:10.1139/x00-131.
- Arévalo, P., Olofsson, P. & Woodcock, C. E.** 2020. Continuous monitoring of land change activities and post-disturbance dynamics from Landsat time series: a test methodology for REDD+ reporting. *Remote Sensing of Environment*, 238: 111051. DOI: 10.1016/j.rse.2019.01.013.
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M. & Silva, J.N.** 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science*, 310: 480. DOI: 10.1126/science.1118051.
- Asner, G.P., Powell, G.V.N., Mascaro, J., Knapp, D.E., Clark, J.K., Jacobson, J. & Kennedy-Bowdoin, T. et al.** 2010. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 16738–16742. DOI: 10.1073/pnas.1004875107.
- Australian Government.** 2011. *The land sector in the National inventory – overview*. Australian National Greenhouse Accounts. National Inventory. (also available at www.environment.gov.au/system/files/pages/63b569ff-ae63-4d7b-be54-16f2e79900e0/files/nga-factsheet2.pdf).
- Avitabile, V., Herold, M., Heuvelink, G. B., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Asner, G. P., Armston, J., Ashton, P. S., Banin, L. & Bayol, N.** 2016. An integrated pantropical biomass map using multiple reference datasets. *Global Change Biology*, 22(4): 1406–1420. DOI:10.1111/gcb.13139.
- Baccini, A., Goetz, S., Walker, W., Laporte, N., Sun, M., Sulla-Menashe, D., Hackler, J., Beck, P., Dubayah, R. & Friedl, M.** 2012. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2(3): 182. DOI:10.1038/nclimate1354.
- Ballhorn, U., Siegert, F., Mason, M., & Limind, S.** 2009. Derivation of burn scar depths and estimation of carbon emissions with LIDAR in Indonesian peatlands; *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 5;106(50):21213-8. DOI:10.1073/pnas.0906457106.
- Barthelmes, A., Ballhorn, U. & Couwenberg, J.** 2015. Practical guidance on locating and delineating peatlands and other organic soils in the tropics . Consulting Study 5 of the High Carbon Stock Study, 120 pp.
- Barton, C. V. M. & Montagu, K. D.** 2006. Effect of spacing and water availability on root:shoot ratio in *Eucalyptus camaldulensis*. *Forest Ecology and Management*, 221(1–3): 52–62. DOI:10.1016/j.foreco.2005.09.007.
- Baskerville, G. L.** 1972. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. *Canadian Journal of Forest Research*, 2(1): 49–53. DOI:10.1139/x72-009.
- Basuki, T. M., van Laake, P. E., Skidmore, A. K. & Hussin, Y. A.** 2009. Allometric equations for estimating the above-ground biomass in tropical lowland Dipterocarp forests. *Forest Ecology and Management*, 257(8): 1684–1694. DOI:10.1016/j.foreco.2009.01.027.
- Bi, H., Turner, J. & Lambert, M. J.** 2004. Additive biomass equations for native eucalypt forest trees of temperate Australia. *Trees – Structure and Function*, 18(4): 467–479. DOI:10.1007/s00468-004-0333-z.
- Birdsey, R., Angeles-Perez, G., Kurz, W.A., Lister, A., Olguin, M., Pan, Y., Wayson, C., Wilson, B. & Johnson, K.** 2013. Approaches to monitoring changes in carbon stocks for REDD +. *Carbon*

Management, 4(5): 519–537. DOI:10.4155/cmt.13.49.

Birigazzi, L., Gamarra, J. G. P., Sola, G., Giaccio, S., Donegan, E., Murillo, J. & Picard, N. 2015. Toward a transparent and consistent quality control procedure for tree biomass allometric equations. *XIV World Forestry Congress, Durban, South Africa, 7-11 September 2015*. Durban, South Africa.

Bouvet A., Mermoz S., Le Toan T., Villard L., Mathieu R., Naidoo L. & Asner G. P. 2018. An above-ground biomass map of African savannahs and woodlands at 25 m resolution derived from ALOS PALSAR. *Remote Sensing of Environment*, 206:156–173. DOI:10.1016/j.rse.2017.12.030.

Box, G.E.P, Jenkins, G.M. & Reinsel, G.C. 1994. *Time series analysis. Forecasting and control*, 4th Edition. Wiley & Sons. 784 pp. ISBN: 978-0-470-27284-8

Brack, C., Richards, G. & Waterworth, R.M. 2006. Integrated and comprehensive estimation of greenhouse gas emissions from land systems. *Sustainability Science*, 1(1): 91–106. DOI:10.1007/s11625-006-0005-6.

Brand, G.J., Nelson, M.D. & Nimerfro, K. 2000. The hexagon/panel system for selecting FIA plots under an annual inventory. In R.E. McRoberts, G.A. Reams, P. C. Van Deusen, eds. *Proceedings of the First Annual Forest Inventory and Analysis Symposium; General Technical Report NC-213*. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station: 8-13. (also available at www.nrs.fs.fed.us/pubs/gtr/gtr_nc213/gtr_nc213_008.pdf).

Brown, S. 1997. *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer estimating biomass and biomass change of tropical forests*. FAO Forestry Paper-134. (also available at www.fao.org/docrep/w4095e/w4095e00.htm).

Brown, S., Gillespie, A. J. R. & Lugo, A. E. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science*, 35(4): 881–902. DOI:10.1093/forestscience/35.4.881.

Brunet-Navarro, P., Jochheim, H. & Muys, B. 2016. Modelling carbon stocks and fluxes in the wood product sector: a comparative review. *Global Change Biology*, 22(7):2555–69. DOI:10.1111/gcb.13235.

Buchhorn, M., Smets, B., Bertels, L., Lesiv, M., Tsendbazar, N. - E., Herold, M. & Fritz, S. 2019. *Copernicus Global Land Service: Land cover 100 m: epoch 2015: Globe. Dataset of the global component of the Copernicus Land Monitoring Service 2019*. DOI 10.5281/zenodo.3243509.

Bullock, E. L., Woodcock, C. E., & Olofsson, P. 2018. Monitoring tropical forest degradation using spectral unmixing and Landsat time series analysis. *Remote Sensing of Environment*, 110968. DOI: 10.1016/j.rse.2018.11.011.

Bullock, E. L., Woodcock, C. E., Souza Jr. C. & Olofsson, P. 2020. Satellite based estimates reveal widespread forest degradation in the Amazon. *Global Change Biology*, 26(5):2956-2969. DOI:10.1111/gcb.15029.

Bureau National de Coordination REDD+ de Madagascar. 2018. *Standard operating procedures for data collection – Interpretation manual* (also available at https://bnc-redd.mg/images/documents/MNV/MADA_DA_SOP_ManuelInterpretation_v2.pdf).

Burt, A., Calders, K., Cuni-Sanchez, A., Gómez-Dans, J., Lewis, P., Lewis, S. L. & Disney, M. 2020. Assessment of bias in pan-tropical biomass predictions. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3(12). DOI:10.3389/ffgc.2020.00012.

Böttcher, H., Eisbrenner, K., Fritz, S., Kinderman, G., Kraxner, F., McCullum, I. & Obersteiner, M. 2009. An assessment of monitoring requirements and costs of 'Reduced

Emissions from Deforestation and Degradation'. *Carbon Balance and Management*, 4(7). DOI:10.1186/1750-0680-4-7.

Búrquez, A. & Martínez-Yrizar, A. 2011. Accuracy and bias on the estimation of aboveground biomass in the woody vegetation of the Sonoran Desert. *Botany*, 89(9): 625–633. DOI:10.1139/b11-050.

Carroll, R.J., Ruppert, D., Stefanski, L.A. & Crainiceanu, C. 2006. *Measurement error in nonlinear models: a modern perspective*, 2nd ed. New York, Chapman Hall. 484 pp.

Cassol, H.L.G., Carreiras, J.K.B., Moraes, E.C., Aragão, L.E.O., Silva C.V.J., Quegan S. & Shimabukuro Y.E. 2018. Retrieving secondary forest aboveground biomass from polarimetric ALOS-2 PALSAR-2 data in the Brazilian Amazon. *Remote Sensing*, 11(1): 59. DOI:10.3390/rs11010059.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145:78–99. DOI:10.1007/s00442-005-0100-x.

Chave, J., Condit, R., Aguilar, S., Hernandez, A., Lao, S. & Perez, R. 2004. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B.*, 359: 409–420. DOI:10.1098/rstb.2003.1425.

Chave, J., Rejou-Mechain, M., Burquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B. & Vielledent, G. 2014. Improved allometric models to estimate the above-ground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*. 20:3177-3190. DOI:10.1111/gcb.12629.

Chen, J., Ban, Y., & Li, S. 2014. Open access to Earth land-cover map. *Nature*, 514(7523):434. DOI:10.1038/514434c.

Chen, J., Jönsson, P., Tamura, M., Gu, Z., Matsushita, B. & Eklundh, L. 2004. A simple method for reconstructing a high-quality NDVI time series data set based on the Savitzky–Golay filter. *Remote Sensing of Environment*, 91(3-4): 332-344. DOI: 10.1016/j.rse.2004.03.014.

Cienciala, E., Tomppo, E., Snorrason, A., Broadmeadow, M., Colin, A., Dunger, K., Exnerova, Z., Lasserre, B., Petersson, H., Priwitzer, T., Peña, G.S. & Ståhl, G. 2008. Preparing emission reporting from forests: use of national forest inventories in European countries. *Silva Fennica*, 42(1): 73–88. (also available at <https://www.silvafennica.fi/pdf/article265.pdf>).

Cifuentes Jara, M., Henry, M., Réjou-Méchain, M. et al. 2015. Guidelines for documenting and reporting tree allometric equations. *Annals of Forest Science*. 72, 763–768. DOI:<https://doi.org/10.1007/s13595-014-0415-z>.

Claverie, M., Ju, J., Masek, J. G., Dungan, J. L., Vermote, E. F., Roger, J.-C., Skakun, S. V. & Justice, C. 2018. The Harmonized Landsat and Sentinel-2 surface reflectance data set. *Remote Sensing of Environment*, 219: 145–161. DOI:10.1016/j.rse.2018.09.002.

Cochran, W.G. 1977. *Sampling techniques*, 3rd ed. New York, Wiley. 428 pp.

Cohen, W.B., Yang, Z. & Kennedy, R. E. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync – Tools for calibration and validation. *Remote Sensing*

of *Environment*, 114(12): 2911–2924. DOI:10.1016/j.rse.2010.07.010.

Committee on Earth Observation Satellites. 2020. *CEOS EO Handbook – Catalogue of satellite missions* (also available at <http://database.eohandbook.com/database/missiontable.aspx>).

Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37: 35–46. DOI:10.1016/0034-4257(91)90048-B.

De Palma, A., Sanchez-Ortiz, K., Martin, P.A., Chadwick, A., Gilbert, G., Bates, A.E, Börger, L., Cont, S., Hill, S.L.L. & Purvis, A. 2018. Chapter four – challenges with inferring how land-use affects terrestrial biodiversity: study design, time, space and synthesis. *Advances in Ecological Research*, 58: 163–199. DOI:10.1016/bs.aecr.2017.12.004.

DeVries, B., Decuyper, M., Verbesselt, J., Zeileis, A., Herold, M. & Joseph, S. 2015. Tracking disturbance-regrowth dynamics in tropical forests using structural change detection and Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, 169: 320–334. DOI: 10.1016/j.rse.2015.08.020.

DeWalt, S. J. & Chave, J. 2004. Structure and biomass of four lowland neotropical forests. *Biotropica*, 36(1): 7–19. DOI:10.1111/j.1744-7429.2004.tb00291.x.

Deng, L., Zhu, G., Tang, Z. & Shangguan, Z. 2016. Global patterns of the effects of land-use changes on soil carbon stocks. *Global Ecology and Conservation*. 5: 127–138. DOI:10.1016/j.gecco.2015.12.004.

Dietze, M. C., Wolosin, M. S. & Clark, J. S. 2008. Capturing diversity and interspecific variability in allometries: a hierarchical approach. *Forest Ecology and Management*, 256(11): 1939–1948. DOI:10.1016/j.foreco.2008.07.034.

Diniz, C.G., de Almeida Souza, A.A., Santos, D.C., Dias, M.C., da Luz, N.C., de Moraes, D.R.V., Sant’Ana Maia, J., Gomes, A.R., da Silva Narvaes, I., Valeriano, D.M., Maurano, L.E.P., & Adami, M. 2015. DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. In *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 8:7, 3619–3628 DOI:10.1109/JSTARS.2015.2437075.

Drake, J. B., Knox, R. G., Dubayah, R. O., Clark, D. B., Condit, R., Blair, J. B. & Hofton, M. 2003. Above-ground biomass estimation in closed canopy Neotropical forests using LIDAR remote sensing: factors affecting the generality of relationships. *Global Ecology and Biogeography*, 12(2): 147–159. DOI:10.1046/j.1466-822X.2003.00010.x.

Ene, L.T, Næsset, E., Gobakken, T., Bollandsås, O.M., Mauya, E.W. & Zahabu. E. 2017. Large-scale estimation of change in aboveground biomass in miombo woodlands using airborne laser scanning and national forest inventory data. *Remote Sensing of Environment*, 188, 106–117. DOI:10.1016/j.rse.2016.10.046.

Ene, L.T, Næsset, E., Gobakken, T., Mauya, E.W., Bollandsås, O.M., Gregoire, T.G., Ståhl, G. & Zahabu. E. 2016. Large-scale estimation of aboveground biomass in miombo woodlands using airborne laser scanning and national forest inventory data. *Remote Sensing of Environment*, 186, 626–636. DOI:10.1016/j.rse.2016.09.006.

FAO & JRC. 2012. Global forest land-use change 1990–2005, by E.J. Lindquist, R. D’Annunzio, A. Gerrand, K. MacDicken, F. Achard, R. Beuchle, A. Brink, H.D. Eva, P. Mayaux, J. San-Miguel-Ayanz & H-J. Stibig. *FAO Forestry Paper No. 169. Food and Agriculture Organization of the United Nations and European Commission Joint Research Centre.* Rome, FAO.

FAO 2008. *National forest monitoring and assessment – Manual for integrated field data collection. Working Paper NFMA 37/E.* Rome. (also available at www.fao.org/)

forestry/14727-072b68bcfa49334202f1586889517ce24.pdf).

FAO 2013. *National Forest Monitoring Systems: Measurement, reporting and verification (M & MRV) in the context of REDD+ activities*. Rome. Italy. (also available at www.fao.org/3/a-bc395e.pdf-ISBN 978-92-5-107962-1).

FAO 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015*. Rome. (also available at www.fao.org/3/a-i4808e.pdf).

FAO 2017. *Voluntary guidelines on national forest monitoring*. Rome. (also available at www.fao.org/3/a-i6767e.pdf).

FAO 2019. *Nesting: Reconciling REDD+ at multiple scales. An Asia-Pacific perspective. UN-REDD Programme Info Brief*. Asia-Pacific Region. (also available at www.unredd.net/documents/redd-papers-and-publications-90/un-redd-publications-1191/information-brief-series/17158-nesting-reconciling-redd-at-multiple-scales-an-asia-pacific-perspective.html).

FRA. 2015. *Global Forest Resources Assessment 2015*. Desk Reference. FAO. Rome. ISBN 978-92-5-108826-5.

Fayolle, A., Ngomandab, A., Mbasic, M., Barbierd, N., Bockoe, Y., Boyembac, F., Couterond, P. et al. 2018. A regional allometry for the Congo basin forests based on the largest ever destructive sampling. *Forest Ecology and Management*, 430: 228–240. DOI:10.1016/j.foreco.2018.07.030.

Filippi, P., Minasny, B., Cattle, S.R. & Bishop, T.F.A. 2016. Chapter four – monitoring and modeling soil change: the influence of human activity and climatic shifts on aspects of soil spatiotemporally. *Advances in Agronomy*, 139: 153–214. DOI:10.1016/bs.agron.2016.06.001.

Fishman, G. 1996. *Monte Carlo: Concepts, algorithms, and applications*. New York, USA, Springer.

Flores-Anderson, A.I., Herndon, K.E., Thapa, R.B. & Cherrington, E. 2019. *The SAR Handbook: Comprehensive methodologies for forest monitoring and biomass estimation*. SERVIR Global Science Coordination Office. DOI:10.25966/nr2c-s697.

Foody, G. M. 2020. Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sensing of Environment*, 239: 111630. DOI:10.1016/j.rse.2019.111630.

Foody, G.M. 2010. Assessing the accuracy of land cover change with imperfect ground reference data. *Remote Sensing Environment*, 114: 2271–2285. DOI:DOI: 10.1016/j.rse.2010.05.003.

Fortin, J. A., Cardille, J. A. & Perez, E. 2020. Multi-sensor detection of forest-cover change across 45 years in Mato Grosso, Brazil. *Remote Sensing of Environment*, 238: 111266. DOI:10.1016/j.rse.2019.111266.

Fuller, W. A. 1987. *Measurement error models*. John Wiley & Sons. 440 pp.

GOFC-GOLD. 2015. A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation. **GOFC-GOLD Report version COP21-1**. Wageningen University, the Netherlands. (also available at www.gofcgold.wur.nl/redd/sourcebook/GOFC-GOLD_Sourcebook.pdf).

Gao, Y., & Mas, J.F. 2008. A Comparison of the Performance of Pixel Based and Object Based Classifications over Images with Various Spatial Resolutions. *Online Journal of Earth Sciences*.

2:27-35. (also available at <https://medwelljournals.com/abstract/?doi=ojesci.2008.27.35>).

Global Forest Observations Initiative (GFOI). 2018. Summary of Country experiences and critical issues related to estimation of activity data. Short Report 4th April 2018.

Goetz, S., Hansen, M., Houghton, R., Walker, W., Laporte, N. T. & Busch, J. 2015. *Measurement and monitoring for REDD+: the needs, current technological capabilities, and future potential*. Center for Global Development Working Paper, (392).

Goodman, L.A. 1960 On the exact variance of products. *Journal of the American Statistical Association*, 55: 708–713.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27. DOI:10.1016/j.rse.2017.06.031.

Griffiths, P., Kuemmerle, T., Baumann, M., Radeloff, V.C., Abrudan, I. V., Lieskovsky, J., Munteanu, C.; Ostapowicz, K. & Hostert, P. 2014. Forest disturbances, forest recovery, and changes in forest types across the Carpathian ecoregion from 1985 to 2010 based on Landsat image composites. *Remote Sensing of Environment*, 151:72–88. DOI:10.1016/j.rse.2013.04.022.

Grupo Interinstitucional De Monitoreo De Bosques Y Uso De La Tierra. 2018. Protocol for the use of the Open Foris platform (collect - collect earth - earth engine) applied to update reference levels of GHG-FREL/FRL- emissions from Guatemala 2001–2016. (also available at www.forestcarbonpartnership.org/system/files/documents/Gt%20ERPD%20Advanced%20Draft%20Anexo%20IV.pdf).

Hamunyela, E., Verbesselt, J. & Herold, M. 2016. Using spatial context to improve early detection of deforestation from Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, 172:126–138. DOI: 10.1016/j.rse.2015.11.006.

Hansen, M.C., Krylov, A., Tyukavina, A., Potapov, P.V., Turubanova, S., Zutta, B., Ifo, S., Margono, B., Stolle, F., Moore, R. 2016. Humid tropical forest disturbance alerts using Landsat data. *Environmental Research Letters*. 11:3. DOI:10.1088/1748-9326/11/3/034008.

Hansen, M.C., Potapov, P.V, Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A, Tyukavina, A., Thau, D. et al. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change [online]. *Science*, 342(6160): 850–3. DOI: 10.1126/science.1244693.

Hararuk, O., Shaw, C. & Kurz, W. A. 2017. Constraining the organic matter decay parameters in the CBM-CFS3 using Canadian National Forest Inventory data and a Bayesian inversion technique, *Ecological Modelling*, 364: 1–12. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2017.09.008.

Harris N.A., Davis C. R., Goldman E.D., Petersen R. & Gibbes S. 2018. *Comparing global and national approaches to estimating deforestation rates in REDD+ Countries*. Working Paper. Washington, DC, World Resources Institute. (also available at <https://wriorg.s3.amazonaws.com/s3fs-public/comparing-global-national-approaches.pdf>).

Heikkinen, J., Tomppo, E., Freidenschuss, A., Weiss, P., Hysten, G., Kušar, G., McRoberts, R., Kändler, G., Cienciala, E., Petersson, H., & Ståhl, G. 2012. Interpolating and extrapolating information from periodic forest surveys for annual greenhouse gas reporting. *Forest Science*. 58(3): 236-247 DOI:10.5849/forsci.10-086.

Herold, M., Carter, S., Avitabile, V., Espejo, A.B., Jonckheere, I, Lucas, R., McRoberts, R.E. et al. 2019. The role and need for space-based forest biomass-related measurements in environmental

management and policy. *Surveys in Geophysics*, (40): 757–778. DOI:10.1007/s10712-019-09510-6.

Hewson, J., Steininger, M.K. & Pesmajoglou, S., eds. 2014. *REDD+ measurement, reporting and verification (MRV) manual*, version 2.0. Washington, DC, USAID supported Forest Carbon, Markets and Communities Programme. (also available at www.climatelinks.org/resources/redd-measurement-reporting-and-verification-mrv-manual).

Holden, C.E. 2015. Yet another time series model (YATSM). Zenodo. (also available at <https://github.com/ceholden/yatasm>).

Houghton, R.A., Hall, F. & Goetz, S.J. 2009. Importance of biomass in the global carbon cycle. *Journal of Geophysical Research*, 114, G00E03. DOI:10.1029/2009JG000935.

Huang, C., Goward, S.N., Masek, J.G., Thomas, N., Zhu, Z. & Vogelmann, J.E. 2010. An automated approach for reconstructing recent forest disturbance history using dense Landsat time series stacks. *Remote Sensing of Environment*, 114(1):183–198. DOI:10.1016/j.rse.2009.08.017.

Huntzinger, D.N., Post, W.M., Wei, Y., Michalak, A.M., West, T.O., Jacobson, A.R., Baker, I.T. et al. 2012. North American Carbon Project (NACP) regional interim synthesis: terrestrial biospheric model intercomparison. *Ecological Modelling*, 232:144–157. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2012.02.004.

Huy, B., Huong, N.T.T., Sharma, B.D., Quang, N.V. (2013). *Participatory carbon monitoring: manual for local technical staff*. SNV – The Netherlands Development Organization, REDD+ Programme, Ho Chi Minh City. (also available at www.researchgate.net/publication/317380319_Participatory_Carbon_Monitoring_Manual_for_Local_Technical_Staff).

INEGI 2003. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, Escala 1:250,000, Serie IV (CONTINUO NACIONAL). Aguascalientes, México, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

INEGI 2007. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, Escala 1:250,000, Serie IV (CONTINUO NACIONAL). Aguascalientes, México, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2003. Penman J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara T., Tanabe K. & Wagner, F. (eds). *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*, IPCC/IGES, Hayama, Japan.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006. Eggleston, S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. & Tanabe, K. (eds). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, IPCC/IGES, Hayama, Japan.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2019. *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. & Federici, S. (eds). Switzerland, IPCC.

JPL. 2018. NASA-ISRO SAR (NISAR) Mission science users' handbook, version 1. (also available at https://nisar.jpl.nasa.gov/files/nisar/NISAR_Science_Users_Handbook.pdf).

Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath, L. S. & Birdsey, R.A. 2003. National-scale biomass estimators for United States tree species. *Forest Science*, 49: 12–35.

Joshi, N., Baumann, M., Ehammer, A., Fensholt, R., Grogan, K., Hostert, P., Jepsen, M.R., Kuemmerle, T., Meyfroidt, P., Mitchard, E.T. & Reiche, J. 2016. A review of the application of optical and radar remote sensing data fusion to land use mapping and monitoring. *Remote Sensing*,

9(1): 1–11. DOI:10.3390/rs8010070.

Keith, H., Barrett, D., & Keenan, R. (2000). *Review of allometric relationships for estimating woody biomass for New South Wales, the Australian Capital Territory, Victoria, Tasmania and South Australia.* (also available at www.greenhouse.gov.au/ncas).

Kennedy, R.E., Andréfouët, S., Cohen, W.B., Gómez, C., Griffiths, P., Hais, M., Healey, S.P. et al. 2014. Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(6): 339–346. DOI:10.1890/130066.

Kennedy, R.E., Cohen, W.B. & Schroeder, T.A. 2007. Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics. *Remote Sensing of Environment*, 110: 370–386. DOI: 10.1016/j.rse.2007.03.010.

Kennedy, R.E., Yang, Z., & Cohen, W.B. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr – Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 114(12): 2897–2910. DOI:10.1016/j.rse.2010.07.010.

Kim, D., Sexton, J.O., Noojipady, P., Huang, C., Anand, A., Channan, S., Feng, M. & Townshend, J.R.G. 2014. Global, Landsat-based forest-cover change from 1990 to 2000. *Remote Sensing of Environment*, 155: 178–193. DOI:10.1016/j.rse.2014.08.017.

Kurz W.A. 2010. An ecosystem context for global gross forest cover loss estimates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107: 9025–6. DOI:10.1073/pnas.1004508107.

Kurz, W.A., & Apps, M.J. 2006. Developing Canada's national forest carbon monitoring, accounting and reporting system to meet the reporting requirements of the Kyoto Protocol. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 33–43. DOI:10.1007/s11027-006-1006-6.

Kurz, W.A., Birdsey, R.A., Mascorro, V.S., Greenberg, D., Dai, Z., Olguín, M. & Colditz, R. 2016. *Integrated modeling and assessment of North American forest carbon dynamics: Tools for monitoring, reporting and projecting forest greenhouse gas emissions and removals.* (Summary Report) Montreal, Canada, Commission for Environmental Cooperation. 23 pp.

Kurz, W.A., Dymond, C.C., White, T.M., Stinson, G., Shaw, C.H., Rampley, G.J., Smyth, C., Simpson, B.N., Neilson, E.T., Trofymow, J.A., Metsaranta, J. & Apps, M.J. 2009. CBM-CFS3: a model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling*, 220: 480–504. DOI:10.3832/efor2040-009.

Kurz, W.A., Stinson, G., Rampley, G.J., Dymond, C.C. & Neilson, E.T. 2008. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 1551–1555. DOI:doi: 10.1073/pnas.0708133105.

Kuyah, S., Dietz, J., Muthuri, C., Jamnadass, R., Mwangi, P., Coe, R. & Neufeldt, H. 2012. Allometric equations for estimating biomass in agricultural landscapes: I. Aboveground biomass. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 158: 216–224. DOI:10.1016/j.agee.2012.05.011.

Köhl, M., Magnussen, S.S. & Marchetti, M. 2006. *Tropical Forestry: Sampling methods.* Remote Sensing and GIS multi-resource forest inventory. Springer.

Köhl, M., Scott, C.T., Lister, A.J., Demon, I. & Plugge, D. 2015. Avoiding treatment bias of REDD+ monitoring by sampling with partial replacement. *Carbon Balance and Management*. 10(11):

1–11. DOI:10.1186/s13021-015-0020-y.

Lambin, E.F. & Strahlers, A.H. 1994. Change-vector analysis in multitemporal space: a tool to detect and categorize land-cover change processes using high temporal-resolution satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 48(2): 231–244. DOI:10.1016/0034-4257(94)90144-9.

Lau, A., Martius, C., Bartholomeus, H., Shenkin, A., Jackson, T., Malhi, Y. & Bentley, L.P. 2019. Estimating architecture-based metabolic scaling exponents of tropical trees using terrestrial LiDAR and 3D modelling. *Forest Ecology and Management*, 439: 132–145. DOI:10.1016/j.foreco.2019.02.019.

Lawrence, M., McRoberts, R.E., Tomppo, E., Gschwantner, T., & Gabler, K. 2010. Comparisons of national forest inventories. In: Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M., & McRoberts, R.E. (eds). *National forest inventories: pathways to common reporting*. Dordrecht, Springer. pp. 19-32.

Le Toan, T. & Quegan, S. 2018. The BIOMASS mission: Quantifying biomass for carbon assessment, 24th K&C Science Team meeting, Tokyo, Japan, 29-31 Jan, 2018.

Ledo, A., Paul, K. I., Burslem, D.F.R.P., Ewel, J.J., Barton, C., Battaglia, M. & Chave, J. 2018. Tree size and climatic water deficit control root to shoot ratio in individual trees globally. *New Phytologist*, 217(1): 8–11. DOI:10.1111/nph.14863.

Lee, D., Llopis, P., Waterworth, R., Roberts, G. & Pearson, T. 2018. *Approaches to REDD+ nesting: Lessons learned from country experiences*. World Bank, Washington, DC., World Bank. (also available at <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/29720>).

Li, A. & Roy, D.P. 2017. Global analysis of Sentinel-2A, Sentinel-2B and Landsat-8 data revisit intervals and implications for terrestrial monitoring. *Remote Sensing*, 9: 902. DOI:10.3390/rs9090902.

Lo, E. 2005. Gaussian error propagation applied to ecological data: post-ice-storm-downed woody biomass. *Ecological Monographs*, 75: 451–466. DOI:10.1890/05-0030.

Loetsch, F. & Haller, K.E. 1964. Forest inventory. Volume 1. Verlagsgesellschaft. Munchen; Scott, C.T. 1984. *Forest Science*, 30: 157–166. DOI:10.1007/s13595-016-0554-5.

Lohr, S. L. 2009. *Sampling: Design and analysis*. Chapman and Hall/CRC.

Magdon, P., & Kleinn, C. 2013. Uncertainties of forest area estimates caused by the minimum crown cover criterion--a scale issue relevant to forest cover monitoring. *Environmental monitoring and assessment*. 185(6), 5345–5360. DOI:10.1007/s10661-012-2950-0.

Magnussen, S. & Carillo Negrete, O. I. 2015. Model errors in tree biomass estimates computed with an approximation to a missing covariance matrix. *Carbon Balance and Management*, 10: 21. DOI:10.1186/s13021-015-0031-8.

Maniatis, D., Scriven, J., Jonckheere, I. Laughlin, J. & Todd, K. 2019. Toward REDD+ implementation. *Annual Review of Environment and Resources*, 44(1): 373–398. DOI:10.1146/annurev-environ-102016-060839.

Margono, B.A., Turubanova, S., Zhuravleva, I., Potapov, P., Tyukavina, A., Baccini, A., Goetz, S. & Hansen, M.C. 2012. Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) using Landsat time series data sets from 1990 to 2010. *Environmental Research Letters*, 7(3): 034010. DOI:10.1088/1748-9326/7/3/034010.

Mascorro, V., Coops, N.C., Kurz, W.A. & Olguín, M. 2015. Choice of satellite imagery and attribution of changes to disturbance type strongly affects forest carbon balance estimates. *Carbon*

Balance Management, 10–30. DOI:10.1186/s13021-015-0041-6.

Masek, J.G., Cohen, W.B., Leckie, D., Wulder, M.A., Vargas, R., de Jong, B., Healey, S., Law, B., Birdsey, R., Houghton, R.A., Mildrexler, D., Goward, S. & Smith, W.B. 2011. Recent rates of forest harvest and conversion in North America. *Journal Geophysical Research Biogeosciences*, (116): G00K03. DOI:10.1029/2010JG001471.

Mauya, E.W., Hansen, E.H., Gobakken, T., Bollandsås, O.M., Malimbwi, R.E. & Næsset, E. 2015. Effects of field plot size on the prediction accuracy of aboveground biomass in airborne laser scanning-assisted inventories in tropical rain forests of Tanzania. *Carbon Balance and Management*, 10:10. DOI:10.1186/s13021-015-0021-x.

McNicol, I.M., Ryan, C.M. & Mitchard, E.T. 2018. Carbon losses from deforestation and widespread degradation offset by extensive growth in African woodlands. *Nature communications*, 9(1): 1–11. DOI:10.1038/s41467-018-05386-z.

McRoberts, R. E. 2003. Compensating for missing plot observations in forest inventory estimation. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(10), 1990-1997. DOI: 10.1139/x03-112.

McRoberts, R. E., Gobakken, T., & Næsset, E. 2012. Post-stratified estimation of forest area and growing stock volume using lidar-based stratifications. *Remote Sensing of Environment*, 125, 157-166. DOI:10.1016/j.rse.2012.07.002.

McRoberts, R.E. & Westfall, J.A. 2016. Propagating uncertainty through individual tree volume model predictions to large-area volume estimates. *Annals of Forest Science*, 73(3): 625–633. DOI:10.1007/s13595-015-0473-x.

McRoberts, R.E. 2010. The effects of rectification and Global Positioning System errors on satellite image-based estimates of forest area. *Remote Sensing of Environment*, 114: 1710–1717. DOI:10.1016/j.rse.2010.03.001.

McRoberts, R.E. 2014. Post-classification approaches to estimating change in forest area using remotely sensed auxiliary data. *Remote Sensing of Environment*, 151: 149–156. DOI:10.1016/j.rse.2013.03.036.

McRoberts, R.E., Chen, Q. & Walters, B.F. 2017. Multivariate inference for forest inventories using auxiliary airborne. *Forest Ecology and Management*, 401: 295–303. DOI:10.1016/j.foreco.2017.07.017.

McRoberts, R.E., Chen, Q., Domke, G.M., Ståhl, G., Saarela, S. & Westfall, J. A. 2016. Hybrid estimators for mean aboveground carbon per unit area. *Forest Ecology and Management*, 378: 44–56. DOI:10.1016/J.FORECO.2016.07.007.

McRoberts, R.E., Chen, Q., Walters, B.F. & Kaisershot, D.J. 2018. The effects of global positioning system receiver accuracy on airborne laser scanning-assisted estimates of aboveground biomass. *Remote Sensing of Environment*, 207: 42–49. DOI:10.1016/j.rse.2017.09.036.

McRoberts, R.E., Moser, P., Zimmermann Oliveira, L. & Vibrans, A.C. 2014. A general method for assessing the effects of uncertainty in individual-tree volume model predictions on large-area volume estimates with a subtropical forest illustration. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(1): 44–51. DOI:10.1139/cjfr-2014-0266.

McRoberts, R.E., Næsset, E. & Gobakken, T. 2013. Inference for LIDAR-assisted estimation of forest growing stock volume. *Remote Sensing of Environment*, 128: 268–275. DOI:10.1016/

j.rse.2012.10.007.

McRoberts, R.E., Næsset, E. & Gobakken, T. 2018. Comparing the stock-change and gain–loss approaches for estimating forest carbon emissions for the aboveground biomass pool. *Canadian Journal of Forest Research*, 48: 1535–1542. DOI:10.1139/cjfr-2018-0295.

McRoberts, R.E., Næsset, E., Saatchi, S., Liknes, G.C., Walters, B.F. & Chen, Q. 2019. Local validation of global biomass maps. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 83: 101931. DOI:10.3390/rs12111891.

McRoberts, R.E., Stehman, S.V., Liknes, G.C., Næsset, E., Sannier, C. & Walters, B.F. 2018. The effects of imperfect reference data on remote sensing-assisted estimators of land cover class proportions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 142: 292–300. DOI:10.1016/j.isprsjprs.2018.06.002.

McRoberts, R.E., Tomppo, E., Schadauer, K., Vidal, C., Ståhl, G., Chirici, G., Lanz, A., Cienciala, E., Winter, S. & Smith, W.B. 2009. Harmonizing national forest inventories. *Journal of Forestry*, 107: 179–187. DOI:10.1093/jof/107.4.179.

McRoberts, R.E., Vibrans, A.C, Sannier, C., Næsset, E., Hansen, M.C. & Lingner, D.V. 2016. Methods for evaluating the utilities of local and global maps for increasing the precision of estimates of subtropical forest area. *Canadian Journal of Forest Research*, 10: 924–932. DOI:10.1139/cjfr-2016-0064.

McRoberts, R.E., Wendt, D.G., Nelson, M.D. & Hansen, M.H. 2002. Using a land cover classification based on satellite imagery to improve the precision of forest inventory area estimates. *Remote Sensing of Environment*, 81: 36–44. DOI:10.1016/S0034-4257(01)00330-3.

Mehtätalo, L., de-Miguel, S. & Gregoire, T.G. 2015. Modeling height-diameter curves for prediction. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(7): 826–837. DOI:10.1139/cjfr-2015-0054.

Mitchard, E.T., Saatchi, S.S., Woodhouse, I.H., Nangendo, G., Ribeiro, N.S., Williams, M., Ryan, C.M., Lewis, S.L., Feldpausch, T.R. & Meir, P. 2009. Using satellite radar backscatter to predict above-ground woody biomass: a consistent relationship across four different African landscapes. *Geophysical Research Letters*, 36(23). DOI:10.1029/2009GL040692.

Mokany, K., Raison, R. J. & Prokushkin, A. S. 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, 12(1): 84–96. DOI:10.1111/j.1365-2486.2005.001043.x.

Molto, Q., Rossi, V. & Blanc, L. 2013. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2): 175–183. DOI:10.1111/j.2041-210x.2012.00266.x.

Momo Takoudjou, S., Ploton, P., Sonke, B., Hanckenburg, J., Griffon, S., de Coligny, F., Kamdem, N.G., Libalah, M. & Mofack, G. 2018. Using terrestrial laser scanning data to estimate large tropical trees biomass and calibrate allometric models: a comparison with traditional destructive approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4): 905–916. DOI:10.1111/2041-210X.12933.

Montagu, K. D., Düttmer, K., Barton, C. V. M. & Cowie, A. L. 2005. Developing general allometric relationships for regional estimates of carbon sequestration – An example using *Eucalyptus pilularis* from seven contrasting sites. *Forest Ecology and Management*, 204(1): 115–129. DOI:10.1016/j.foreco.2004.09.003.

Muukkonen, P. 2007. Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *European Journal of Forest Research*, 126(2): 157–166. DOI:10.1007/s10342-007-0168-4.

Naidoo, L., Matieu, R., Main, R., Wessels, K. & Asner, G.P. 2016. L-band Synthetic Aperture Radar imagery performs better than optical datasets at retrieving woody fractional cover in deciduous,

dry savannahs. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 52: 54–64. DOI:10.1016/j.jag.2016.05.006.

National Climatic Data Center. 2012. Global set of historical tropical cyclones data. National NCDC & NOAA.

National Hurricane Center. 2013. Saffir-Simpson Hurricane Wind Scale. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), USA. [Cited 10 May 2020]. www.nhc.noaa.gov/aboutsshws.php.

Næsset, E. (2002). Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, 80, 88–99. DOI:10.1016/S0034-4257(01)00290-5

Næsset, E., Bollandsås, O.M., Gobakken, T., Gregoire, T.G. & Ståhl, G. 2013. Model-assisted estimation of change in forest biomass over an 11 year period in a sample survey supported by airborne LiDAR: a case study with post-stratification to provide “activity data”. *Remote Sensing of Environment*, 128: 299–314. DOI:10.1016/j.rse.2012.10.008.

Næsset, E., Bollandsås, O.M., Gobakken, T., Solberg, S. & McRoberts R.E. 2015. The effects of field plot size on model-assisted estimation of aboveground biomass change using multitemporal interferometric SAR and airborne laser scanning data. *Remote Sensing of Environment*, 168: 252–264. DOI:10.1016/j.rse.2015.07.002.

Næsset, E., Gobakken, T., Solberg, S., Gregoire, T.G., Nelson, R., Ståhl, G. & Weydahl, D. 2011. Model-assisted regional forest biomass estimation using LiDAR and InSAR as auxiliary data: a case study from a boreal forest area. *Remote Sensing of Environment*, 115: 3599–3614. DOI:10.1016/j.rse.2011.08.021.

Næsset, E., Ørka, H.O., Solberg, S., Bollandsås, O.M., Hansen, E.H., Mauya, E., Zahabu, E., Malimbwi, R., Chamuya, N., Olsson, H. & Gobakken, T. 2016. Mapping and estimating forest area and aboveground biomass in miombo woodlands in Tanzania using data from airborne laser scanning, TanDEM-X, RapidEye, and global forest maps as auxiliary information: a comparison of estimated precision. *Remote Sensing of Environment*, 175: 282–306. DOI:10.1016/j.jag.2020.102138.

O'Brien, T. E., & Funk, G. M. 2003. A gentle introduction to optimal design for regression models. *The American Statistician*, 57(4), 265–267. DOI:10.1198/0003130032378.

Olofsson, P., Arévalo, P., Espejo, A.B., Green, C., Lindquist, E., McRoberts, R.E. & Sanz, M.J. 2020. Mitigating the effects of omission errors on area and area change estimates. *Remote Sensing of Environment*, 236: 111492. DOI:10.1016/j.rse.2019.111492.

Olofsson, P., Foody, G.M., Herold, M., Stehman, S.V., Woodcock, C.E. & Wulder, M.A. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148: 42–57. DOI:10.1016/j.rse.2014.02.015.

Olofsson, P., Foody, G.M., Stehman, S.V. & Woodcock, C.E. 2013. Making better use of accuracy data in land change studies: estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment*, 129:122–131. DOI:10.1016/j.rse.2012.10.031.

Ouimet, R., Camiré, C., Brazeau, M. & Moore, J. D. 2008. Estimation of coarse root biomass and nutrient content for sugar maple, jack pine, and black spruce using stem diameter at breast height. *Canadian Journal of Forest Research*, 38 (1): 92–100. DOI:10.1139/X07-134.

Pastor, J., Aber, J.D. & Melillo, J.M. 1984. Biomass prediction using generalized allometric regressions for some northeast tree species. *Forest Ecology and Management*, 7(4): 265–274.

DOI:10.1016/0378-1127(84)90003-3.

Paul, K.I., Roxburgh, S.H., Chave, J., England, J.R., Zerihun, A., Specht, A. & Sinclair, J. 2016. Testing the generality of above-ground biomass allometry across plant functional types at the continent scale. *Global Change Biology*, 22(6): 2106–2124. DOI:10.1111/gcb.13201.

Paul, K.I., Roxburgh, S.H., England, J.R., Ritson, P., Hobbs, T., Brooksbank, K. & Rose, B. 2013. Development and testing of allometric equations for estimating above-ground biomass of mixed-species environmental plantings. *Forest Ecology and Management*, 310, 483–494. DOI:10.1016/j.foreco.2013.08.054.

Peichl, M. & Arain, M.A. 2007. Allometry and partitioning of above- and belowground tree biomass in an age-sequence of white pine forests. *Forest Ecology and Management*, 253 (1–3), 68–80. DOI:10.1016/j.foreco.2007.07.003.

Pengra, B.W., Stehman, S.V., Horton, J.A., Dockter, D.J., Schroeder, T.A., Yang, Z., Cohen, W.B., Healey, S.P. & Loveland, T.R. 2019. Quality control and assessment of interpreter consistency of annual land cover reference data in an operational national monitoring programme. *Remote Sensing of Environment*, 238: 111261. DOI:10.1016/j.rse.2019.111261.

Pereira, L.O., Furtado, L.F.A., Novo, E.M.L.M., Sant'Anna, S.J.S., Liesenberg, V. & Silva, T.S.F. 2018. Multifrequency and Full-Polarimetric SAR assessment for estimating above ground biomass and leaf area index in the Amazon Várzea Wetlands. *Remote Sensing*. 10(9): 1355. DOI:10.3390/rs10091355.

Picard, N., Bosela, F.B. & Rossi, V. 2015. Reducing the error in biomass estimates strongly depends on model selection. *Annals of Forest Science*, 72: 811–823. DOI:10.1007/s13595-014-0434-9.

Pilli, R., Grassi, G., Kurz, W., Viñas, R. & Guerrero, N. 2016. Modelling forest carbon stock changes as affected by harvest and natural disturbances. Comparison with countries' estimates for forest management. *Carbon Balance and Management*, 11: 5. DOI:10.1186/s13021-016-0047-8.

Ploton, P., Barbier, N., Momo, S. T., Réjou-Méchain, M., Boyemba Bosela, F., Chuyong, G. B., ... & Henry, M. 2016. Closing a gap in tropical forest biomass estimation: taking crown mass variation into account in pantropical allometries. *Biogeosciences*, 13, 1571–1585. DOI:10.5194/bg-13-1571-2016.

Pontius Jr., R. G. & Millones, M. 2011. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32: 4407–4429. DOI:10.1080/01431161.2011.552923.

Päivinen, R. & Yli-Kojola, H. 1989. Permanent sample plots in large-area forest inventory. *Silva Fennica*, 23: 243–252.

Pérez-Cruzado, C., Fehrmann, L., Magdon, P., Cañellas, I., Sixto, H. & Kleinn, C. 2015. On the site-level suitability of biomass models. *Environmental Modelling and Software*. 73: 14–26. DOI:10.1016/j.envsoft.2015.07.019.

Quegan, S. & Carreira, J. 2019. *Current status of the BIOMASS mission*. 25th K&C Science Team meeting, Tokyo, Japan, 5-8 Feb., 2019. [Cited 10 May 2020]. www.eorc.jaxa.jp/ALOS/kyoto/feb2019_kc25/pdf/2-09_KC25_BIOMASS_Carreira-Quegan.pdf.

Rahm, M., Cayet, L., Anton, V. & Mertons, B. 2013. *Detecting forest degradation in the Congo Basin by optical remote sensing*. Proceedings of ESA's Living Planet Symposium.

Reich, P.B., Luo, Y., Bradford, J.B., Poorter, H., Perry, C.H. & Oleksyn, J. 2014. *Temperature drives global patterns in forest biomass distribution in leaves, stems, and roots*. Proceedings of the

National Academy of Sciences. 111(38): 13721–13726. DOI:10.1073/pnas.1216053111.

Reiche, J., Verbesselt, J., Hoekman, D. & Herold, M. 2015. Fusing Landsat and SAR time series to detect deforestation in the tropics. *Remote Sensing of Environment*, 156: 276–293. DOI:10.1016/j.rse.2014.10.001.

Reiche, J., Hamunyela, E., Verbesselt, J., Hoekman, D. & Herold, M. 2018. Improving near-real time deforestation monitoring in tropical dry forests by combining dense Sentinel-1 time series with Landsat and ALOS-2 PALSAR-2. *Remote Sensing of Environment*, 204: 147–161. DOI:10.1016/j.rse.2017.10.034.

Rejou-Mechain, M., Muller-Landau, H. C., Detto, M., Thomas, S. C., Toan, T. L., Saatchi, S. S., ... & Brockelman, W. Y. 2014. Local spatial structure of forest biomass and its consequences for remote sensing of carbon stocks. *Biogeosciences Discussions*, 11, 5711. DOI:10.5194/bg-11-6827-2014.

Reymondin, L., Jarvis, A., Perez-Uribe, A., Touval, J., Argote, K., Coca Castro, A., Rebetez, J., Guevara, E. 2012. Terra-i. A methodology for near real-time monitoring of habitat change at continental scales using MODIS-NDVI and TRMM. DOI:10.13140/RG.2.2.15618.99520.

Rosenqvist, A. 1996. Evaluation of JERS-1, ERS-1 and Almaz SAR backscatter for rubber and oil palm stands in West Malaysia. *International Journal of Remote Sensing*, 17: 3219–2131. DOI:10.1080/01431169608949140.

Rubin, D.B. 1987. *Multiple imputation for survey nonresponse*. Wiley & Sons, New York.

Räty, M., Heikkinen, J., Korhonen, K.T., Peräsaari, J., Ihalainen, A., Pitkänen, J. & Susanna Kangas, A. 2019. Effect of cluster configuration and auxiliary variables on the efficiency of local pivotal method for national forest inventory. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34: 607–616. DOI:10.1080/02827581.2019.1662938.

SAGARPA. 2012. *Servicio de informacion agroalimentaria y de consulta 2010 (SIACON)*. Ganaderia, Secretaria de Agricultura.

Saatchi, S. S., Xu, L., Meyer, V., Ferraz, A., Yan, Y., Shapiro, A., Wittiger, L., Lee, M. Tshibusu, E. & Banks, N. 2017. Carbon Map of DRC. High resolution carbon distribution in forests of Democratic Republic of Congo. *A Summary Report of UCLA Institute of Environment & Sustainability*.

Saatchi, S. 2019. SAR methods for mapping and monitoring forest biomass. In: *The SAR Handbook, Chapter 5*. DOI:10.25966/hbm1-ej07.

Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M. & Morel, A. 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(24): 9899–9904. DOI:10.1073/pnas.1019576108.

Sandker, M. 2018. REDD+ nesting: Reducing emissions, forest monitoring and benefit sharing at multiple scales. UN-REDD Programme. (also available at www.un-redd.org/post/2018/11/28/redd-nesting-reducing-emissions-forest-monitoring-and-benefit-sharing-at-multiple-scales).

Sannier, C., McRoberts, R.E. & Fichet, L.-V. 2016. Suitability of global forest change data to report forest cover estimates at national level in Gabon. *Remote Sensing of Environment*, 173: 326–338. DOI:10.1016/j.rse.2015.10.032.

Sannier, C., McRoberts, R.E., Fichet, L.-V., Etienne Massard, K. & Makaga, E.M.K. 2014. Using the regression estimator with Landsat data to estimate proportion forest cover and net

proportion deforestation in Gabon. *Remote Sensing of Environment*, 151: 138–148. DOI:10.1016/j.rse.2013.09.015.

Sano, E., Freitas, D., Souza, R., Matos, F., & Ferreira, G. (2019). Detecting new deforested areas in the Brazilian Amazon using ALOS-2 PALSAR-2 imagery. *Kyoto & Carbon Initiative Phase 4 Reports*, p 269-277. JAXA EORC NDX-2019009.

Santoro, M. & Cartus, O. 2019. *ESA Biomass Climate Change Initiative (Biomass_cci): Global datasets of forest above-ground biomass for the year 2017, v1*. Centre for Environmental Data Analysis. [Cited 10 May 2020]. DOI:10.5285/bedc59f37c9545c981a839eb552e4084.

Scarth, P., Armston, J., Lucas, R. & Bunting, P. 2019. A structural classification of Australian vegetation using ICESat/ GLAS, ALOS PALSAR, and Landsat sensor data. *Remote Sensing*. 11: 147. DOI:10.3390/rs11020147.

Schepaschenko, D., Moltchanova, E., Shvidenko, A., Blyshchyk, V., Dmitriev, E., Martynenko, O. & Kraxner, F. 2018. Improved estimates of biomass expansion factors for Russian forests. *Forests*, 9(6): 312. DOI:10.3390/f9060312.

Schnitzer, S.A., DeWalt, S.J. & Chave, J. 2006. Censusing and measuring lianas: a quantitative comparison of the common methods 1. *Biotropica*, 38(5): 581–591. DOI:10.1111/j.1744-7429.2006.00187.x.

Schreuder, H. T., & Wood, G. B. 1986. The choice between design-dependent and model-dependent sampling. *Canadian Journal of Forest Research*, 16(2), 260-265. DOI:DOI: 10.1007/1-4020-4381-3_3.

Schreuder, H.T., Scott, C.T. & Li, H.G. 1993. Estimation with different stratification at two occasions. *Forest Science*, 39(2): 368–382. (also available at www.researchgate.net/publication/233620250_Estimation_with_Different_Stratification_at_Two_Occasions).

Schroeder, T.A., Wulder, M.A., Healey, S.P. & Moisen, G.G. 2011. Mapping wildfire and clear-cut harvest disturbances in boreal forests with Landsat time series data. *Remote Sensing of Environment*, 115(6):1421–1433. DOI:10.1016/j.rse.2011.01.022.

Scott, C.T. 1993. Optimal design of a plot cluster for monitoring. In: *Rennolls, Keith; Gertner, George, eds. The optimal design of forest experiments and forest surveys: Proceedings, IUFRO S.4.11 conference*. Rennolls, Keith; Gertner, George, eds. London, UK: University of Greenwich, London: 233-242.

Silvey, S.D. 1980. *Optimal Design*. Chapman and Hall, London.

Siqueira, P. 2019. Forest stand height estimation. In: *The SAR Handbook, Chapter 4*. DOI:10.25966/4530-7686.

Skwira, G., Schroeder, J. & Peterson, R. 2005. Surface observations of landfalling hurricane rainbands. *Mon Weather Rev*, 133(2): 454–465. DOI:10.1175/MWR-2866.1.

Smyth, C.E., Stinson, G., Neilson, E., Lemprière, T.C., Hafer, M., Rampley, G.J. & Kurz, W.A. 2014. Quantifying the biophysical climate change mitigation potential of Canada's forest sector.

Biogeosciences, 11: 441–480. DOI:10.5194/bg-11-3515-2014.

Spalding, D. 2009. *The role of forests in global carbon budgeting*. In M.L. Tyrrell, M.S. Ashton, D. Spalding & B. Gentry, eds. USA, Yale School of Forestry & Environmental Studies.

Stehman, S.V. 2009. Sampling designs for accuracy assessment of land cover. *International Journal of Remote Sensing*, 30(20): 5243–5272. DOI:10.1080/01431160903131000.

Stehman, S.V. 2013. Estimating area from an accuracy assessment error matrix. *Remote Sensing of Environment*, 132: 202–211. DOI:10.1016/j.rse.2013.01.016.

Stehman, S.V., Fonte, C.C., Foody, G.M. & See, L. 2018. Using volunteered geographic information (VGI) in design-based statistical inference for area estimation and accuracy assessment of land cover. *Remote Sensing of Environment*, 212: 47–59. DOI:10.1016/j.rse.2018.04.014.

Stelmaszczuk-Górska, M.A., Urbazaev, M., Schmullius, C., Thiel, C. 2018. Estimation of Above-Ground Biomass over Boreal Forests in Siberia Using Updated In Situ, ALOS-2 PALSAR-2, and RADARSAT-2 Data. *Remote Sensing*, 10:1550. DOI:10.3390/rs10101550.

Sternberg, M. & Shoshany, M. 2001. Influence of slope aspect on Mediterranean woody formations: comparison of a semiarid and an arid site in Israel. *Ecological Research*, 16(2): 335–345. DOI:10.1046/j.1440-1703.2001.00393.x.

Stinson, G., Kurz, W.A., Smyth, C.E., Neilson, E.T., Dymond, C.C., Metsaranta, J.M., Boisvenue, C., Rampley, G.J., Li, Q., White, T.M. & Blain, D. 2011. An inventory-based analysis of Canada's managed forest carbon dynamics, 1990 to 2008. *Global Change Biology*, 17: 2227–2244. DOI:10.1111/j.1365-2486.2010.02369.x.

Strahler, A.H., Boschetti, L., Foody, G.M., Friedl, M.A., Hansen, M.C., Herold, M. & Woodcock, C.E. 2006. Global land cover validation: recommendations for evaluation and accuracy assessment of global land cover maps. *European Communities, Luxembourg*, 51(4).

Ståhl, G., Heikkinen, J., Petersson, H., La, J.R. & Holm, S. 2014. Sample-based estimation of greenhouse gas emissions from forests – a new approach to account for both sampling and model errors. *Forest Science*, 60: 3–13. DOI:10.5849/forsci.13-005.

Särndal, C.-E., Swensson, B. & Wretman, J. 1992. *Model assisted survey sampling*. New York, USA, Springer. 693 pp.

Thompson, S.K. 2012. *Sampling*, Third Edition. Hoboken, USA, John Wiley & Sons Inc.

Tomppo, E., Gschwantner, T., Lawrence, M. & McRoberts, R.E. eds. 2010. *National forest inventories: pathways to common reporting*. Heidelberg, Germany, Springer. 610 pp.

Tomppo, E., Kuusinen, N., Mäkisara, K., Katila, M. & McRoberts, R.E. 2017. Effects of field plot configurations on the uncertainties of ALS-assisted forest resource estimates. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32(6): 488–500. DOI:10.1080/02827581.2016.1259425.

Tomppo, E., Malimbwi, R., Katila, M., Mäkisara, K., Henttonen, H.M., Chamuya, N., Zahabu, E. & Otienoc, J. 2014. A sampling design for a large area forest inventory: case Tanzania. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(8): 931–948. DOI:10.1139/cjfr-2013-0490.

Trofymow, J.A., Stinson, G. & Kurz, W.A. 2008. Derivation of a spatially explicit 86-year retrospective carbon budget for a landscape undergoing conversion from old-growth to managed forests on Vancouver Island, BC. *Forest Ecology and Management*, 256:1677–1691. DOI:10.1016/

j.foreco.2008.02.056.

United Nations Framework Convention on Climate Change. 2014. *Handbook on measurement, reporting and verification for developing country parties*. Bonn, ISBN 978-92-9219-128-3.

Vallejo, A., Reddy, R.C. & van der Linden, M. 2011. *Manual for monitoring of CDM afforestation and reforestation projects*. Part I – Standard Operational Procedures. BioCarbon Fund Report.

Vargas, C., Montalban, J., and Leon, A.A. 2019. Early warning tropical forest loss alerts in Peru using Landsat. *Environmental Research Communications*. (1)121002. DOI:10.1088/2515-7620/ab4ec3.

Verbesselt, J., Hyndman, R., Newnham, G. & Culvenor, D. 2010. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. *Remote sensing of Environment*, 114(1): 106–115. DOI:10.1016/j.rse.2009.08.014.

Verbesselt, J., Zeileis, A. & Herold, M. 2012. Near real-time disturbance detection using satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 123: 98–108. DOI:10.1016/j.rse.2012.02.022.

Vesa, L., Malimbwi, R.E., Tomppo, E., Zahabu, E., Maliondo, S., Chamuya, N., Nssoko, E., Otieno, J., Miceli, G., Kaaya, A. K. & Dalsgaard, S. 2010. National Forestry Resources Monitoring and Assessment of Tanzania (NAFORMA): Field Manual – Biophysical Survey. Ministry of Natural Resources and Tourism of Tanzania. M01-2010. 96 pp. (also available at www.fao.org/forestry/23484-05b4a32815ecc769685b21b03be44ea77.pdf).

Vieilledent, G., Gardi, O., Grinand, C., Burren, C., Andriamanjato, M., Camara, C., ... & Gond, V. 2016. Bioclimatic envelope models predict a decrease in tropical forest carbon stocks with climate change in Madagascar. *Journal of Ecology*, 104(3), 703–715. DOI: 10.1111/1365-2745.12548.

Walker, S.M., Pearson, T.H.R., Casarim, F.M., Harris, N., Petrova, S., Grais, A., Swails, E., Netzer, M., Goslee, K.M. & Brown, S. 2012. Standard Operating Procedures for Terrestrial Carbon Measurement: Version 2012. Winrock International.

Walker, W.S., Stickler, C.M., Kellndorfer, J.M., Kirsch, K.M. & Nepstad, D.C. 2010. Large-area classification and mapping of forest and land cover in the Brazilian Amazon: a comparative analysis of ALOS/PALSAR and Landsat data sources. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 3: 594–604. DOI:10.1109/JSTARS.2010.2076398.

Ware, K.D. & Cunia, T. 1962. Continuous forest inventory with partial replacement of samples. *Forest Science Monograph*. 3:40.

Waterworth, R.M. & Richards, G.P. 2008. Implementing Australian forest management practices into a full carbon accounting model. *Forest Ecology and Management*, 255: 2434–2443. DOI:10.1016/j.foreco.2008.01.004.

Wayson, C.A., Johnson, K.D., Cole, J.A., Olgún, M.I., Carrillo, O.I. & Birdsey, R.A. 2015. Estimating uncertainty of allometric biomass equations with incomplete fit error information using a pseudo-data approach: methods. *Annals of Forest Science*, 72(6): 825–834. DOI:10.1007/s13595-014-0436-7.

Weisse, M., Nogueron, R., Vicencio, R.E.V., and Castillo Soto, D.A. 2019. Use of Near-Real-Time Deforestation Alerts. A Case Study from Peru by - October 2019. (available at <https://www.wri.org/publication/use-near-real-time-deforestation-alerts>).

Westfall, J.A., Lister, A.J., Scott, C.T. & Weber, T.A. 2019. Double sampling for post-stratification in forest inventory. *European Journal of Forest Research*, 138: 375–382. DOI:10.1007/

s10342-019-01171-9.

Westfall, J.A.; Patterson, P.L.; Coulston, J.W. 2011. Post-stratified estimation: with-in strata and total sample size recommendations. *Canadian Journal of Forest Research*. 41: 1130-1139. DOI:10.1139/x11-031.

Williams, R.J., Zerihun, A., Montagu, K.D., Hoffman, M., Hutley, L.B. & Chen, X. 2005. Allometry for estimating aboveground tree biomass in tropical and subtropical eucalypt woodlands: towards general predictive equations. *Australian Journal of Botany*, 53(7): 607–619. DOI:10.1071/BT04149.

Woodcock, C.E., Allen, R., Anderson, M., Belward, A., Bindschadler, R., Cohen, W. & Wynne, R. 2008. Free access to Landsat imagery. *Science*, 320(5879): 1011–1012. DOI:10.1126/science.320.5879.1011a.

Woodcock, C.E., Loveland, T.R., Herold, M. & Bauer, M. E. 2020. Transitioning from change detection to monitoring with remote sensing: a paradigm shift. **Remote Sensing of Environment**, 238: 111558. DOI:10.1016/j.rse.2019.111558.

Woodcock, C.E., Macomber, S.A., Pax-Lenney, M. & Cohen, W.B. 2001. Monitoring large areas for forest change using Landsat: generalization across space, time and Landsat sensors. *Remote Sensing of Environment*, 78(1): 94–203. DOI:10.1016/S0034-4257(01)00259-0.

Wulder, M. A., White, J. C., Nelson, R. F., Næsset, E., Ørka, H. O., Coops, N. C., et al. 2012. Lidar sampling for large-area forest characterization: A review. *Remote Sensing of Environment*, 121, 196-209. DOI:10.1016/j.rse.2012.02.001.

Xiang, W., Liu, S., Deng, X., Shen, A., Lei, X., Tian, D. & Peng, C. 2011. General allometric equations and biomass allocation of *Pinus massoniana* trees on a regional scale in southern China. *Ecological Research*, 26(4): 697–711. DOI:10.1007/s11284-011-0829-0.

Xin, Q., Olofsson, P., Zhu, Z., Tan, B. & Woodcock, C.E. 2013. Toward near real-time monitoring of forest disturbance by fusion of MODIS and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 135(86): 234–247. DOI:10.1016/j.rse.2013.04.002.

Xu, L., Saatchi, S. S., Shapiro, A., Meyer, V., Ferraz, A., Yang, Y., et al. 2017. Spatial distribution of carbon stored in forests of the Democratic Republic of Congo. *Scientific reports*, 7, 1-12. DOI:10.1038/s41598-017-15050-z.

Yim, J-S., Shin, M-Y., Son, Y. & Kleinn, C. 2015. Cluster plot optimization for a large area forest resource inventory in Korea. *Forest Science and Technology*. 3:11,139-146. DOI:10.1080/21580103.2014.968222.

Zapata-Cuartas, M., Sierra, C.A. & Alleman, L. 2012. Probability distribution of allometric coefficients and Bayesian estimation of aboveground tree biomass. *Forest Ecology and Management*, 277: 173–179. DOI:10.1016/j.foreco.2012.04.030.

Zhu, Z. & Woodcock, C.E. 2012. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 118: 83–94. DOI: 10.1016/j.rse.2011.10.028.

Zhu, Z. & Woodcock, C.E. 2014a. Automated cloud, cloud shadow, and snow detection in multitemporal Landsat data: an algorithm designed specifically for monitoring land cover change. *Remote Sensing of Environment*, 152: 217–234. DOI:10.1016/j.rse.2014.06.012.

Zhu, Z. & Woodcock, C.E. 2014b. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 144: 152–171. DOI:10.1016/

j.rse.2014.01.011.

Zhu, Z., Wang, S., & Woodcock, C.E. 2015. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment*. 159:269–277. DOI:10.1016/j.rse.2014.12.014.

Zhu, Z., Woodcock, C.E. & Olofsson, P. 2012. Continuous monitoring of forest disturbance using all available Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 122: 75–91. DOI:10.1016/j.rse.2011.10.030.

Zhuravleva, I., Turubanova, S., Potapov, P., Hansen, M., Tyukavina, A., Minnemeyer, S. & Laporte, N. 2013. Satellite-based primary forest degradation assessment in the Democratic Republic of the Congo, 2000–2010. *Environmental Research Letters*, 8(2) DOI:10.1088/1748-9326/8/2/024034.

Zianis, D. & Mencuccini, M. 2004. On simplifying allometric analyses of forest biomass. *Forest Ecology and Management*, 187(2–3): 311–332. DOI:10.1016/j.foreco.2003.07.00.

Indice

Accord de Paris

Section 2.1, Section 6.3, Section 6.3.1, Section 6.4.3

amélioration continue

Section 1.3.6, Section 2.3.9

analyse des catégories clés

Section 2.3.9

analyse des séries temporelles

Section 2.3.8, Section 3.1.1, Section 3.1.5.2, Section 4.2.2, Encadré 30

analyse technique

Section 6.4.3, Section 6.4.4

annexe technique

Section 6.4.4

annexe technique REDD+

Section 6.4.3

approches

Section 2.3.5, Encadré 13

assurance qualité et contrôle qualité

Section 1.3.5

attribution

Section 2.3.10, Encadré 16, Section 4.2.1, Section 4.2.2

biomasse aérienne

Section 3.1.5.3, Encadré 22, Section 4.3.1, Section 4.3.1.1, Encadré 36

biomasse

Section 3.1.5.3, Section 4.3.1

biomasse souterraine

Section 4.3.1, Section 4.3.1.1

boisement

Section 2.5.1.4

bonnes pratiques

Section 2.3

capacité interne

Section 1.1.2, Section 1.3.1, Section 1.3.6

carbone organique du sol**Section 4.3.3****catégories d'affectation des terres****Section 2.3.1**, Encadré 31**changement d'affectation des terres****Section 2.3.1**, Section 2.3.10, Encadré 31**changement d'occupation du sol****Section 2.3.1**, Section 3.1.5.1, Section 4.2.2, Encadré 31**classement des données****Chapitre 4**, Section 4.1, Section 4.1.1**cohérence des séries temporelles****Section 2.3.8**, Encadré 15**cohérence**Section 2.3, **Section 2.5.2.1****combinaison des données****Chapitre 4**, Section 4.1, Section 4.1.1, Section 4.1.2, Section 4.1.3**communication****Section 1.2.4**, Encadré 7**comparable****Section 2.3****conception de l'échantillonnage**Section 3.2.1.3, Section 3.2.1.5, **Annexe A****conservation de la forêt**Section 2.5.1, **Section 2.5.1.3****contributions déterminées au niveau national****Section 6.3.1**, Section 6.3.1.1, Section 6.3.1.2, Section 6.3.1.3**déboisement**Section 2.5.1, **Section 2.5.1.1****décisions de conception****Chapitre 2****définition de la forêt**Section 2.3.3, **Section 2.3.11****définition nationale de la forêt****Section 2.3.11**

dégradation

Section 2.5.1, **Section 2.5.1.2**

dispositifs institutionnels

Chapitre 1, Encadré 2

documentation

Section 1.3.1, Section 1.3.2, **Section 1.3.4**, Section 1.4, Section 2.3, Section 6.3

données auxiliaires

Section 2.3.1, Section 3.2.2, Section 3.2.3, Encadré 28

données de référence

Chapitre 3, Section 3.1.5.2

données d'inventaire forestier

Section 3.2.1, Section 3.2.1.2, Section 3.2.1.6, Section 4.3.2

données existantes

Section 3.2.4

données optiques

Section 3.1.1

données sur les activités

Section 2.3.2, Section 2.3.5, **Section 4.2**, Section 4.2.3, Encadré 34

échantillonnage

Annexe A, Encadré 37

échantillon probabiliste

Encadré 42

éléments opérationnels

Section 1.3.1, Section 1.3.2, Section 1.3.3, Section 1.3.4, Section 1.3.5, Section 1.3.6

ensemble des données mondiales

Section 3.1, **Section 3.1.4**, Section 3.1.5.2, Section 3.1.5.3, Section 4.3.1.2

estimateurs assistés par modèle

Section 3.2.1.4, Section 4.2.3.3

estimation des réductions d'émissions

Encadré 18, Encadré 21, Encadré 22, Section 4.4, **Chapitre 5**, Section 5.1

évaluation du système

Section 1.4, **Section 1.4.1**, Section 1.4.3, Section 1.4.4, Encadré 11

évaluation technique

Section 6.4.2

exactitude

Section 2.3, Section 2.3.1

exhaustif

Section 2.3

exigences de notification

Section 1.2.2, Section 2.1

facteurs d'émissions/absorptions

Section 3.2.1.1, Section 4.4.1.1, Section 4.4.1.2

feu

Section 4.3.4

forêt plantée

Section 2.3.3, Section 2.5.1.1

forêt primaire

Section 2.3.3, Section 2.5.1.1

forêts naturelles modifiées

Section 2.3.3, Section 2.5.1.1

gaz

Section 2.3.7, Section 4.3.4

gestion durable des forêts

Section 2.5.1, Section 2.5.1.3

harmonisation des rapports

Section 2.2

imbrication

Section 2.5.2.7, Encadré 23

important

Section 2.3.9

incertitude

Section 4.2.3, Section 4.4.1.2, Section 5.1, Encadré 34, Encadré 37, Encadré 32

incertitudes réduites autant que possible

Section 2.3, Section 2.4, Section 4.2.3, Section 6.1

inférence fondée sur un modèle

Encadré 19, Encadré 20, Section 4.4.2

inférence

Section 4.4

inférence probabiliste

Section 4.4.1, Box 32, Encadré 33, Encadré 42

infranational

Section 2.5.2.7, Encadré 23

infrastructure

Section 1.3.3, Encadré 8

initiative mondiale pour l'observation des forêts

Encadré 1

institutionnalisation

Section 1.1.1

intégration

Section 2.4, Encadré 18, Encadré 20, Chapitre 5, Section 5.1

intervalle de confiance

Section 4.2.3

inventaire forestier national

Section 3.2.1, Section 3.2.1.2, Section 3.2.1.6, Section 4.3.2

inventaire national des gaz à effet de serre

Section 2.5.2.1

Lidar

Section 3.1, Section 3.1.3

litière

Section 4.3.2

mandats

Encadré 3, Section 1.2.1, Encadré 6

matière organique morte

Section 4.3.2

méthode de différence des stocks

Section 2.3.4

méthode gains-pertes

Section 2.3.4

méthodes

Section 2.3.4

modèle allométrique

Section 4.3.1.1, Encadré 35

modélisation de Niveau 3**Section 2.4.2****Monte Carlo****Section 5.2****niveau de référence pour les forêts****Section 2.5.2, Section 2.5.2.2, Section 6.4.1, Section 6.4.2****niveau****Section 2.3.6, Encadré 14****notification et vérification****Chapitre 6, Section 6.3, Section 6.4.5, Encadré 41****objectifs de surveillance et de notification****Section 2.1, Section 2.3.2****objectifs et but****Section 2.1, Section 2.3.2****observations de terrain****Section 3.2, Section 3.2.1****observations par télédétection****Section 3.1, Section 3.1.1, Encadré 24****paiements basés sur les résultats****Section 6.4.3****partenariats****Section 1.1.3, Encadré 4, Encadré 5, Encadré 6****processus****Section 1.3.1****propagation d'erreur****Section 5.2****prudence****Encadré 38****radar à synthèse d'ouverture****Section 3.1, Section 3.1.2****rapport biennal actualisé****Section 6.3.2, Section 6.4.4****rapport biennal de transparence****Section 6.3.2**

reboisement**Section 2.5.1.4****recalcul****Section 2.3.8****REDD+**Encadré 12, Section 2.5.1, **Section 6.4**, Section 6.4.5**renforcement des capacités****Section 1.1.2**, Section 1.2.1, Section 1.3.1, Section 1.3.6**renforcement des stocks de carbone forestier**Section 2.5.1, **Section 2.5.1.4****réservoir de carbone****Section 2.3.7**, Section 4.3, Section 4.3.1, Section 4.3.2, Section 4.3.3**réservoirs****Section 2.3.7****sites de surveillance régulière****Section 3.2.2****sols organiques****Section 4.3.3****spatialement explicite****Section 2.3.5****stocks de carbone forestier****Section 4.3****stratification****Section 2.3.3****système de gestion de l'information****Section 1.3.2**, Encadré 8**système national de surveillance des forêts**

Structure, Encadré 17

système opérationnelEncadré 6, **Section 1.4**, Encadré 10**systèmes d'alerte précoce****Annexe C****tenue des registres****Section 1.3.4**, Section 1.3.5

terres non forestières

Section 2.3.1

traitement des données

Chapitre 4, Encadré 29

transparence

Encadré 9, **Section 2.3**, Section 6.1

unité cartographique minimale

Section 3.1.5.1, Section 3.2

utilisation efficace des ressources

Section 1.2.3, Section 2.3.9

variation des stocks de carbone

Section 4.3

vérification

Chapitre 6, Section 6.2, Section 6.4.5, Encadré 41

Annexe A Échantillonnage

Une estimation solide et fiable du carbone dans les systèmes forestiers basés sur l'échantillonnage doit tenir compte des principes suivants:

Identification de la population

La population est le nombre total d'éléments ou d'unités étudiés. Les unités de population peuvent aller de parcelles, à des arbres et jusqu'à des points. Quel que soit le type choisi, les unités de population doivent être clairement identifiables, et les exclusions et leur traitement doivent être notés. Lorsque l'on échantillonne pour établir un modèle allométrique par exemple, l'unité logique est un arbre, mais il faut veiller à prendre en compte les différentes parties, par exemple pour les racines, quel est le diamètre minimum pratique à prendre en considération? Les parcelles d'observation et de mesure des caractéristiques des peuplements forestiers peuvent varier en taille, de 0,01 ha à plus de 1 ha, et peuvent également comprendre des groupes de sous-parcelles (reliées entre elles par leur emplacement spatial) ou des parties de parcelles où seules les sous-populations basées sur la taille sont mesurées. La forme de la parcelle peut être liée aux attributs des données obtenues par télédétection (par exemple, la taille des pixels pour les capteurs optiques) et est généralement rectangulaire, carrée ou circulaire. La taille et la forme optimales des parcelles varient en fonction des conditions de la forêt, les petites parcelles étant plus typiques des populations relativement homogènes, tandis que les grandes parcelles sont plus efficaces pour les forêts tropicales où les grands arbres entraînent une grande variation spatiale de la biomasse. La combinaison de données de terrain et de données obtenues par télédétection peut nécessiter des parcelles plus grandes pour obtenir une correspondance entre la taille de la parcelle au sol et la résolution de l'image.

Sélection des unités de population pour les échantillons

Les unités de population sont sélectionnées pour les échantillons en utilisant des approches basées sur la probabilité, le modèle ou l'intention.

Les approches basées sur la probabilité reposent sur l'attribution d'une probabilité de sélection positive et connue, à chaque unité de population. Les estimations de paramètres tels que la moyenne ou le total obtenus à partir d'échantillons probabilistes peuvent facilement être déduites pour représenter l'ensemble de la population. Par exemple, l'échantillonnage aléatoire simple, qui est le modèle le plus basique, attribue une probabilité égale à chaque individu. Des approches probabilistes plus efficaces peuvent être utilisées lorsqu'une certaine structure de la population peut être identifiée de manière fiable. Par exemple, l'échantillonnage stratifié utilise des strates de sous-populations relativement homogènes pour améliorer l'efficacité d'un effort d'échantillonnage donné. L'inférence probabiliste (ou basée sur la probabilité) requiert des échantillons probabilistes.

L'échantillonnage basé sur un modèle peut être utilisé pour sélectionner des individus afin d'optimiser une caractéristique du modèle, telle que la précision des estimations des paramètres, la couverture de la gamme sur laquelle le modèle sera appliqué, les extrêmes, les points d'inflexion, ou lorsque des relations linéaires sont prévues. La manière dont les unités de population ont été sélectionnées pour l'échantillon doit être transparente. Une fois que le modèle a été élaboré, il peut être utilisé avec une inférence basée sur un modèle pour déduire les estimations des paramètres de population. L'induction basée sur un modèle peut utiliser, mais n'exige pas, des échantillons probabilistes. Par exemple, l'induction basée sur un modèle a été utilisée avec des échantillons probabilistes acquis en utilisant des modèles tels que l'échantillonnage aléatoire stratifié (Schreuder and Wood, 1986).

L'**Encadré 42** fournit plus de détails sur l'échantillonnage probabiliste et basé sur un modèle.

L'échantillonnage ciblé consiste à sélectionner des unités d'échantillonnage en fonction de facteurs arbitraires tels que la facilité d'accès ou des conditions environnementales particulières. L'échantillonnage intentionnel est souvent associé à une surveillance intensive et à des projets de recherche à long terme pour lesquels l'induction de la population n'est pas un objectif. Toutefois, si des échantillons intentionnels doivent être utilisés à des fins d'inférence, il faut utiliser des méthodes basées sur le modèle plutôt que probabilistes, car les échantillons n'ont pas de base de randomisation ou de probabilités de sélection.

Encadré 42: Échantillonnage probabiliste et échantillonnage basé sur un modèle

L'échantillonnage probabiliste, ou basé sur la probabilité, est un système d'échantillonnage largement connu. Les unités de population sont sélectionnées pour l'échantillon selon un processus aléatoire prédéterminé basé sur la probabilité. Les exemples les plus fréquents sont les suivants:

- ▶ l'échantillonnage aléatoire simplifié, systématique;
- ▶ l'échantillonnage avec un point de départ choisi au hasard et, de préférence, une orientation choisie au hasard; et
- ▶ l'échantillonnage aléatoire stratifié.

Les approches d'échantillonnage en grappes et en double sont également courantes. Chaque unité de population doit avoir une probabilité positive connue de sélection dans l'échantillon, le processus de randomisation déterminant les unités de population particulières sélectionnées pour l'échantillon. Les probabilités sont la seule base permettant de tirer des conclusions ou des inférences généralement formulées sous forme d'énoncés de probabilité tels que des intervalles de confiance. À partir de l'échantillon sur les paramètres de la population (par exemple total ou moyen), proportion de la population avec des caractéristiques données telles que la perturbation ou l'apparition d'une espèce rare, ou la variance. Ainsi, si un échantillon est sélectionné en fonction du plan aléatoire choisi, toute inférence statistique basée sur ces probabilités est valable et les estimations ne reposent sur aucune hypothèse sur la répartition spatiale ou un autre profil de la population. En dehors des erreurs de mesure et d'observation et des erreurs de prévision des modèles allométriques, l'échantillonnage est la seule source de stochasticité prise en compte et les effets de cette incertitude peuvent être estimés. Les IFN utilisent généralement des conceptions d'échantillonnage basés sur les probabilités avec des composantes systématiques telles que des parcelles établies sur des grilles systématiques ou de manière aléatoire dans le cadre de tessellations régulières de la population où la probabilité de sélection pour chaque parcelle est égale, positive et connue. Les conceptions d'échantillonnage probabiliste n'excluent pas des probabilités inégales de sélection au sein de l'échantillon. Les exemples comprennent l'échantillonnage stratifié avec différentes intensités d'échantillonnage au niveau de la strate, l'échantillonnage proportionnel à la taille (par exemple, échantillonnage ponctuel ou échantillonnage à rayon variable) ou proportionnel à une prédiction (par exemple, volume ou hauteur estimé comme dans l'échantillonnage avec Probabilité Proportionnelle à la Prévision (3P)).

L'inférence basée sur un modèle suppose un modèle qui relie la variable de réponse (Y, ou dépendante) d'intérêt à une ou plusieurs variables prédictives (X, ou indépendantes). Un échantillon est prélevé, le modèle est adapté aux données de l'échantillon, et le modèle avec les estimations des paramètres basées sur l'échantillon est appliqué à chaque unité de population. Par exemple, un système basé sur un modèle qui utilise le LiDAR comme variable prédictive pourrait reposer sur l'hypothèse que la biomasse est linéairement liée à la hauteur moyenne

au-dessus du sol des rendements par unité de surface. Un échantillon ciblé d'emplacements de terrain pourrait être prélevé pour paramétrer ce modèle, après quoi la biomasse moyenne par unité de surface pour la forêt pourrait être estimée comme la moyenne de l'ensemble des unités de population prévues par le modèle. L'impartialité des estimateurs basés sur un modèle dépend de l'adéquation du modèle supposé et de la similarité entre les moments des variables prédictives pour l'échantillon utilisé pour établir le modèle et les moments pour la population à laquelle le modèle est appliqué. Alors que l'incertitude pour l'inférence probabiliste est principalement basée sur la variabilité de la population, l'incertitude pour l'inférence basée sur un modèle est principalement basée sur l'incertitude des estimations des paramètres du modèle, l'incertitude résiduelle autour des prédictions du modèle, et la corrélation spatiale entre les valeurs résiduelles.

Remarques relatives à la taille de l'échantillon

Pour sélectionner un échantillon au sol, la première étape consiste à déterminer la taille de l'échantillon, qui peut être prédéterminée en raison de facteurs tels que le budget disponible et/ou la précision requise. La taille de l'échantillon doit être suffisante pour saisir la variabilité de la population et pour permettre que l'exactitude et la précision des estimations des moyennes de population répondent aux objectifs visés. Pour l'échantillonnage probabiliste, on procède à une estimation prédéterminée de la taille de l'échantillon nécessaire pour obtenir la précision souhaitée. Les tailles d'échantillon prédéterminées pour produire des estimations précises utiles à la population ciblée (ou sous-population ou strate), ou pour estimer les paramètres dans le cas d'un échantillonnage basé sur un modèle, doivent être basées sur des estimations de la variabilité des (sous-)populations, qui peuvent provenir de données existantes ou d'enquêtes préliminaires. Les estimations utiles sont souvent définies en termes de précision souhaitée qui, dans de nombreux cas, est prise à 10 pour cent par défaut à l'intervalle de confiance de 95 pour cent. Pour un échantillonnage aléatoire simple ou systématique de la population, ou d'une strate au sein de la population, la taille estimée de l'échantillon nécessaire est:

Équation 60

$$n = \frac{t^2 \sigma^2}{P^2}$$

où CV est le coefficient de variation attendu, exprimé en pourcentage et calculé comme le rapport entre l'écart-type de l'échantillon ou un écart-type résiduel du modèle et la moyenne de l'échantillon; P est le rapport entre la demi-largeur de l'intervalle de confiance souhaité et la moyenne de l'échantillon, également exprimé en pourcentage de la moyenne; et t est tiré de la distribution t avec n-q degrés de liberté, où q est le nombre de paramètres estimés, au niveau de confiance souhaité, généralement 0,05 qui correspond à un intervalle de confiance de 95 pour cent. La taille des échantillons pour détecter des événements rares tels que le déboisement peut devoir être relativement importante lorsqu'on utilise un échantillonnage aléatoire simple. Par exemple, en supposant un échantillonnage aléatoire simple, la taille des échantillons de $n > 300$ peut être nécessaire si les zones de perturbations forestières annuelles prévues sont de l'ordre de 1 pour cent seulement de la zone de la population. L'échantillonnage stratifié peut être utilisé pour réduire considérablement la taille requise des échantillons.

Pour l'échantillonnage basé sur un modèle, des estimations préliminaires des paramètres du modèle basées sur des études antérieures ou des connaissances d'experts sont utilisées pour guider la sélection de l'échantillon. En statistique, l'échantillonnage basé sur un modèle est souvent jugé le meilleur (Silvey, 1980; O'Brien and Funk, 2003).

Échantillonnage supplémentaire

Un échantillonnage supplémentaire peut être nécessaire lorsque les données acquises dans le cadre d'un programme d'échantillonnage basé sur les parcelles, tel qu'un IFN, ne donnent pas de résultat satisfaisant. Un exemple fréquent est la précision insuffisante de l'estimation d'un paramètre de population, en particulier un paramètre de variation pour l'estimation duquel l'échantillonnage original n'a pas été spécifiquement conçu. En outre, il peut être nécessaire d'étendre l'échantillon à de nouvelles zones. Les exemples concernent la nécessité d'étendre l'échantillon original aux terres initialement exclues en raison de facteurs comme les critères de propriété ou les différentes définitions des terres forestières. Si des estimateurs probabilistes doivent être utilisés, il faut faire preuve de prudence dans le choix des unités d'échantillonnage supplémentaires et s'assurer que l'échantillon augmenté conserve

son caractère probabiliste.

Une solution qui peut être facilement mise en œuvre, quelle que soit la conception de l'échantillonnage original, consiste à sélectionner un échantillon probabiliste entièrement nouveau, à calculer des estimations pour chaque échantillon séparément, puis à combiner les estimations en pondérant les deux estimations, peut-être par inversion de leurs estimations de variance respectives. Il est important de noter que la conception de l'échantillonnage de l'échantillon augmenté ne doit pas nécessairement être la même que celle de l'échantillon original, bien que l'échantillon doive être probabiliste.

Un échantillon aléatoire simple et original peut facilement être augmenté en sélectionnant simplement au hasard des unités d'échantillonnage supplémentaires au sein de la population existante. Dans le cadre d'une extension de la population à de nouvelles zones, la même intensité d'échantillonnage que celle utilisée pour la population d'origine peut être utilisée pour les nouvelles zones. Pour l'échantillonnage aléatoire stratifié avec échantillonnage aléatoire simple à l'intérieur des strates, une précision insuffisante peut être corrigée par un échantillonnage aléatoire simple supplémentaire à l'intérieur des strates. Pour l'extension d'un échantillon stratifié à de nouvelles zones, une solution relativement facile consiste simplement à définir la nouvelle zone comme une strate supplémentaire. Il convient d'éviter d'essayer d'augmenter un échantillon stratifié avec différentes intensités d'échantillonnage à l'intérieur de la strate en utilisant une autre stratification augmentée. Dans ce cas, l'échantillonnage supplémentaire devra très probablement être adapté individuellement pour les nouvelles strates définies par les intersections des stratifications originales et augmentées. Il peut en résulter un grand nombre de nouvelles strates, dont certaines peuvent être assez petites, mais qui nécessiteront toutes une taille d'échantillon adéquate.

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour augmenter un échantillon systématique original afin d'accroître la précision. Si on utilise une grille, l'espacement de la grille dans une ou deux directions peut être réduit. Ou, si les emplacements des parcelles ont été sélectionnés à l'origine à l'intérieur de polygones réguliers, des parcelles supplémentaires peuvent être sélectionnées à l'intérieur de ces polygones. Si la taille de l'échantillon qui en résulte est alors trop grande, on peut choisir un échantillon systématique des nouveaux emplacements des parcelles, sachant que l'échantillon résultant pourrait ne pas être exactement systématique sur le plan spatial. Les méthodes d'élargissement d'un échantillon systématique original à de nouvelles zones dépendent de la nature de ces nouvelles zones. Si la nouvelle zone est entièrement contenue à l'intérieur des limites spatiales de la population d'origine, les emplacements des parcelles quadrillées qui étaient initialement exclus peuvent simplement être inclus. Si la nouvelle zone se trouve en dehors des limites spatiales de la population d'origine, la grille peut simplement être étendue à la nouvelle zone.

Si l'on utilise un estimateur probabiliste, un estimateur assisté par un modèle ou basé sur un modèle, un échantillon intentionnel peut être choisi pour améliorer les caractéristiques du modèle, comme la précision de prédiction aux extrêmes des plages des variables indépendantes. L'échantillon original et intentionnel combiné peut être utilisé pour construire le modèle pour l'inférence assistée et basée sur un modèle. Cependant, bien que l'échantillon combiné puisse être utilisé pour évaluer l'incertitude dans l'inférence basée sur le modèle, seul l'échantillon probabiliste original peut être utilisé pour estimer la moyenne de population assistée par le modèle et sa variance.

Remarques supplémentaires lors de l'élaboration d'inférences pour la population cible

Lorsque les paramètres de la population sont estimés à partir de la somme des sous-échantillons ou des modèles distincts ou des relations, le double comptage des réservoirs doit être évité. Toutes les sources d'incertitude doivent, dans la mesure du possible, être identifiées et leurs effets estimés. Il s'agit notamment de la variabilité de l'échantillonnage, des erreurs d'observation et de mesure, et de

l'incertitude des prédictions du modèle.

Pour atteindre les objectifs d'échantillonnage et de modélisation souhaités, une stratification par climat (précipitations, température) ou par grandes conditions environnementales (altitude, topographie, type de sol), éventuellement intégrée dans des zones bio-géo-climatiques, est souvent nécessaire. Les réseaux de stations météorologiques et les archives historiques peuvent être améliorés par des approches de modélisation spatiale afin de développer les surfaces climatiques et de les utiliser comme données d'entrée dans les modèles, ou pour une stratification plus efficace.

Les parcelles permanentes peuvent être utilisées pour améliorer la précision d'estimation du changement lorsqu'elles sont mesurées à plusieurs reprises au fil du temps, et permettent en outre d'estimer les composantes du changement: en termes de croissance, d'accrétion, de mortalité et de prélèvements. Toutefois, si ces parcelles sont traitées d'une manière qui est différente du reste de la forêt (par exemple pas récoltées ou réduites de la même manière), ou si la population d'origine change en raison de l'élimination de types de terre sans retrait correspondant de parcelles, l'échantillon de parcelles permanentes ne sera plus représentatif de la forêt actuelle. Les données obtenues par télédétection, telles que celles du couvert forestier ou des perturbations, peuvent être utilisées pour déterminer si les parcelles permanentes ont été traitées d'une manière non représentative. Si les parcelles permanentes ne sont plus représentatives d'une forêt plus grande, de nouvelles parcelles peuvent être nécessaires pour représenter plus précisément l'état actuel de la forêt. Si un sous-ensemble de parcelles déjà établies continue à être représentatif, il peut continuer à être utilisé en étant considéré comme une ou plusieurs strates.

Autrement, des parcelles permanentes peuvent être incorporées dans une approche dans laquelle les modèles et les variables auxiliaires obtenues par télédétection sont utilisés pour augmenter la précision. L'échantillonnage avec des systèmes de remplacement partiel, où une proportion de parcelles est remplacée à chaque période de mesure, a été utilisé dans le passé comme un compromis pour l'estimation du changement et de l'état actuel, bien que cela ait été jugé comme un compromis complexe et difficile à maintenir (Kohl, *et al.*, 2015).

Références

- Kohl, M.; Scott, C.T.; Lister, A.J.; Demon, I.; Plugge, D. 2015. Avoiding treatment bias of REDD+ monitoring by sampling with partial replacement. *Carbon Balance and Management*. 10:11.
- O'Brien, T.E., Funk, G.M., 2003. A gentle introduction to optimal design for regression models. *The American Statistician* 57(4): 265-267.
- Silvey, S. 1980. *Optimal design: An introduction to theory for parameter estimation*. Pays-bas: Springer. 86 p.
- Wood, G.B., Schreuder, H.T. 1986. Implementing point-Poisson and point-model based sampling in forest inventory. *Forest Ecology and Management* 14: 141-156.

Annexe B Efficacités relatives

Cette annexe contient les résultats et les références bibliographiques à l'appui des conclusions résumées dans **Section 3.1.4**, et dans **Encadré 26**.

Tableau 29: Tableau Efficacité relative des cartes nationales par rapport aux cartes sur les F/NF et leurs changements basées sur le GFC de l'UMD pour le Gabon

Type de carte/ données obtenues par télédétection	Biome/type de forêt	Variante cible	Efficacité relative de l'utilisation des cartes nationales par rapport aux cartes mondiales	% de réduction dans la taille de l'échantillon
Carte UMD avec MMU des F/NF à 1 ha du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 30 pour cent	Forêt tropicale humide	Superficie forestière	9,5	89,4
Carte UMD sans MMU des F/NF du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 30 pour cent	Forêt tropicale humide	Superficie forestière	9,2	89,1
Carte UMD avec MMU des F/NF à 1 ha du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 70 pour cent	Forêt tropicale humide	Superficie forestière	3,8	73,6
Carte UMD sans MMU des F/NF du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 70 pour cent	Forêt tropicale humide	Superficie forestière	3,8	73,8
Carte UMD avec MMU des F/NF à 1 ha du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 30 pour cent	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	2	49,7
Carte UMD sans MMU des F/NF du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 30 pour cent	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	2,6	61
Carte UMD avec MMU des F/NF à 1 ha du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 70 pour cent	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	4,6	78,3
Carte UMD sans MMU des F/NF du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 70 pour cent	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	2,6	61,6

Type de données de référence: interprétation indépendante d'imagerie satellite

Tableau 30: Tableau Efficacité relative des cartes nationales sur les F/NF et leurs changements et les cartes basées sur le GFC de l'UMD par rapport aux données d'échantillons pour le Gabon

Type de carte/ données obtenues par télédétection	Biome/type de forêt	Variante cible	Efficacité relative de l'utilisation des cartes	% de réduction dans la taille de l'échantillon
Carte nationale des F/NF	Forêt tropicale humide	Superficie forestière	57,7	98

Type de carte/ données obtenues par télé-détection	Biome/type de forêt	Variable cible	Efficacité relative de l'utilisation des cartes	% de réduction dans la taille de l'échantillon
Carte UMD avec MMU des F/NF à 1 ha du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 30 pour cent	Forêt tropicale humide	Superficie forestière	6,1	83,6
Carte UMD sans MMU des F/NF du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 30 pour cent	Forêt tropicale humide	Superficie forestière	6,3	84
Carte UMD avec MMU des F/NF à 1 ha du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 70 pour cent	Forêt tropicale humide	Superficie forestière	15,3	93,4
Carte UMD sans MMU des F/NF du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 70 pour cent	Forêt tropicale humide	Superficie forestière	15,1	93,4
Carte nationale des F/NF	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	2,66	62,4
Carte nationale des F/NF	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	1,12	10,9
Carte UMD avec MMU des F/NF à 1 ha du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 30 pour cent	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	0,57	n/a
Carte UMD sans MMU des F/NF du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 30 pour cent	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	0,44	n/a
Carte UMD avec MMU des F/NF à 1 ha du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 70 pour cent	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	0,24	n/a
Carte UMD sans MMU des F/NF du couvert arboré GFC ayant un seuil de couvert de 70 pour cent	Forêt tropicale humide	Variation nette de la superficie forestière	0,43	n/a

Type de données de référence: interprétation indépendante d'imagerie satellite

Tableau 31: Tableau Efficacité relative des données nationales sur les F/NF basées sur le GFC de l'UMD par rapport aux données d'échantillons pour la Tanzanie

Type de carte/ données obtenues par télé-détection	Biome/type de forêt	Variable cible	Efficacité relative de l'utilisation des cartes	% de réduction dans la taille de l'échantillon
Carte mondiale de l'UMD (couvert arboré et nombres digitaux Landsat dans les mosaïques). Calibrée à la définition locale de la forêt.	Terres boisées du Miombo	Superficie forestière	1,4	29%

Type de carte/ données obtenues par télé-détection	Biome/type de forêt	Variabale cible	Efficacité relative de l'utilisation des cartes	% de réduction dans la taille de l'échantillon
Carte mondiale de l'UMD. Couvert arboré avec un seuil de couvert de 10 pour cent.	Terres boisées du Miombo	Superficie forestière	1	0%
Carte mondiale de l'UMD. Couvert arboré avec un seuil de couvert de 20 pour cent.	Terres boisées du Miombo	Superficie forestière	1,2	17%
Carte mondiale des forêts/non forêts ALOS PALSAR. Calibrée à la définition locale de la forêt.	Terres boisées du Miombo	Superficie forestière	1,7	41%
Carte mondiale des forêts/non forêts ALOS PALSAR.	Terres boisées du Miombo	Superficie forestière	1,5	33%
Images optiques satellites RapidEye. Calibrée à la définition locale de la forêt.	Terres boisées du Miombo	Superficie forestière	2	50%
Carte mondiale de l'UMD (couvert arboré). Calibrée à la définition locale de la forêt.	Terres boisées du Miombo	Superficie forestière	1,8	44%
Images optiques satellites RapidEye. Calibrée à la définition locale de la forêt.	Terres boisées du Miombo	Superficie forestière	1,7	41%

Type de données de référence: Inventaire national de parcelles de base (premiers 6 cas; photo interprétation des images visuelles (cas 7 et 8).

Références

Desclée, B., Mayaux, P., Hansen, M., Lola Amani, P., Sannier, C. Mertens, B., Haüsler T., Ngamabou Siwe, R., Poilvé, H., Gond, V., Rahm, M., Haarpainter, J., Kibambe Lubamba, J.P. (2014) Evolution of forest cover area at a national and regional scale and drivers of change in The forests of the Congo basin-State of the forest 2013. Eds: deWasseige C., Flynn J., LouppeD., Hiol Hiol F., Mayaux Ph. 2014. Weyrich. Belgique. 328 pp.

Næsset, E., Ørka, H.O., Solberg, S., Bollandsås, O.M., Hansen, E.H., Mauya, E., Zahabu, E., Malimbwi, R., Chamuya, N., Olsson, & H. Gobakken, T. 2016. Mapping and estimating forest area and aboveground biomass in miombo woodlands in Tanzania using data from airborne laser scanning, TanDEM-X, RapidEye, and global forest maps as auxiliary information: A comparison of estimated precision. *Remote Sensing of Environment*, 175: 282-306.

Ørka, H.O. 2015. Accuracy assessment of global forest maps and high-resolution satellite imagery for forest area estimation in a first phase of MRV for REDD+. Report to the Norwegian Space Centre, 29 juin 2015, npn publié, 19 pp.

Sannier, C., McRoberts, R. E., & Fichet, L. (2016). Suitability of Global Forest Change data to report forest cover estimates at national level in Gabon. *Remote Sensing of Environment*. 173:326-338.

Annexe C Systèmes d'alerte précoce

La surveillance des forêts par satellite est devenue une partie intégrante de la surveillance de REDD+, mais la plupart des évaluations sont effectuées sur une base annuelle ou bisannuelle et ne détectent les changements forestiers que bien après qu'ils se soient produits. Au-delà de la surveillance des changements historiques d'occupation au sol, la surveillance par satellite peut également jouer un rôle en informant les interventions de réduction des émissions grâce à l'utilisation de systèmes d'alerte précoce (EW) en temps quasi réel qui détectent la perte de couvert forestier quotidiennement, hebdomadairement ou mensuellement. La fréquence et la faible latence des systèmes d'alerte précoce permettent de réagir rapidement aux événements de déboisement, ce qui pourrait stopper la poursuite du défrichement des forêts.

Malgré le fait que les systèmes d'alerte précoce et le système de surveillance et de notification REDD+ peuvent faire partie du système national de surveillance des forêts d'un pays et peuvent s'appuyer sur des images satellite, les systèmes d'alerte précoce présentent généralement un certain nombre de différences par rapport aux systèmes MNV :

- ▶ **Objectifs** - La différence la plus fondamentale entre les systèmes d'alerte précoce et les systèmes MNV est que les premiers sont conçus comme un outil permettant d'évaluer rapidement le déboisement afin de mettre en place une action de réponse, plutôt que comme une obligation de notification. Ceci a de nombreuses implications pour les propriétés énumérées ci-dessous.
- ▶ **Capteurs** - Les données de base et les données historiques sont généralement moins importantes pour les systèmes d'alerte précoce que pour les MNV, puisque les données les plus importantes des systèmes d'alerte précoce concernent ce qui s'est passé récemment. Cela signifie que des capteurs plus récents, tels que ceux du programme européen Copernicus, peuvent être plus faciles à utiliser pour les systèmes d'alerte précoce que pour les MNV. Au contraire, la fréquence d'observation est essentielle, car elle permet de détecter plus rapidement les perturbations forestières. Les systèmes d'alerte précoce bénéficient souvent de données radar (ou radar en combinaison avec des données optiques), car les nuages et la fumée qui limitent souvent la fréquence des capteurs optiques dans les tropiques n'affectent pas les signaux micro-ondes (radar).
- ▶ **Méthodes** - Les systèmes d'alerte précoce tirent souvent parti du détail temporel complet des données des séries temporelles, ce qui est utile pour la détection précise de la perte de couverture forestière. Les méthodologies varient, mais peuvent utiliser une approche probabiliste pour permettre l'inclusion de flux de données provenant de plusieurs capteurs. Les seuils de probabilité auxquels le déboisement est signalé peuvent être fixés pour modifier la probabilité d'erreurs de commission ou d'omission, en fonction des besoins des parties prenantes. Par exemple, certaines parties prenantes qui répondent aux alertes précoces sur des zones étendues peuvent avoir une tolérance très faible pour les erreurs de commission, en raison du coût élevé des interventions sur le terrain (au détriment des omissions plus importantes). Ceux qui effectuent des patrouilles régulières dans des zones plus petites, par exemple un parc national, peuvent être en mesure de tolérer un niveau plus élevé de faux positifs afin de réduire les omissions. Bien que les méthodes de pré-traitement des données provenant de nombreux capteurs soient bien développées, il reste encore quelques défis à relever, en particulier pour les flux de données les plus récents. Plusieurs mesures doivent être prises pour combiner les données provenant de différents capteurs, et celles par co-enregistrement. Dans les forêts saisonnières, la normalisation spatiale est couramment utilisée pour tenir compte des effets saisonniers sur les séries temporelles. Les données de référence (observation de terrain, ou images optiques à haute résolution) sont souvent utilisées pour calibrer et évaluer la précision de ces systèmes (Reiche *et al.*, 2018). Dans de nombreux

cas, un masque forestier est appliqué afin de réduire les erreurs de commission provenant de zones non forestières (Sano *et al.*, 2019). Différents masques forestiers (avec des définitions différentes) peuvent potentiellement être appliqués par les utilisateurs. L'automatisation est également souvent nécessaire pour les systèmes d'alerte précoce afin d'assurer des mises à jour régulières et ponctuelles des données. Au minimum, les mises à jour manuelles des systèmes d'alerte précoce devraient disposer d'un personnel suffisant et d'un niveau de priorité suffisant pour assurer un fonctionnement continu.

- ▶ **Obligation de rendre des compte / exigences relatives à l'élaboration de rapports** - Les systèmes d'alerte précoce ne sont pas soumis au même ensemble de règles et d'exigences que les systèmes MNV. Les systèmes d'alerte précoce devraient être développés en fonction des besoins des parties prenantes concernées. Les règles de comptabilisation précise des estimations de superficie (données sur les activités) ne s'appliquent pas, car l'objectif est de détecter rapidement les perturbations forestières plutôt que d'en estimer précisément l'étendue. De même, la précision du système devrait être ajustée en fonction des besoins des parties prenantes, plutôt qu'en fonction d'une quelconque exigence (Reiche *et al.*, 2018). Les pays ne sont pas obligés de créer leurs propres systèmes d'alerte précoce et peuvent utiliser les systèmes mondiaux ou privés existants comme outil s'ils le souhaitent.
- ▶ **Cycle de mise à jour** - Alors que les données du MNV sont généralement générées en fonction des cycles de notification, les systèmes d'alerte précoce sont plus susceptibles d'être fournis en continu, dès que de nouvelles alertes sont générées, afin de permettre des réponses rapides aux perturbations forestières détectées. De nombreux systèmes d'alerte se mettent à jour avec une régularité quotidienne, hebdomadaire, bihebdomadaire ou mensuelle.
- ▶ **Détail thématique** - Les systèmes d'alerte précoce se limitent généralement à la perte du couvert forestier, plutôt qu'aux émissions de carbone, car il n'est pas clair comment les informations sur les émissions amélioreraient les actions de surveillance. Des informations supplémentaires sont généralement nécessaires pour évaluer si le dommage est d'origine anthropique, illégal et/ou nécessite des mesures supplémentaires. Des données auxiliaires (par exemple, les limites des zones protégées et des concessions) peuvent souvent aider dans cette étape. Certains utilisent également des images satellite à haute fréquence et à haute résolution pour vérifier les alertes précoces et fournir un contexte supplémentaire des facteurs moteurs qui les ont déclenchées. Certains systèmes commerciaux permettent aux utilisateurs de filtrer/prioriser les alertes précoces en fonction de certains critères, et plusieurs pays ont mis au point leurs propres méthodes pour hiérarchiser les actions de suivi.
- ▶ **Parties prenantes** - Si les parties prenantes des systèmes MNV sont souvent des organismes internationaux, les systèmes d'alerte précoce sont plus généralement conçus et fournis aux parties prenantes dans le pays qui ont la capacité de suivre les alertes précoces, telles que les agences d'application de la loi, les gestionnaires de zones protégées, les propriétaires fonciers privés et les organisations de la société civile sur le terrain.
- ▶ **Circulation des informations** - Comme l'objectif des systèmes d'alerte précoce est de fournir des informations en vue d'une action, les données et les informations créées par un système d'alerte précoce doivent être transmises aux acteurs appropriés pour le suivi. Les pays qui travaillent avec des systèmes d'alerte précoce doivent avoir des dispositifs institutionnels appropriés pour permettre le partage des données entre les agences qui créent le système et celles qui l'utilisent. La mise à disposition publique des informations créées par les systèmes d'alerte précoce peut également être utile, pour encourager l'utilisation par les propriétaires fonciers, la société civile et d'autres acteurs.

- ▶ **Réponse** - Pour être efficaces, les systèmes d'alerte précoce doivent donner lieu à une action de suivi quand un déboisement illicite est détecté. Les mesures exactes prises varient selon le contexte mais elles peuvent être une opération sur le terrain, le dépôt d'une plainte officielle, la destruction du matériel utilisé pour déboiser les terres ou l'imposition d'une amende à l'auteur de l'infraction.

Compte tenu de ces différences, un système d'alerte précoce ne peut pas remplacer un système MNV, et vice versa. Souvent, les deux sont nécessaires pour répondre aux besoins des acteurs concernés.

Plusieurs pays ont maintenant créé ou utilisent des systèmes d'alerte précoce pour détecter le déboisement illicite et agir en conséquence. Par exemple, le Programme national de conservation des forêts pour l'atténuation du changement climatique (PNCBMCC) du ministère de l'Environnement du Pérou a commencé à adopter des alertes de déboisement à partir de systèmes mondiaux depuis 2015, et depuis 2018, il exploite son propre système d'alerte précoce (Vargas *et al.*, 2019). Le cas du Pérou exemplifie plusieurs caractéristiques du système d'alerte précoce décrites ci-dessus :

- ▶ **Objectifs** - Le PNCBMCC avait déjà mis en place un système de MNV en 2015 pour les rapports, mais voulait également un système d'alerte précoce afin d'évaluer régulièrement l'état de déboisement sur les sites des projets de son programme de transfert direct conditionnel avec les communautés indigènes. Depuis la mise en place du système, il a également renforcé la collaboration avec le service des parcs et les procureurs régionaux de l'environnement, qui utilisent régulièrement les informations pour identifier d'éventuels déboisements illicites afin d'appliquer les recours légaux.
- ▶ **Capteurs** - Actuellement, le Pérou utilise Landsat à la fois pour son système MNV et son système d'alerte précoce. Cependant, le PNCBMCC expérimente également des capteurs radar tels que ALOS-2 PALSAR-2 pour son système d'alerte précoce, car en Amazonie à cause de la couverture nuageuse, l'imagerie optique a souvent des retards dans la détection du déboisement.
- ▶ **Méthodes** - Le système d'alerte précoce utilise une approche de démixtion spectrale directe qui est similaire à celle de la surveillance annuelle de la perte de couverture forestière au Pérou (Vargas *et al.*, 2019). Cependant, l'approche du système d'alerte précoce est moins rigoureuse, par exemple en ce qui concerne la détection de la couverture nuageuse et l'élimination des erreurs après le traitement.
- ▶ **Obligation de rendre des comptes / exigences relatives à l'élaboration de rapports** - Le PNCBMCC a utilisé à l'origine les systèmes mondiaux d'alerte précoce, GLAD et JJ-FAST, pour la surveillance en temps quasi réel, car il n'y avait pas d'exigences concernant la propriété des pays. Puis, lorsqu'il a prouvé l'utilité de l'alerte précoce et qu'il a eu une idée claire de ce qu'il voulait améliorer, il a développé son propre système qui est plus adapté au contexte local, par exemple, en détectant mieux les routes forestières, en réduisant les faux positifs dans les zones inondées et en détectant mieux les petites parcelles de déboisement.
- ▶ **Cyclicité de la mise à jour** - Les données sur les activités du Pérou pour le MNV sont mises à jour sur une base annuelle, avec quelques étapes de post-traitement manuel. En attendant, les alertes précoces sont mises à jour de manière semi-automatique sur une base hebdomadaire.
- ▶ **Détail thématique** - Le système d'alerte précoce ne prend en compte que la perte de forêt tropicale humide. Le PNCBMCC fournit également des couches de données supplémentaires sur sa plateforme web publique Geobosques, telles que des images satellite récentes et les limites des zones protégées et des concessions, afin d'aider les utilisateurs à prioriser les alertes. En outre, il fournit également des rapports plus détaillés, avec des images avant et après, aux agences partenaires pour des domaines d'intérêt particuliers comme par exemple les zones protégées.

- ▶ **Parties prenantes** - Ces alertes ont été d'un grand intérêt pour le programme des transferts directs conditionnels du PNCBMCC, qui récompense les communautés indigènes pour la conservation des forêts sur leurs territoires. Les alertes sont également utilisées régulièrement par le service des zones protégées et le bureau du procureur de l'environnement du Pérou, ainsi que par les organisations de la société civile et les communautés, qui accèdent aux alertes via la plateforme Geobosques.
- ▶ **Circulation des informations** - Le PNCBMCC a cherché à rendre les alertes facilement disponibles et accessibles au public grâce à sa plateforme Geobosques, qui permet aux utilisateurs de visualiser et de télécharger les données, ainsi que de s'inscrire pour recevoir des notifications de nouvelles alertes dans leur domaine d'intérêt. Le ministère assure une formation régulière sur la plateforme, en mettant l'accent sur le personnel du service des zones protégées et du bureau du procureur de l'environnement du Pérou. L'équipe crée également des rapports plus détaillés avec des images avant et après pour des zones d'intérêt particulières, telles que les zones protégées, ou des défrichements particulièrement importants, qui sont envoyées à l'autorité compétente.
- ▶ **Réponse** - Pour leur programme de transferts directs conditionnels, les communautés sont invitées à fournir un rapport de terrain pour toute alerte détectée dans leur zone de conservation. S'il s'avère que la communauté a violé son accord, elle peut être retirée du programme. Le service des zones protégées utilise également régulièrement des alertes pour aider à planifier les patrouilles et à identifier les zones potentielles d'activités illégales. S'ils trouvent des preuves d'illégalité, ils peuvent détruire le matériel et faire intervenir le bureau du procureur de l'environnement. De nombreuses autres organisations de la société civile au Pérou utilisent ces alertes et celles des systèmes mondiaux pour hiérarchiser les efforts de patrouille, fournir des preuves supplémentaires d'illégalité dans les recours juridiques et dénoncer le déboisement illicite.

De plus amples informations sur les alertes précoces au Pérou, ainsi que sur les succès et les défis rencontrés dans leur utilisation, sont disponibles dans Weisse *et al.*, 2019.

Pour les pays qui cherchent à explorer les systèmes d'alerte précoce, plusieurs systèmes d'alerte précoce pan-tropicaux existent déjà et sont accessibles au public, notamment: **GLAD alerts** de l'Université du Maryland et de Global Forest Watch (Hansen *et al.*, 2016), **Terra-i** du Centre international d'agriculture tropicale (Reymondin *et al.*, 2012), et le système radar **JJ-FAST** de l'Agence japonaise de coopération internationale (JICA) et de l'Agence japonaise d'exploration aérospatiale (JAXA). En outre, des outils tels que SEPAL et Google Earth Engine comprennent des fonctionnalités et des modules permettant de créer des systèmes d'alerte précoce. Un certain nombre de gouvernements nationaux dans les tropiques gèrent leurs propres systèmes d'alerte précoce, comme au Brésil (Diniz *et al.*, 2015), au Pérou (Vargas *et al.*, 2019), en Colombie et en Équateur.

Références

C. G. Diniz et al., (2015). DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. dans *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, vol. 8, no. 7, pp. 3619-3628, juillet 2015, doi: 10.1109/JSTARS.2015.2437075.

Hansen, M.C., Krylov, A., Tyukavina, A., Potapov, P.V., Turubanova, S., Zutta, B., Ifo, S., Margono, B., Stolle, F., Moore, R. (2016). Humid tropical forest disturbance alerts using Landsat data. *Environmental Research Letters*, Volume 11, Numéro 3

Reiche, J., Hamunyela, E., Verbesselt, J., Hoekman, D. & Herold, M. (2018). Improving near-real time deforestation monitoring in tropical dry forests by combining dense Sentinel-1 time series with

Landsat and ALOS-2 PALSAR-2. *Remote Sensing of Environment*, 204: 147–161.

Reymondin et al. (2012). A methodology for near real-time monitoring of habitat change at continental scales using MODIS-NDVI and TRMM

Sano E., Freitas D., Souza R., Matos F. and Ferreira G (2019). “Detecting new deforested areas in the Brazilian Amazon using ALOS-2 PALSAR-2 imagery”, *Kyoto & Carbon Initiative Phase 4 Reports*, p 269-277. JAXA EORC NDX-2019009.

Vargas, C., Montalban, J. and Leon, A.A. (2019). Early warning tropical forest loss alerts in Peru using Landsat. *Environmental Research Communications*, Volume 1, Numéro 12

Weisse, M., Nogueron, R., Vicencio, R.E.V. and Castillo Soto, D.A. (2019). Use of Near-Real-Time Deforestation Alerts. A Case Study from Peru. *Institut des ressources mondiales*.



Global Forest Observations Initiative Programme Office
Food and Agriculture Organization of the United Nations
Headquarters

Viale delle Terme di Caracalla
00153 Rome, Italy
Email: office@gfoi.org

www.gfoi.org