

Thèse

En vue de l'obtention du grade de
Docteur de l'université de Guyane

Spécialité : *Sciences forestières*

Présentée et soutenue publiquement le 29/05/2024 par :

GUILLAUME SALZET

Etude de la durabilité de la filière forêt-bois de Guyane française

Approche spatialisée de modélisation des services écosystémiques

JURY

Bruno HERAULT	Chercheur CIRAD	Rapporteur
Marie Ange NGO BIENG	Chercheuse CIRAD	Rapporteuse
Serge GARCIA	Directeur de recherche INRAE	Examineur
Xavier MORIN	Directeur de recherche CNRS	Président

Unités de Recherche :

*Bureau d'Economie Théorique et Appliquée
UMR d'Ecologie des Forêts de Guyane*

Directeur et encadrante de thèse :

Sylvain CAURLA et Méline AUBRY-KIENTZ



Bureau d'économie théorique et appliquée
UMR d'Ecologie des Forêts de Guyane



Résumé

La Guyane française, caractérisée par une vaste forêt tropicale humide couvrant 96 % de son territoire, est un point clé de biodiversité en France. Cependant, cette biodiversité est menacée par l'exploitation forestière croissante, répondant à une demande sociale en hausse. L'État français, principal propriétaire des forêts guyanaises, les gère via l'Office National des Forêts, avec une politique conservatoire et des méthodes d'exploitation à faible impact.

Cette thèse vise à analyser de manière intégrée les enjeux de conservation et de production de bois pour la Guyane. Le premier chapitre examine les spécificités historiques et actuelles de la filière forêt-bois, soulignant son importance économique tout en mettant en lumière les pressions exercées sur les écosystèmes forestiers. Les chapitres suivants se penchent sur les différentes dimensions de la gestion forestière en Guyane.

Le chapitre 2 évalue l'évolution de la composition en espèces d'arbres à l'échelle régionale, mettant en évidence l'impact de la géomorphologie et des conditions hydro-édaphiques sur la diversité spécifique. Les enjeux de production, de stockage de carbone et de maintien de la richesse en espèces d'arbres sont cartographiés à partir de ces données et analysés en relation avec la localisation des aménagements forestiers.

Les chapitres 3 et 4 se concentrent sur les impacts de l'exploitation forestière, examinant la mortalité des arbres induite par les pistes forestières et les trouées d'abattage, ainsi que les trajectoires de résilience subséquentes. Les résultats montrent que, malgré les pratiques d'exploitation peu impactantes, aucun ensemble de paramètres de gestion ne permet de garantir un retour à l'état pré-exploitation dans un délai compatible avec l'objectif de production.

En conclusion, la thèse souligne la nécessité de repenser la durabilité écologique en Guyane et plus largement en contexte tropical pour assurer le maintien du fonctionnement des écosystèmes. Plutôt que de se concentrer uniquement sur le maintien de leur état, elle met en avant l'importance d'une approche intégrée entre écologie et économie pour garantir le fonctionnement des écosystèmes forestiers tropicaux.

Mots-clés : Sciences de la durabilité, Gestion durable des forêts, Filière forêt-bois, Forêt tropicale humide, Guyane française.

Abstract

French Guiana, with its vast tropical rainforest covering 96% of its territory, is a key biodiversity hotspot in France. However, this biodiversity is under threat from increasing logging to meet growing social demand. The French government, the main owner of Guyana's forests, manages them via the Office National des Forêts, with a conservation policy and low-impact logging methods.

The aim of this thesis is to provide an integrated analysis of conservation and timber production issues in French Guiana. The first chapter provides the historical and current specificities of the forest sector, highlighting its economic importance while also undelaying the pressures exerted on forest ecosystems. The following chapters examine the different dimensions of forest management in French Guiana.

Chapter 2 assesses the evolution of tree species composition on a regional scale, highlighting the impact of geomorphology and hydro-edaphic conditions on species diversity. Issues of production, carbon storage and tree species richness are mapped based on these data and analysed in relation to the location of forest management areas.

Chapters 3 and 4 focus on the impacts of logging, examining tree mortality induced by logging roads and felling gaps, as well as subsequent resilience trajectories. The results show that, despite low-impact logging practices, no set of management parameters can guarantee a return to the pre-logging state within a timeframe compatible with the production objective.

In conclusion, this thesis highlights the need to rethink ecological sustainability in French Guiana, and more broadly in the tropics, to ensure that ecosystems continue to function. Rather than focusing solely on maintaining their state, it highlights the importance of an integrated approach between ecology and economics to guarantee the functioning of tropical forest ecosystems.

Keywords: Sustainability Sciences, Sustainable Forest Management, Forest-Wood Sector, Tropical Rainforest, French Guiana

Remerciements

Il est coutume de dire que la thèse est une « épreuve », ou encore un moment difficile. Sans remettre en cause cette idée, je souhaite souligner que c'est (du moins pour moi) aussi une aventure extraordinaire remplie de péripéties (des départs précipités, un disque dur qui lâche ...) et surtout des rencontres formidables. Je sais que peu de personnes lisent des thèses,¹ mais j'espère montrer aux personnes citées à quel point je les remercie de m'avoir accompagné et aux éventuels lecteurs que ce fut une belle expérience.

Merci aux membres du jury, Bruno Héroult, Marie-Ange Ngo Bieng, Serge Garcia et Xavier Morin pour avoir accepté de donner de leur temps pour évaluer cette thèse.

Je remercie mon directeur de thèse, Sylvain Cauria, de m'avoir donné l'opportunité de faire cette thèse. Merci à lui de m'avoir fait confiance et accompagné pour réaliser ce projet. Je remercie aussi mon encadrante de thèse, Méline Aubry-Kientz, de m'avoir aidé et soutenu tout au long de ces 3 ans. Je te dois énormément. Merci aussi à mes encadrants « non officiels » Eric Marcon et Stéphane Traissac qui m'ont guidé et aidé sur les questions de mesures de diversité ou encore de gestion.

Un grand merci à Sylvain Schmitt, un collègue et surtout un ami qui m'a accompagné dans cette aventure avec le modèle TROLL, les plantules et les carabes. Un grand merci aussi à Thomas Gacquièr, mon ami qui a eu la terrible idée de partager ces 3 ans dans le même bureau que moi. Je ne sais toujours pas comment tu as pu choisir de rester malgré mes questions incessantes et les idées farfelues. Merci à Valentin Mathieu, mon co-thésard et ami qui a toujours su m'aider malgré les 7000 km qui nous séparaient.

Je remercie tous ceux qui ont rendu ce travail possible tant au BETA, à EcoFoG, au CIRAD, à l'IRD et à l'ONF. À ce titre je remercie particulièrement mes collègues de l'ONF RDI Guyane avec Olivier, et celui de Fontainebleau avec Vincent, Claudine qui m'ont accueilli et permis de finir sereinement ce travail. J'ai une pensée particulière pour les stagiaires que j'ai encadrés, Martin, Cyrus et Ambroise. Merci de votre implication et votre aide. Je vous souhaite le meilleur.

Évidemment merci à tous mes amis de Guyane et de l'Hexagone, Vincyane, Marion, Tristan, Balthazar, Sarah, Maéva, Nino, Julien, Finn, Sabrina, Niklas, Geoffroy, Nicolas, Marilou, Flavien, Warren, Ornella, Adrien, Camille, Augustin, Aurélie, et tous les autres, d'avoir rendu ces 3 années formidables. J'ai hâte de partager de nouvelles aventures avec vous !

¹ Surtout quand elles sont d'une longueur excessive.

Merci pour tout à ma famille, ma mère et celle qui partage ma vie, Margot.

Table des matières

Résumé

Abstract

Remerciements I

Table des matières III

Liste figures V

Liste tableaux VII

Liste encadrés VIII

Liste annexes VIII

Préambule IX

Introduction générale 1

Les forêts tropicales, leurs impacts et menaces 1

De la fourniture des biens et services écosystémiques à la gestion durable des forêts 8

De la forêt à la société : l'étude des socioécosystèmes 12

L'évaluation des trajectoires de production d'actifs écosystémiques pré et post exploitation
comme objectif de la thèse 16

Questions de recherche et démarche générale 18

Chapitre 1 : La filière forêt-bois de Guyane française et sa définition contextuelle de la gestion durable 22

1.1. Introduction 23

1.2. Matériels et méthodes 25

1.3. Résultats et discussions 28

1.4. Apport au cadre de l'étude 43

Chapitre 2 : Composition des communautés d'arbre à l'échelle régionale : une approche mêlant habitat régional et gradient hydro-édaphique local 46

2.1. Les différentes facettes de la diversité, leurs mesures et les processus d'assemblage
des espèces liés 48

2.2. Introduction 54

2.3. Matériels et méthodes 62

2.4. Résultats 71

2.5. Discussions	84
2.6. Conclusions	91
2.7. Apport à la gestion forestière guyanaise	92
2.8. Informations supplémentaires :	100
Chapitre 3 : Modélisation des impacts immédiats et à moyen terme de l'exploitation forestière sélective :	106
3.1. Introduction.....	107
3.2. Matériels et méthodes.....	111
3.3. Résultats	121
3.4. Discussions	124
3.5. Apport à la gestion guyanaise	127
Chapitre 4 : Identification des déterminants de la fonction de production écologique jointe d'exploitation forestière des communautés d'arbre de Guyane.....	130
4.1. La modélisation de la dynamique forestière	132
4.2. Introduction	144
4.3. Matériels et méthodes.....	154
4.4. Résultats	168
4.5. Discussions	186
4.6. Informations supplémentaires	196
Discussions générales.....	224
5.1. Synthèse des résultats	224
5.2. Le modèle guyanais de gestion et d'exploitation forestière : la quête d'une exploitation « sans dégâts »	229
5.3. Une durabilité écologique inaccessible ?	234
5.4. Passer d'une sylviculture tropicale « sisyphienne » à une garantie de fonctionnement et de production de biens et services.....	239
Références	245
Table des annexes.....	A
Article n°1 :.....	B
Article n°2 :.....	C

Liste figures

Figure 0-1 : Flux commerciaux de sciages tropicaux recensés par l'ITTO en 2020 en millions de m ³	2
Figure 0-2 : Modèle conceptuel de l'économie et partage des terres (<i>land-sparing/ land-sharing</i>).	6
Figure 1-1 : Représentation de la filière forêt-bois guyanaise (en noir) à partir des activités présentées dans la nomenclature des activités françaises (NAF) de l'INSEE (2008).	23
Figure 1-2 : Carte des climats guyanais selon la classification Köppen-Geiger de Beck (2018).	28
Figure 1-3 : Séries de productions et d'exports de la filière forêt-bois de Guyane en volume de grume et de sciage, reconstruites de 1913 à 2024 et décrites par périodes et élément majeurs (Timeline).	31
Figure 1-4 : Cartes des massifs forestiers aménagés en Guyane (localisation, volumes exploités en 2018 et principales scieries approvisionnées).	35
Figure 1-5 : Diagramme d'acteurs et des types de relations les liant au sein de la filière forêt-bois de Guyane française.....	37
Figure 2-1 : Diagramme des liens entre les traits phénotypiques, les indices de performance et la fitness.....	49
Figure 2-2 : Schéma des interfaces entre les approches fondées sur les traits, les approches démographiques et l'échelle spatiale de l'objet d'étude (population/ communauté/ écosystèmes).	51
Figure 2-3 : Schéma conceptuel de l'assemblage des communautés.....	54
Figure 2-4 : Exemples de couverture pédologiques en relation avec la topographie et le drainage en Guyane.	56
Figure 2-5 : Carte des points d'échantillonnage des sondages pédologiques du projet HABITAT et des inventaires rassemblés dans la base de données harmonisée.	63
Figure 2-6 : Principe de la stratification géo-morpho-pédologique en 3 niveaux hiérarchiques (a) et Principe de l'échantillonnage floristique par points-grappes (PG) le long des toposéquences pédologiques (b).	64
Figure 2-7 : Relations entre le type de sol WRB et variables proxy hydro édaphiques (HAND & SWI) à l'échelle régionale.	72
Figure 2-8 : Relations entre le drainage et variables proxy hydro édaphiques (HAND & SWI) à l'échelle régionale.....	72
Figure 2-9 : Décomposition par mfPCA des profils de couleurs selon l'intensité des composantes Rouge, Verte et bleue (<i>redness/ greenness/ blueness - RGB</i>) des horizons à chaque profondeur (en cm).	73
Figure 2-10 : Répartition des classes de drainages selon les scores associés aux fonctions propres de la mfPCA des profils de couleurs des horizons.	75
Figure 2-11 : Répartition des types de sols WRB selon les scores associés aux fonctions propres de la mfPCA des profils de couleurs des horizons.	76
Figure 2-12 : Prédiction des scores NMDS de la composition des communautés selon l'habitat régional et le SWI (intervalle à 95 % de chaque habitat).	77
Figure 2-13 : Corrélation de Pearson entre les estimations médianes des paramètres d'espèce du modèle et leurs coordonnées dans la projection NMDS.	80
Figure 2-14 : Projection des gradients de composition des communautés d'arbre en RVB par axe de la NMDS.....	81
Figure 2-15 : Variation de l'affinités des espèces au SWI le long de la phylogénie et identification des genres différenciés selon l'affinité au SWI.	83
Figure 2-16 : Estimation des paramètres du modèle de régression multiple entre les axes NMDS et les traits fonctionnels des espèces.....	85
Figure 2-17 : Superposition des enjeux des aménagements forestiers (production de bois, stockage de carbone, conservation de la diversité) à l'échelle du Domaine Forestier Permanent (DFP).	95
Figure 2-18 : Estimations de la richesse taxonomique sous forme de nombre Hill ($q = 1$) selon l'habitat régional et les conditions hydro-édaphiques locales (SWI).	101
Figure 2-19 : Carte de la biomasse épigée (AGB) à l'échelle du domaine permanent [Fayad <i>et al.</i> (2016)].....	102
Figure 2-20 : Projection régionale de la part des espèces commerciales principales à l'échelle du domaine forestier permanent	103
Figure 2-21 : Projection régionale de la mesure de richesse spécifique à l'échelle du domaine forestier permanent	104
Figure 3-1 : Exemple des principales étapes de l'exploitation forestière faible impact par le simulateur <i>LoggingLab</i> sur la parcelle 16 de Paracou (25 ha).	111
Figure 3-2 : Carte des dégâts d'exploitation de type faible impact pour les parcelles Manaré I et II.	117

Figure 3-3 : Projection du modèle réduit de la perte de biomasse induite immédiatement par l'exploitation forestière en fonction de l'intensité d'exploitation et de la norme technique utilisée.	120
Figure 3-4 : Estimation conditionnelle du modèle de mortalité à 5 ans (A) selon la distance relative à la perturbation et prédiction du modèle dans le cas d'une simulation LoggingLab (B).	122
Figure 4-1 : Étapes du cycle sylvigénétique du chablis à la cicatrisation de la canopée.	131
Figure 4-2 : Représentation des modèles de dynamique forestière dans le triangle des compromis de modalisation de Levins (1966).	135
Figure 4-3 : Type de simulateur forestier sachant l'étendue et la résolution des simulations.	137
Figure 4-4 : Schéma conceptuel des phases de validation d'un modèle de simulation.	142
Figure 4-5 : Représentation de la structure verticale de la canopée de la strate émergente (0) au sous-bois (3/4).	149
Figure 4-6 : Exemple de spectres LiDAR <i>Fullwave form</i> au format L1A et L2 avec les métriques dérivées de la détection du signal sol (<i>ground return</i>) et de la hauteur de canopée (rh95 %).	150
Figure 4-7 : Les trois premiers spectres principaux identifiés par ACP non négative parcimonieuse pour 17 000 spectres stratifiés par habitat régional pour les données LVIS (à gauche) et GEDI (à droite).	168
Figure 4-8 : Estimation des contributions spectrales (scores NSPCA) à la structure verticale selon la hauteur du peuplement (RH95) et l'habitat forestier régional rassemblés en paysages géomorphologiques.	169
Figure 4-9 : Projection régionale des trois premiers scores de la mfPCA (99 % de variance cumulée) des patrons climatiques intra-journaliers.	172
Figure 4-10 : Projection régionale des deux premiers scores de la mfPCA (93,4 % de variance cumulée) des patrons mensuels.	172
Figure 4-11 : Projection individuelle de la mfPCA des patrons intra-journaliers selon la nomenclature des habitats forestiers de Guyane	173
Figure 4-12 : Projection individuelle la mfPCA des patrons mensuels selon la nomenclature des habitats forestiers de Guyane	173
Figure 4-13 : Fiabilité de l'allométrie Hauteur-DBH ajustée pour 69 espèces de la base de données TALLO et validée pour 14 espèces de la base BRIDGE.	174
Figure 4-14 : Résultats de l'analyse de la sensibilité des mesures pré-exploitation par les indices totaux, du 1 ^{er} et 2 nd ordre de Sobol pour l'ensemble des métriques écosystémiques à l'échelle de la Guyane française.	178
Figure 4-15 : Résultats de l'analyse de la sensibilité des mesures post-exploitation par les indices totaux, du 1 ^{er} et 2 nd ordre de Sobol pour l'ensemble des métriques écosystémiques à l'échelle de la Guyane française.	181
Figure 4-16 : Projection du modèle réduit de la perte de biomasse induite immédiatement par l'exploitation forestière en fonction de l'intensité d'exploitation et de la norme technique utilisée.	183
Figure 4-17 : Projection du modèle réduit d'écart de la dynamique à l'état pré-exploitation (indice de perturbation structurelle) selon l'intensité initiale (LOGVOL) et le temps depuis l'exploitation (Tres).	184
Figure 4-18 : Diagramme des structures et des processus à l'origine de la dynamique des individus et des communautés, tel qu'implémenté dans le simulateur TROLL.	196
Figure 4-19 : Représentation des arbres dans le modèle TROLL dans le cas d'une couronne cylindrique (A.) ou en forme de parapluie (B.).	197
Figure 4-20 : Carte des station météorologiques et de leur instrumentation du réseau Météo-France Guyane.	201
Figure 4-21 : Comparaison des variations diurne relative pour l'irradiance (lumière), la température (T) et le déficit de pression de vapeur (VPD) entre les données originales de TROLL provenant de Nourflux et la réanalyse ERA5-Land.	202
Figure 4-22 : Comparaison des variations mensuelles relative pour la température (T), l'irradiance (lumière) et le déficit de pression de vapeur (VPD) entre les données originales de TROLL provenant de Nourflux et la réanalyse ERA5-Land.	203
Figure 4-23 : Répartition des coefficients de corrélations (R ²) des variations mensuelles des conditions climatiques (irradiance, température et déficit de pression de vapeur - VPD) entre les mesures empiriques (réseau Météo-France) et la réanalyse ERA5-Land à l'échelle des stations.	204
Figure 4-24 : Comparaison des variations intra-journalières des conditions climatiques (irradiance, température et déficit de pression de vapeur) entre les mesures empiriques (réseau Météo-France) et la réanalyse ERA5-Land.	204
Figure 4-25 : Répartition des coefficients de corrélations (R ²) des variations mensuelles des conditions climatiques (irradiance, température et déficit de pression de vapeur - VPD) entre les mesures empiriques (réseau Météo-France) et la réanalyse ERA5-Land à l'échelle des stations.	205
Figure 4-26 : Comparaison des variations mensuelles des conditions climatiques (irradiance, température et déficit de pression de vapeur) entre les mesures empiriques (réseau Météo-France) et la réanalyse ERA5-Land.	205

Figure 4-27 : Analyse en Composantes Principales fonctionnelle multidimensionnelle basée sur des données climatiques mensuelles d'ERA5-Land pour la Guyane française.....	206
Figure 4-28 : Analyse en Composantes Principales fonctionnelle multidimensionnelle basée sur des données climatiques intra-journalières d'ERA5-Land pour la Guyane française.....	207
Figure 4-29 : Densité des paramètres initiaux et imputés à l'aide de l'algorithme PMM.....	208
Figure 4-30 : Diagramme de suivi des chaînes d'imputation pour les paramètres allométriques.....	208
Figure 4-31 : Illustrations des approches classiques d'exploitation d'espace par échantillonnage.....	214
Figure 4-32 : Illustrations de la construction d'un échantillonnage en hypercube latin par tranche (SLHS) pour 3 tranches.	215
Figure 4-33 : Corrélations de Pearson des données d'expériences numériques entre les paramètres ad-hoc et dimensions réduites des conditions initiales avec les descripteurs de structures et de fonctions des forêts simulées.....	221
Figure 4-34 : Corrélations de Pearson des données d'expériences numériques entre les descripteurs de structures et de fonctions des forêts simulées.....	222

Liste tableaux

Tableau 0-1 : Description des systèmes de classification des services écosystémiques selon leur objet de référence (fonction de l'écosystème ou valeur économique tirée de l'usage/non-usage).....	9
Tableau 1-1 : Identification des convergences des critères de durabilité locale et régionale de la filière à l'étape charnière de l'exploitation forestière.....	41
Tableau 2-1 : Récapitulatif des dispositifs d'inventaires, de leur étendu et spécificités (régularité, résolution taxonomique et protocole).....	62
Tableau 2-2 : Comparaison qualitative des enjeux associés aux habitats forestiers présents dans le domaine forestier permanent entre notre étude et le référentiel du catalogue des habitats forestier de Guyane (Guitet, Brunaux, <i>et al.</i> 2015).	93
Tableau 3-1 : Matrice de coûts topographiques, de zones de protection des arbres et de déplacement sur les infrastructures utilisée dans <i>LoggingLab</i>	114
Tableau 3-2 : Modalités des scénarios d'Exploitation Faible Impact (EFI) testés dans cette étude.....	115
Tableau 3-3 : Codification des dégâts post-exploitation par l'ONF par arbre.....	118
Tableau 3-4 : Estimation des paramètres du modèle réduit de perte de biomasse induite par l'exploitation forestière.....	121
Tableau 3-5 : Estimation des paramètres du modèle de mortalité post-exploitation à 5 ans.....	123
Tableau 4-1 : Paramètres d'entrée étudiés pour l'analyse de sensibilité pour l'ensemble des conditions climatiques, floristiques et d'exploitation en Guyane française.....	153
Tableau 4-2 : Mesures empiriques et intervalles de crédibilité associés comparables aux données de simulation TROLL à partir de l'inventaire, du modèle numérique de canopée, du champ 3D de LAI et des spectres LiDAR <i>full waveform</i>	156
Tableau 4-3 : Estimation de la qualité de l'ajustement des processus gaussiens sur les données simulées dans le cadre de l'analyse de sensibilité du modèle TROLL pour les conditions pré/ post-exploitation en Guyane française.....	175
Tableau 4-4 : Estimation des paramètres du modèle réduit de perte de biomasse induite par l'exploitation forestière (LBIOM).	184
Tableau 4-5 : Estimation des paramètres du modèle réduit de l'écart à l'état pré-exploitation de la dynamique (MEDDIST)....	185

Liste encadrés

Encadré 1 : Socioécosystème.....	1
Encadré 2 : Le système-Terre, l'anthropocène et les forêts tropicales	2
Encadré 3 : L'éconosphère & la biosphère, une relation mouvante	9
Encadré 4 : La saisonnalité des pluies en Amérique du Sud et ses anomalies	29
Encadré 5 : L'Exploitation Faible Impact en Guyane française	32
Encadré 6 : Niche écologique et traits fonctionnels, de réponse et d'effet	49
Encadré 7 : Théorie neutre, définition et application.....	52
Encadré 8 : Analyse en Composantes Principales fonctionnelle multidimensionnelle.....	68
Encadré 9 : Colinéarité des descripteurs et décomposition QR.....	70
Encadré 10 : Succession forestière, cycle sylvigénétique et implication dans les modèles	131
Encadré 11 : Hypothèse de l'état climacique	140
Encadré 12 : Cadre de validation modèles/simulateurs pour l'usage prospectif	142
Encadré 13 : Critère de qualité (QC) des fonctions de production écologique (FPE)	146
Encadré 14 : Structures des peuplements et leur mesure par LiDAR <i>full waveform</i>	149
Encadré 15 : Etude de cas croisant l'étude d'effets globaux, d'un modificateur d'allométrie, d'une variation de fréquence d'espèces par habitat et d'une expérimentation de mortalité aléatoire.....	220

Liste annexes

Article n°1

B

SCHMITT, Sylvain, **SALZET**, Guillaume, FISCHER, Fabian Jörg, MARÉCHAUX, Isabelle et CHAVE, Jerome, 2023. *rcontrol*: An R interface for the individual-based forest dynamics simulator *TROLL*. *Methods in Ecology and Evolution*. 28 septembre 2023. pp. 2041- 210X.14215. DOI [10.1111/2041-210X.14215](https://doi.org/10.1111/2041-210X.14215).

Article n°2

C

BADOUARD, Vinciane, SCHMITT, Sylvain, **SALZET**, Guillaume, GAQUIERE, Thomas, ROJAT, Margaux, BEDEAU, Caroline, BRUNAU, Olivier et DERROIRE, Géraldine, 2024. *LoggingLab*: An R package to simulate reduced-impact selective logging in tropical forests using forest inventory data. *Ecological Modelling*. 1 janvier 2024. Vol. 487, pp. 110539. DOI [10.1016/j.ecolmodel.2023.110539](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110539).

Préambule

Forte d'une forêt tropicale humide peu perturbée recouvrant 96 % de son territoire (plus de 8 millions d'hectares), la Guyane représente l'un des « points chauds » de biodiversité les plus importants à l'échelle française. Cependant, ses écosystèmes et les services associés sont menacés par l'exploitation des ressources forestières en réponse à une demande sociale marquée et en augmentation.

Malgré leur bon état de conservation et l'application de méthodes d'exploitation à faible impact, les forêts de Guyane française sont soumises à des pressions anthropiques croissantes. Ces pressions résultent d'une demande en hausse de bois d'œuvre soutenue par une croissance démographique forte et de nouvelles demandes de bois-énergie dans le cadre de la diversification de la filière énergie. À cela s'ajoute la nécessité d'assurer les besoins de subsistance tant sur le plan alimentaire qu'énergétique qui sont à l'origine d'une déforestation pour la conversion en terre agricole.

L'État français dispose de la majorité de la propriété du massif forestier et le gère sur la zone nommée Domaine Forestier Permanent (DFP) par l'intermédiaire de l'Office National des Forêts (ONF). La politique forestière appliquée au territoire est conservatoire et se caractérise par une exploitation à faible impact (EFI). Elle est complétée par la distribution d'aides sous la forme de financement au développement des filières bois en aval, aujourd'hui déficitaires et dépendantes des investissements publics.

À ce jour, il n'existe pas d'outil simulant de manière intégrée les enjeux de conservation des écosystèmes et les enjeux de production de bois pour la Guyane. Or, tenir compte des rétroactions entre les différentes parties du système bioéconomique qui constituent le territoire guyanais est indispensable à l'étude de ses trajectoires de développement durable.

L'**introduction générale** de la présente thèse replace les enjeux de la durabilité des socioécosystèmes forestiers tropicaux, l'historique des approches de gestion durable de ces forêts.

Le **chapitre 1** présente les spécificités du contexte guyanais tant dans sa composante écologique que socio-économique avec comme objet central la filière forêt-bois. À partir de la reconstruction des données de production de 1913 à 2023 et par la consultation d'un échantillon d'acteurs locaux, j'ai précisé le fonctionnement actuel et hérité de la filière. J'ai utilisé cette analyse pour identifier les paramètres de la gestion ajustables à court terme pour atteindre un état de durabilité écologique. Ce dernier a été mis en lumière à partir de l'analyse des documents de programmation de la filière.

Les chapitres suivants viennent éclairer successivement les différentes déclinaisons régionales puis locales de la stratégie de gestion forestière pour estimer son adéquation avec l'objectif de durabilité écologique.

Le **chapitre 2** vise à estimer à l'échelle régionale l'évolution de la composition en espèces des communautés d'arbres. J'ai montré à l'aide d'une base harmonisée d'inventaires compris entre 1982 et 2022 et d'un proxy des conditions hydro-édaphiques que la composition spécifique est définie par la géomorphologie à large échelle et les conditions d'engorgement locales. En utilisant ces résultats, j'ai projeté à l'échelle régionale les enjeux de production, de stockage de carbone et la richesse en espèces d'arbre. J'ai montré à l'aide de cette cartographie que la stratégie d'aménagement est passée d'une logique de proximité à des zonages limitant les conflits entre enjeux de conservation et d'exploitation.

Les **chapitres 3** et **4** contribuent à mieux comprendre les impacts sous forme de mortalité additionnelle induite par l'exploitation forestière. Le **chapitre 3** correspond à une étude de la mortalité induite immédiatement et à moyen terme par les pistes forestières et les trouées d'abattage. Je montre que dans le cas de l'application des normes d'exploitation en vigueur en Guyane, l'augmentation du volume récolté génère des dégâts selon le type d'engin utilisé. L'usage d'engin à grappin à la place de câble pour le transport des grumes est à l'origine d'une hausse des dégâts importante en augmentant l'extension des pistes. Parallèlement, l'estimation des dégâts à moyen terme montre une hausse significative de la mortalité dans un rayon d'au moins 10 m autour d'une piste forestière ou d'une trouée d'abattage.

Le **chapitre 4** cherche à estimer s'il existe un ensemble de paramètres de gestion qui assurent, à l'échelle régionale, un retour à l'état pré-exploitation. Les résultats des chapitres 1,2 et 3 ont été intégrés dans ce chapitre. Je montre, dans les limites des modèles utilisés, qu'il n'existe aucune combinaison de pratiques de gestion (temps de rotation, d'intensité d'exploitation et de normes techniques) qui assurent une fourniture en bois non nulle et un retour à l'état pré-exploitation dans un délai inférieur à 100 ans.

Ces derniers résultats ouvrent la **discussion générale**, la dernière partie de cette thèse. La question de la durabilité écologique est au cœur de cette discussion avec pour interrogation et perspective sa redéfinition de manière à assurer un maintien du fonctionnement des écosystèmes et non de leur état.

Introduction générale

Les forêts tropicales, leurs impacts et menaces

Les forêts² couvrent 4.06 milliards d'hectares (ha), soit près du tiers des surfaces émergées du globe (FAO 2022). Les forêts tropicales constituent 47 % du couvert forestier mondial, essentiellement sur trois grands massifs : le bassin amazonien avec 800 millions d'ha, le bassin du Congo avec 300 millions d'ha et l'Asie du Sud-Est qui comprend environ 240 millions d'ha (Guéneau 2006).

Les forêts tropicales se placent au carrefour d'enjeux globaux et locaux.

Les forêts tropicales jouent un rôle majeur dans le fonctionnement du « système-Terre » (voir Encadré 2). Fortement impliquées dans les flux de matière et d'énergie des cycles biogéochimiques, elles assurent par exemple un rôle capital dans la régulation du cycle du carbone (Harris *et al.* 2021; Malhi *et al.* 2008).

Elles ne représentent que 10 % des terres émergées, mais stockent à elles seules plus de la moitié du carbone forestier mondial estimé (Pan *et al.* 2011). Elles regroupent 3 des 25 points chauds de biodiversité, abritant plus de 40 % des espèces végétales menacées, et près de 50 % des espèces de mammifères, d'oiseaux et d'amphibiens menacées, dont près de 15 % dans les forêts tropicales sèches (Davidson *et al.* 2017; Allan *et al.* 2019). En Amazonie, 16 000 espèces d'arbres coexistent et on peut dénombrer jusqu'à 200 espèces à l'hectare (Baraloto *et al.* 2013a). Cette grande biodiversité, ainsi qu'un fort taux d'endémisme font de ces forêts tropicales l'objet d'une attention particulière. À ce titre, 29 des 200 écorégions de conservation prioritaires et 3 des 5 grandes régions sauvages leur sont dédiées (Olson et Dinerstein 2003).

À l'échelle locale, les forêts tropicales entretiennent les cycles de l'eau et des nutriments (azote, phosphore) et participent à la régulation du climat et à la fertilité des sols (Malhi *et al.* 2008; Mittermeier *et al.* 2003).

Encadré 1 : Socioécosystème.

Un **socioécosystème** est une grille d'analyse initialement proposée par Ostrom *et al.* (2009) pour l'étude des interactions entre : 1) un **écosystème** qui rassemble l'ensemble des êtres vivants le composant et qui évolue selon une dynamique interne ; 2) une **communauté humaine** disposant d'un ensemble de valeurs, d'un système de gouvernance pour prendre des décisions et d'une stratégie de gestion ; 3) un ensemble d'**actions anthropiques** qui agissent sur l'écosystème en modifiant ses variables d'état.

² La définition de forêt n'est pas unique. Elle reste sujette à caution avec une multitude de variantes [voir (FAO 2018, 2)].

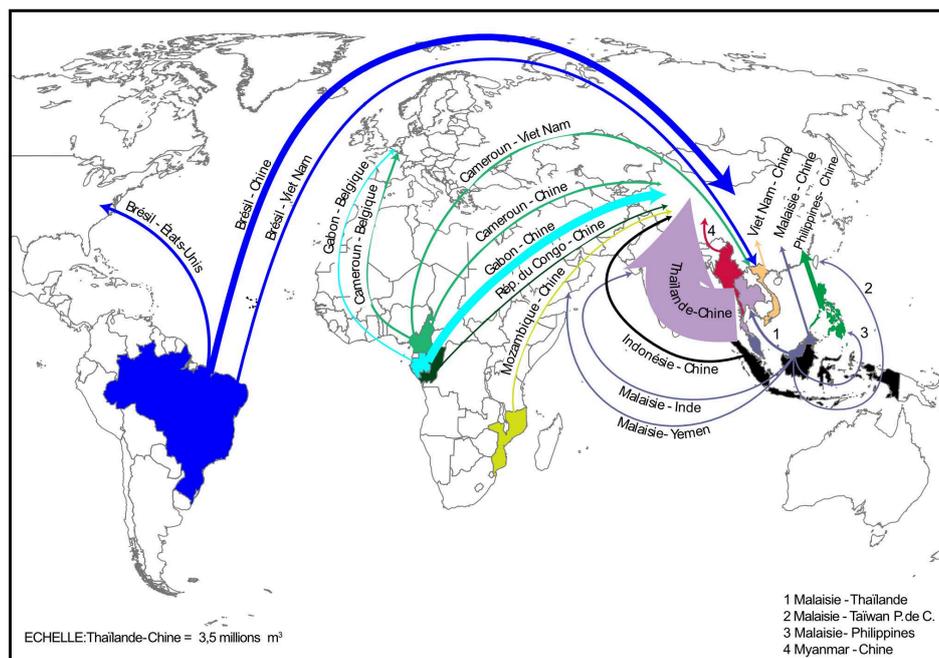


Figure 0-1 : Flux commerciaux de sciages tropicaux recensés par l'ITTO en 2020 en millions de m³

Les principaux flux commerciaux comprennent les échanges annuels supérieurs à 75 000 m³

Tiré de (ITTO 2020).

Encadré 2 : Le système-Terre, l'anthropocène et les forêts tropicales.

L'appellation « **système-terre** » rassemble l'ensemble des compartiments présents sur Terre (només avec le suffixe « -sphères »), leurs processus internes et les interactions les liant (Bonan 2019a).

Au sein de la biosphère et à l'interface entre l'atmosphère, la pédosphère et l'hydrosphère, les forêts jouent un rôle important dans la régulation du climat. Les forêts ont une influence significative sur la composition de l'atmosphère, la température, l'humidité et le rayonnement solaire, ainsi que sur la structure, la dynamique et la composition des peuplements forestiers, que ce soit par les émissions et l'absorption de gaz à effet de serre, l'évapotranspiration et la formation de nuages, l'absorption et la réflexion d'énergie solaire par effet albédo.

Les « sciences du système-Terre » (*Earth-system sciences*) visent à comprendre le fonctionnement passé, présent et futur du système-Terre par une approche systémique. Cette approche s'est développée en réponse aux profondes modifications, dues à l'impact de l'Homme, sur le fonctionnement du système terre. Parmi les conséquences de cette dominance de l'Homme, nous pouvons citer : (1) le changement climatique avec une hausse moyenne de la température de l'air et de la surface des océans de 1 °C (IPCC, 2023) ; et (2) l'érosion rapide et massive de la biodiversité.

Ce constat a été largement documenté et a amené à définir une nouvelle ère géologique : l'**anthropocène**. Malgré des débats sur la date de commencement, le constat actuel qui caractérise cette ère est : la modification, sous l'action de l'Homme, des processus physiques, chimiques et biologiques sous-jacents à chaque sous-système de la terre à des niveaux inédits depuis les 800 000 dernières années (Verburg *et al.* 2016).

Afin de prédire les trajectoires induites par ces impacts anthropiques, des modèles de simulation du climat ont été développés et régulièrement mis à jour par la communauté scientifique [voir IPCC (2023)].

Malgré un poids important dans les trajectoires climatiques, la **modélisation des forêts tropicales** présente des anomalies entre estimations et données observées (Koch, Hubau, et Lewis 2021; Harris *et al.* 2021; Brienen *et al.* 2015; Malhi *et al.* 2008). Les forêts tropicales et leur modélisation constituent un enjeu majeur pour la fiabilité sur le volet carbone et ses interactions dans les modèles climatiques.

Par ailleurs, les interactions avec les communautés humaines font des forêts tropicales des socioécosystèmes complexes (voir Encadré 1). Selon la FAO³ (2020), «pour une population mondiale d'environ 7,8 milliards d'habitants en [...] 2019, les estimations [...] reviennent à considérer qu'un tiers de l'humanité environ est étroitement tributaire des forêts et des produits forestiers». Les forêts tropicales fournissent des biens et services essentiels aux communautés humaines tels que la fourniture de nourriture, d'eau, de matériaux de construction et d'énergie. Elles possèdent également d'importantes dimensions culturelles, spirituelles et patrimoniales.

Le secteur forêt-bois est également au cœur d'enjeux économiques forts et contribue directement à plus de 1 % du PIB mondial (FAO et UNEP 2020). À cela s'ajoutent tous les bénéfices liés à la fourniture de services écosystémiques. Le secteur forestier tropical représente environ 16 % de la production de grume et 42 % de la production de placage et contreplaqué au niveau mondial (ITTO 2020, 16). La demande pour ces produits émane essentiellement des pays tropicaux, soit localement en énergie, soit en ameublement [90 % des importations de grumes tropicales vers la Chine, Inde et Vietnam – voir Figure 0-1 (Roda 2005; ITTO 2020, 19)].

Les biens et services fournis par les forêts tropicales placent ces dernières au cœur d'importants enjeux de développement durable et leur gestion doit concilier des objectifs multiples et parfois contradictoires (Blanc *et al.* 2016; Piponiot, *et al.* 2019).

Les forêts tropicales, des écosystèmes menacés

Bien que la préservation des forêts tropicales soit d'une importance cruciale, elles subissent une déforestation de plus en plus rapide, alimentées par les besoins agricoles, fonciers et en ressources naturelles (Dezecache, Salles, *et al.* 2017a; Piponiot, Rutishauser, *et al.* 2019). D'après le WRI⁴ (Boehm *et al.* 2022), la déforestation⁵ annuelle a augmenté de 48 % entre 2001 et 2021 pour atteindre 5.7 Mha.an⁻¹ convertis dont 97 % en zone tropicale. En plus de la déforestation, les terres forestières subissent une dégradation, un processus complexe à suivre et à définir (Sasaki et Putz 2009). Thompson *et al.* (2013) définissent la dégradation forestière comme la diminution de la capacité des forêts à fournir des services écosystémiques [voir revue de Lewis *et al.* (2015)], tels que la séquestration du carbone et la production de bois,

³ Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.

⁴ World Resources Institute- WRI

⁵ La question de la méthode utilisée reste centrale dans l'estimation de la déforestation. Dans le cas de l'étude du WRI, la déforestation est quantifiée selon la méthode présentée dans l'encadré dédié dans Boehm *et al.* (2022, 97-98).

résultant de facteurs anthropiques ou environnementaux [ex : perte nette de 0,67 PgC par la dégradation des forêts d'Amazonie brésilienne entre 2010-2019 (Qin *et al.* 2021)].

Les forêts tropicales subissent également les conséquences du changement climatique qui augmentent la fréquence des événements extrêmes tels que les sécheresses, les inondations, ou encore les incendies (IPCC 2023, 77). L'estimation de la vulnérabilité et de l'adaptation des forêts au changement climatique est un champ de recherche très actif (Saatchi *et al.* 2021; Hiltner *et al.* 2021; Sampaio *et al.* 2019; Esquivel-Muelbert *et al.* 2019). La place des forêts tropicales dans les trajectoires climatiques étant très importante, les chercheurs s'appliquent à corriger les anomalies entre estimations issues des modèles et des données observées (voir Encadré 2).

L'interaction entre la déforestation, la dégradation des forêts et le changement climatique conduit à une amplification de ce dernier. Ces rétroactions positives ont le potentiel d'accélérer la transformation des écosystèmes, entraînant la possibilité de franchir des points de basculement. Ces points de basculement correspondent à des seuils au-delà desquels les caractéristiques du système se réorganisent et se stabilisent dans un nouvel état différent de l'état initial, même après la cessation de la perturbation initiale (Rockström *et al.* 2009). La détection de ces points de basculement est essentielle pour la préservation des forêts mondiales (Trumbore, Brando, et Hartmann 2015), et de nombreux points de basculement ont déjà été identifiés (Rockström *et al.* 2009; Scheffer *et al.* 2009; 2001).

Un exemple de conséquence de franchissement de point de basculement dans la région amazonienne est la transition d'un écosystème forestier humide vers un état sec de savane ou de « *caatinga* ». Ce processus est dû à la combinaison d'une hausse de mortalité et d'incendies conduisant à un dépérissement forestier massif d'ici la fin du siècle (Cox *et al.* 2004; Anadón, Sala, et Maestre 2014; Olivares *et al.* 2015; Sampaio *et al.* 2019). Ces modifications peuvent altérer gravement les cycles du carbone et de l'eau dans la région (Marengo *et al.* 2018; Molina *et al.* 2019; Ruiz-Vásquez *et al.* 2020; M. J. P. Sullivan *et al.* 2020).

Selon Tsayem Demaze (2010; 2009), ces menaces ont été officiellement reconnues et ont suscité une prise de conscience mondiale lors de la CNUED⁶ à Rio en 1992. Ce sommet de la terre a ouvert à la signature la Convention-cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique, ayant pour but de fournir un cadre à la lutte contre le changement climatique et tenter d'enrayer la hausse des températures, ce qui fera l'objet de Conférences des Parties annuelles (COP).

⁶ Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement

À cette époque, l'idée dominante était que la conservation des forêts tropicales serait plus efficace si elle pouvait tirer profit de la gestion des ressources, telle que le bois et les produits forestiers non ligneux (Mohren 2019). Cependant, le déclin rapide des ressources en bois tropical n'a pas été stoppé par la gestion sous forme d'aménagement forestiers fondées sur ce principe (Leroy *et al.* 2013). De plus, la majorité de l'exploitation forestière dans la région amazonienne est illégale, et non-durable, ce qui aggrave la dégradation des ressources forestières (Günter 2011).

Depuis la CNUED à Rio, plusieurs engagements politiques ont été pris en faveur de la préservation de ces écosystèmes (Tsayem Demaze 2009; 2010), mais les enjeux liés au développement ont souvent minimisé l'impact de ces engagements (Tsayem Demaze 2008). Des méthodes ont été créées pour éviter la surexploitation des ressources ou la déforestation, comme les paiements pour services environnementaux ou les mécanismes REDD⁷ & REDD+⁸, qui récompensent financièrement les acteurs forestiers pour le fonctionnement de l'écosystème proche de l'état inaltéré notamment sur le stockage du carbone. Cependant, les revenus de l'exploitation du bois et d'autres produits forestiers, même combinés à ces paiements, arrivent difficilement à compenser les avantages économiques potentiels de la conversion des forêts en terres agricoles (Schielein et Börner 2018).

Une explication de la déforestation par les sciences économiques

Sur le plan académique, les conflits liés à l'utilisation des terres et entraînant la déforestation ou la dégradation des forêts ont été examinés sous diverses approches disciplinaires (Sloan 2015; Dezecache, Salles, *et al.* 2017a). La déforestation est un processus attendu et bien documenté dans la littérature (Sloan 2015). Néanmoins son intensité et la durée de ce phénomène peuvent varier d'un pays à l'autre. Les causes de la déforestation ont été l'objet de recherches importantes en économie.

Selon le modèle de la transition forestière de Mather (1992) puis Mather & Needle (1998), les états connaissent d'abord une réduction de la couverture forestière due à l'agriculture. Cette phase est suivie par un enrichissement économique qui est associé à une hausse de la sensibilité environnementale. Cette dernière entraîne une phase de reforestation sur les terres moins productives qui sont régénérées naturellement ou plantées.

La base théorique de ce modèle repose sur l'observation suivante : la plupart des ressources et des services rendus par la forêt ne font pas l'objet de transactions sur un marché d'échange, ce qui représente un moteur pour la déforestation. Leur valeur n'est généralement pas

⁷ Réduction des Emissions induites par la Déforestation et la Dégradation Forestière

⁸ L'ajout du "+", suite aux accords de Cancun en 2010, inclura la possibilité d'une hausse du carbone présent dans les écosystèmes par des mesures de gestion adaptées

intégrée dans les calculs économiques des utilisateurs des espaces forestiers en situation de pauvreté. Cette défaillance de marché conduit à privilégier les usages de la forêt dont la rentabilité est immédiate et prévisible (Angelsen 2007; Schielein et Börner 2018), mais dont les effets sur la biodiversité peuvent être catastrophiques (ex : conversion des surfaces forestières en terres agricoles, d'élevage ou en plantations agro-industrielles). Ce modèle s'est avéré pertinent pour les pays développés et en développement (Mather, Fairbairn, et Needle 1999; Mather et Fairbairn 2000; Mather 2004; 2007). La transition forestière est utilisée en économie forestière en association avec des analyses spatiales (Angelsen 2007) et institutionnelles (Barbier, Burgess, et Grainger 2010).

Le principal levier pour éviter la conversion de plus en plus importante de surfaces forestières est la mise en place d'une protection efficace et d'une gestion durable de ces écosystèmes (Reid *et al.* 2005). Ces deux branches ont fait l'objet d'intenses recherches pour la conception d'outils de conservation et de gestion.

Des outils de conservation : les approches *land-sparing* et *land-sharing*

Un débat central dans la conservation des forêts tropicales s'articule autour de la question de savoir s'il est préférable d'utiliser l'ensemble des forêts disponibles pour une production forestière à faible intensité, réduisant ainsi l'impact local, ou de n'exploiter qu'une fraction des forêts à une intensité plus élevée, en préservant le reste. Ce problème a été abordé dans le domaine de l'écologie de la conservation, en mettant l'accent sur la stratégie d'allocation des usages (Fischer *et al.* 2014; Harris & Betts 2023; Kremen & Geladi 2023). Il existe deux approches principales :

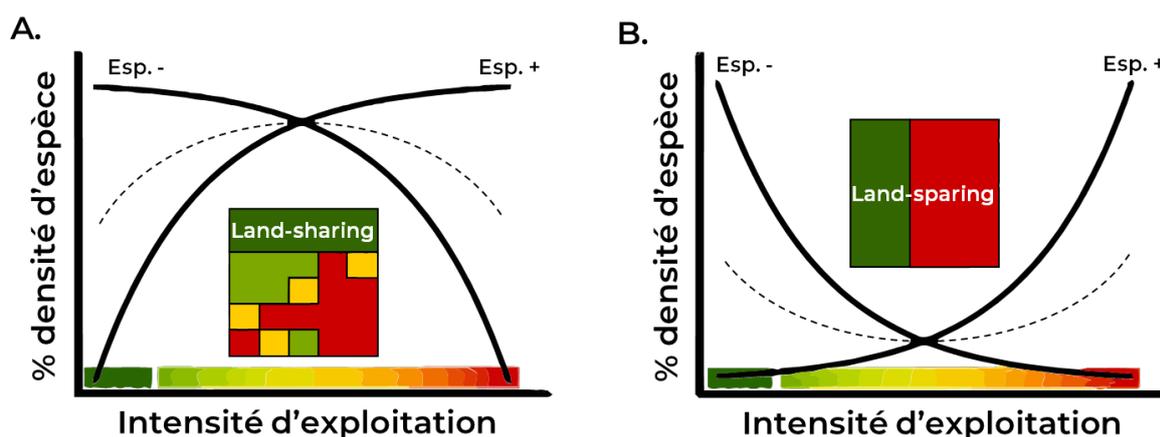


Figure 0-2 : Modèle conceptuel de l'économie et partage des terres (*land-sparing/ land-sharing*).

Dans le cas d'origine sur l'agriculture au Ghana, les auteurs ont montré que selon un gradient d'exploitation (du vert foncé, zone inexploitée, au rouge, zone d'exploitation intensive). Les espèces présentent une réponse en fréquence soit positive (Esp. +) ou négative (Esp. -) avec un certain degré de convexité. La métrique utilisée pour le choix de la politique étant ici la moyenne des fréquences entre les deux groupes (ligne en pointillés) on peut distinguer le cas A (concave), favorable au partage des terres du cas B (convexe) favorable à l'économie des terres.

Adapté de Salles *et al.* (2017).

- l'approche du partage des terres (*land-sharing*) privilégie la multifonctionnalité des forêts en cherchant un équilibre durable entre production et préservation (voir le panel A de la Figure 0-2).
- l'approche de l'économie des terres (*land-sparing*), souvent employée pour la préservation des forêts tropicales, consiste à dédier des zones protégées excluant les activités humaines (voir le panel B de la Figure 0-2).

En complément, une troisième approche nommée "triads" a été développée (Betts *et al.* 2021). Elle propose de résoudre les conflits en allouant des zones à la protection, d'autres à une production extensive et d'autres à une production intensive. Cette approche, appliquée à l'aménagement forestier à grande échelle, offre une grande flexibilité dans l'équilibre entre conservation et exploitation (Harris & Betts 2023).

D'un point de vue économique, Salles *et al.* (2017) démontrent que ces approches visent à atteindre une allocation optimale des terres en tenant compte de la réaction des espèces qui constituent les écosystèmes aux changements d'utilisation des terres. Selon que les espèces réagissent de manière positive ou négative à ces modifications, la stratégie choisie dépend de la relation entre la biodiversité et le rendement du nouvel usage (voir Figure 0-2). De manière simplifiée, si le groupe d'espèces a une forte capacité à s'adapter au nouvel usage, l'approche de partage des terres (*land-sharing*) sera plus appropriée. À l'inverse, si même une légère modification de l'utilisation des terres entraîne une baisse significative du fonctionnement de l'écosystème, l'économie des terres (*land-sparing*) sera préférable pour maintenir les fonctionnalités de ces écosystèmes.

Cependant, ce type d'analyse doit être nuancé par d'autres dimensions du problème, notamment la rentabilité économique, qui est souvent privilégiée. Cette constatation est pertinente dans le contexte de la foresterie tropicale. Bousfield *et al.* (2021) montrent que malgré une plus grande efficacité des approches basées sur l'économie des terres pour la préservation de la biodiversité, les approches basées sur le partage des terres restent plus rentables sur le plan économique et sont donc préférées. De nombreux chercheurs soulignent la valeur particulière des forêts naturelles (Gibson *et al.* 2011) et le risque de perte de biodiversité de cette approche (M. Sullivan *et al.* 2017; Blanc *et al.* 2016; Gourlet-Fleury, Guehl, *et al.* 2004). De plus, il existe des coûts économiques et environnementaux liés à l'infrastructure forestière à grande échelle (Sessions 2007) sans compter les risques accrus de déforestation (da Silva *et al.* 2023).

Lorsqu'il n'est pas possible ou souhaitable d'appliquer une approche de partage des terres, la question de la stratégie à adopter pour concilier préservation et exploitation des écosystèmes dans le cadre de la gestion forestière se pose.

De la fourniture des biens et services écosystémiques à la gestion durable des forêts

La mise en place d'une gestion forestière durable répond à cet enjeu de préservation des écosystèmes forestiers dont dépendent les sociétés humaines. Elle mobilise deux notions majeures : 1) l'évaluation des « biens et services écosystémiques » et 2) la « gestion durable des forêts ».

L'évaluation des services écosystémiques comme outil d'aide à la décision

L'environnement et *a fortiori* les écosystèmes qui le composent ont été des objets d'études marginaux dans la littérature économique. Si l'on retrace l'évolution de la perception de la nature dans la science économique, comme dans le travail de Gómez-Baggethun *et al.* (2010), il apparaît que l'ensemble de l'analyse économique est tributaire du contexte historique et du modèle prédominant. Comme le notent Boutaud et Gondran (2018), pendant de longues décennies, le système socioéconomique a été étudié par les économistes comme un système autonome, régi par ses propres mécanismes et lois. La prise en compte de l'environnement naturel ayant été simplifiée au maximum comme sous-partie du capital.

C'est à partir des années 70 qu'un décalage entre la théorie et la réalité apparut à la société. Les deux pics pétroliers de 1973 et de 1979 ont mis en exergue la finitude des ressources et l'impact de la rareté de ces dernières sur les prix. L'environnement est pourvoyeur de matières premières et de sources pour l'activité économique. En retour, cette activité génère des déchets qui sont transférés vers un exutoire environnemental. La représentation physique des flux et stocks de matières premières fut la brèche qui amena à la remise en question de la conceptualisation sans borne de « l'éconosphère » (voir Encadré 3).

En cherchant à modéliser l'économie comme un système intégré dans la biosphère, certains économistes et écologues précurseurs ont pris conscience de l'importance de l'environnement, des écosystèmes et de leur fonctionnement (Boulding 1966; Odum et Odum 1972; Westman 1977; Georgescu-Roegen 1986; Daly 1990). La genèse de la notion de biens et services écosystémiques s'inscrit dans ce contexte de prise en compte des relations économie-biosphère (Gómez-Baggethun *et al.* 2010). Dans les années 1970-1980, plusieurs précurseurs en écologie et en économie contribuent à initier la définition de « fonctions de la nature » servant les sociétés humaines (de Groot 1987; Odum et Odum 1972; Westman 1977). Une étape clé fut franchie par l'étude de Costanza *et al.* (1997) sur l'évaluation monétaire du capital naturel et des services écosystémiques mondiaux, puis par son utilisation dans le cas du *Millenium ecosystem assessment* (2005) en démontrant un possible usage multiple de ce concept. La notion de biens et services écosystémiques se définit par les avantages que les populations retirent du fonctionnement des écosystèmes (Tardieu, Salles, et Chassany 2012).

Encadré 3 : L'éconosphère & la biosphère, une relation mouvante.

En simplifiant à l'extrême, les échanges au sein d'une économie de marché peuvent être visualisés comme des flux reliant des groupes d'individus ayant le même rôle dans la société : les agents économiques. La principale distinction qui sera faite entre les agents porte sur leur caractère soit de producteur (qui offre des biens ou services) ou de consommateurs (qui demande des biens ou services). Le « marché » est alors le système qui assure ces flux entre les producteurs et les consommateurs. Les flux échangés sont de différents types : 1) des flux de matières et d'énergie d'un côté qui constituent les biens et services ; 2) et des flux financiers de l'autre qui servent de monnaie d'échange en contrepartie des biens et services. En théorie, ces échanges sont sous le contrôle de mécanismes de régulation. L'offre, c'est-à-dire l'ensemble des productions offertes à la vente, est confrontée à la demande. À l'image de la notion d'équilibre, issue de la mécanique newtonienne, les prix s'ajusteraient dynamiquement tel que la quantité demandée correspond à la quantité offerte.

Ce système d'échange de biens et services n'est pas un système clos. Il s'inscrit dans une réalité sociale. Plus précisément, il nécessite, en premier lieu, des institutions qui ont pour rôle d'établir des règles et de veiller à leur respect. En second lieu, il doit tenir compte de la dualité producteur-consommateur des individus. Il existe alors un marché qui permet aux individus de proposer leur production de travail contre rémunération, le marché du travail. L'agrégation des différents flux et agents socioéconomique forme « l'éconosphère ».

En 1972, l'intuition des limites à l'éconosphère fut corroborée économétriquement par une étude d'un groupe de chercheurs du MIT⁹ -*The limit of growth* (Meadows *et al.* 1972)- dont les conclusions prédisent l'effondrement de la croissance économique au 21^e siècle si la production mondiale continue son augmentation selon le scénario *business as usual*. Ce rapport fit émerger au sein de la discipline économique les questions sur des perspectives à long terme de l'économie de marché et de la croissance lui étant liée. Basée sur une approche issue de la science des systèmes, l'analyse faite par les auteurs de ce rapport s'inscrit dans un changement de paradigme : La sphère des activités économiques est incluse dans la sphère des activités humaines qui est elle-même incluse dans la **biosphère** (Boulding 1966). Ces inclusions hiérarchisées font apparaître une réalité jusqu'alors non prise en compte en économie. Le monde réel et les ressources naturelles sont finis, donc une croissance illimitée à l'intérieur de ce système clos, mais non isolé n'est *a priori* pas possible.

Les limites biophysiques de l'économie ont commencé à être étudiées par différents courants allant de l'économie des ressources naturelles à l'économie écologique.

Tableau 0-1 : Description des systèmes de classification des services écosystémiques selon leur objet de référence (fonction de l'écosystème ou valeur économique tirée de l'usage/non-usage).

Adapté de Reid *et al.* (2005) & TEEB (2010)

Classification basée sur les fonctions

- **Services de support :**

Ces services fournissent les conditions de base nécessaires au maintien de l'écosystème, tels que la formation des sols, la photosynthèse, et la biodiversité.

- **Services de régulation :**

Ils englobent les processus qui régulent les conditions environnementales, comme la régulation du climat, la purification de l'air et de l'eau, la pollinisation et la régulation des maladies.

- **Services d'approvisionnement :**

Ils regroupent tous les biens produits par les écosystèmes (nourriture, bois de chauffage, carburants fossiles et agrocarburants, fibres textiles, médicaments, etc.).

- **Services culturels :**

Ils comprennent les avantages non matériels dérivés de la nature, tels que les valeurs culturelles, la récréation et les connaissances traditionnelles.

Classification basée sur la valeur économique

- **Services à valeur d'usage direct :**

Ce sont les biens tangibles ou les ressources naturelles directement utilisées par l'homme, comme les aliments, l'eau douce, le bois, les médicaments, etc.

- **Services à valeur d'usage indirect :**

Ils sont attribués aux activités de protection et de régulation sur les productions de ressources utilisables que remplissent les écosystèmes.

- **Services à valeur d'option :**

Ces services reflètent la volonté de préserver des ressources actuellement inexploitées pour des usages potentiels futurs.

- **Services à valeur de non-usage :**

Ils rassemblent les services pour lesquels la valeur réside dans leur maintien même si aucune utilisation n'en est faite. On y trouve la valeur d'existence accordée socialement à tout ou une partie d'un environnement.

⁹ Massachusetts Institute of Technologies

Du côté de la sphère écologique, qui constitue l'offre de services, se trouve la diversité biologique. Bien que la relation entre biodiversité et fonctions écologiques ne soit pas parfaitement définie, plusieurs études montrent que les différentes facettes de la diversité sont corrélées au fonctionnement des écosystèmes (Schmitz *et al.* 2015). Les fonctions écologiques sont décrites comme la capacité des écosystèmes à fournir un ou plusieurs services potentiellement utiles pour l'homme.

Du côté de la sphère sociale, qui constitue la demande de services, il ne peut être considéré comme service, un actif environnemental dont personne ne bénéficie par son usage ou non-usage (Bergstrom et Whitehead 2022). Le service émerge donc de l'interaction entre la fourniture d'un service par un écosystème et l'usage ou le non-usage par des bénéficiaires. Le bénéfice retiré du service aura un impact direct sur le bien-être humain. Deux des classifications les plus couramment utilisées, basées soit sur les fonctions ou sur la valeur économique, sont présentées dans le Tableau 0-1. Cependant, il est important de noter que ces classifications ne sont pas mutuellement exclusives, et de nombreux biens et services écosystémiques ont des aspects à la fois fonctionnels et économiques. La notion de biens et services écosystémiques, en adoptant une perspective instrumentale basée sur l'anthropocentrisme et l'utilitarisme, a profondément modifié le paradigme de la conservation des écosystèmes. Les écosystèmes sont désormais préservés non seulement pour leur valeur intrinsèque, mais aussi en raison des bénéfices qu'ils apportent aux sociétés humaines. Cette approche a permis de créer un cadre pour évaluer la valeur globale résultant du fonctionnement des écosystèmes.

Ce cadre conceptuel des services écosystémiques facilite l'harmonisation d'un ensemble d'objectifs, posant ainsi les bases de la gestion d'écosystèmes capables de répondre à une multitude de besoins pour divers utilisateurs. Dans les cas où certains services écosystémiques ne sont pas complémentaires, cette approche s'avère cruciale pour une gestion équilibrée et durable des écosystèmes.

La gestion durable des forêts comme politique intégrative des enjeux en forêt tropicale

Ces concepts ne sont pas nouveaux dans la foresterie tempérée même si le contenu qu'on leur donne actuellement, et l'échelle à laquelle ils sont raisonnés, ont été beaucoup élargis. L'Ordonnance royale de Brunoy, en 1346, invitait déjà les forestiers à gérer les forêts « eu égard à ce que lesdites forêts se puissent perpétuellement soutenir en bon état ». Dès le XVII^e siècle, des règles visant à conserver un rendement soutenu pour l'exploitation des forêts étaient déjà édictées et progressivement mises en place, en vue du renforcement "durable" de la ressource en certaines catégories de bois particulièrement recherchées, comme les bois de marine, par exemple, pour des besoins stratégiques ou les bois de feu, pour des besoins énergétiques, économiques et sociaux. Sur le plan académique, la question du maintien de la

production a été étudié à partir du 19^e siècle avec notamment les travaux de Faustmann en 1850.

Néanmoins, la nécessité de gérer les ressources forestières est devenue, à partir des années 1990, un enjeu majeur en forêt tropicale pour éviter leur épuisement rapide. Cela a conduit à l'émergence du concept de gestion durable des forêts.

La notion de gestion durable des forêts ne fait pas l'objet d'une définition consensuelle et universellement acceptée (Hirt 1994; Nasi et Frost 2009; Sasaki & Putz 2009). Néanmoins, la question centrale de la durabilité de l'exploitation forestière tropicale trouve un consensus autour de la recherche d'un équilibre entre la production de bois et la conservation de la biodiversité et des autres services fournis par les forêts (Karsenty & Gourlet-Fleury 2006).

La principale problématique consiste en la prise en compte de la diversité des types d'exploitation (Chaudhary *et al.* 2016), car les dommages infligés aux populations forestières varient considérablement selon l'intensité de la coupe (Martin *et al.* 2015), et le caractère légal et planifié de l'exploitation. Plus l'intensité de la coupe est élevée, plus les dommages sont importants (Picard, Gourlet-Fleury, et Forni 2012). Au-delà d'un certain seuil, un processus d'épuisement se déclenche en raison de la dégradation de la régénération des espèces exploitées, soit directement par une récolte excessive des arbres porteurs de graines et une destruction accrue des plantules et des jeunes pousses, soit indirectement par une ouverture excessive du couvert forestier entraînant des changements dans la composition floristique et une plus grande vulnérabilité aux incendies (Zimmerman et Kormos 2012).

Dans les forêts de production tropicales, l'un des principaux enjeux est le déclin rapide des ressources en bois après un ou deux cycles d'exploitation, même avec une exploitation à faible impact. Pourtant, plusieurs éléments permettent d'envisager une exploitation forestière durable assurant la production de produits bois et conservation des espèces d'arbres et de la biodiversité associée. Putz *et al.* (2012) montrent, dans une méta-analyse pantropicale, que même si les volumes de récolte chutent de 46 % après la première rotation, une dégradation croissante n'est pas observée. Au contraire, les volumes sont maintenus à un niveau constant par la suite, de même que les stocks de carbone et la biodiversité.

Plus généralement, l'exploitation forestière, en permettant d'assurer l'usage des biens et services liés à la biodiversité, constituerait la deuxième meilleure alternative aux forêts naturelles, à un coût d'opportunité nettement moindre qu'une protection intégrale (Edwards *et al.* 2014a). Les débats actuels portent sur les conditions de durabilité de l'exploitation forestière, voire sur sa viabilité économique. D'autres questions, telles que l'impact de l'exploitation sur les stocks de carbone, la diversité ou le cycle de l'eau, sont également cruciales pour définir de nouvelles règles d'exploitation.

De la forêt à la société : l'étude des socioécosystèmes

La gestion durable des forêts a longtemps été au cœur des préoccupations environnementales mondiales. Cependant, au fil du temps, cette question s'est élargie pour englober une perspective plus holistique, celle de l'étude de la durabilité des socioécosystèmes. Cette transition reflète la reconnaissance croissante que les forêts ne sont pas des entités isolées, mais plutôt des composantes interdépendantes des systèmes socioécologiques complexes qui englobent les communautés humaines et les écosystèmes forestiers.

La gestion durable des forêts a traditionnellement cherché à équilibrer la conservation des ressources forestières avec leur utilisation par les populations locales et les industries. Les stratégies de gestion ont évolué pour promouvoir la régénération naturelle, la préservation de la biodiversité et la réduction des impacts environnementaux. Cependant, ces approches sont souvent centrées sur la forêt en tant qu'entité autonome, sans tenir pleinement compte des interactions complexes entre les activités humaines, les écosystèmes forestiers et les conséquences à long terme.

L'étude de la durabilité des socioécosystèmes élargit cette perspective. Elle reconnaît que la durabilité ne se limite pas à la préservation des ressources forestières, mais implique également la promotion du bien-être humain, la résilience des communautés locales et la protection des services écosystémiques essentiels. Cette approche considère les forêts non seulement comme des réservoirs de biodiversité et de carbone, mais aussi comme des lieux où les gens vivent, travaillent et dépendent des services écosystémiques pour leur subsistance.

Comment définir la «durabilité»

Jusqu'ici nous avons utilisé la notion de durabilité sans la rattacher explicitement à une définition. Intuitivement, la durabilité se réfère à la capacité d'un objet à demeurer dans le temps. Cependant, définir la notion de durabilité de manière opérationnelle pour des socioécosystèmes se révèle être un exercice compliqué et constitue souvent la pierre d'achoppement pour une approche pluridisciplinaire. Il n'existe pas de définition unique de ce concept, mais une multitude de paradigmes qui présentent des nuances au sein même des disciplines (Drupp *et al.* 2020; Drechsler 2020a; Drechsler *et al.* 2007). On peut néanmoins identifier trois typologies de paradigme (Barfuss *et al.* 2018) : les approches d'optimisation, de soutenabilité et d'espace de fonctionnement sécurisé.

Les approches d'**optimisation** ont été employées très tôt pour définir des politiques de gestion environnementale (Tietenberg et Lewis 2018). Fondées sur l'économie du bien-être, ces approches visent à maximiser la valeur actuelle du bien-être social macroéconomique (Pezzey, 1992), c'est-à-dire la somme des bénéfices futurs actualisés moins les coûts. Cependant, ces approches ont été critiquées en raison des taux d'actualisation utilisés, favorisant les gains à court terme en négligeant l'état à long terme de l'environnement

(Ackerman *et al.* 2009). Des critiques supplémentaires portent sur l'approche simplificatrice de modélisation des dynamiques complexes des systèmes étudiés (Dasgupta & Mäler 2004). Certains de ces aspects sont traités dans des variantes d'optimisation, comme le contrôle robuste ou le traitement de diverses incertitudes (Chadès *et al.* 2017; Dujardin & Chadès 2016). Il est également possible d'optimiser d'autres objectifs et critères en tenant compte de contraintes éventuelles.

Face à la prise de conscience des menaces environnementales croissantes (Meadows *et al.* 1972), le paradigme de la **soutenabilité** a émergé (WCED 1987). Dans une approche économique, la soutenabilité est souvent définie comme une contrainte d'équité intergénérationnelle dans le cadre d'une approche d'optimisation du bien-être social macroéconomique (Pezzey 1997). Cependant, ces approches d'optimisation souffrent des mêmes critiques que les approches antérieures en raison de la prise de conscience croissante des non-linéarités, telles que les incertitudes et les risques de conséquences catastrophiques (Dasgupta & Mäler 2004; Scheffer *et al.* 2001). Pour relever ces défis, les non-linéarités et les éléments de basculement climatique ont été examinés sous un angle d'analyse des systèmes.

Cette approche par la science des systèmes s'inscrit dans la prolongation des travaux sur le système-Terre. En altérant le fonctionnement des écosystèmes, les sociétés humaines modifient les états d'équilibres de leur environnement (Calvin *et al.* 2023). Ces modifications sont susceptibles d'amener leur environnement au-delà d'un point de bascule où le nouvel état stable sera défavorable pour les humains (Scheffer *et al.* 2001). Ces points de bascule (*tipping points*) ne sont pas immédiatement identifiables et sont propres aux caractéristiques du système étudié (Lenton *et al.* 2008). Leur existence est discutée dans la littérature (Kriegler *et al.* 2009; Dudley et Suding 2020; Lauerburg *et al.* 2020; Swingedouw *et al.* 2020), mais leur étude a initié une réflexion sur la recherche de trajectoire de développement contenue au sein de limites biophysiques qui matérialisent ces points de bascule (Anderies *et al.* 2013; Bai *et al.* 2016; Dearing *et al.* 2014; Donges & Barfuss 2017; Raworth 2017).

Historiquement Rockstrom *et al.* (2009) ont mis en lumière neuf limites biophysiques à l'échelle planétaire comme nécessaires au maintien des conditions actuelles du système Terre. Par la suite, Steffen *et al.* (2013) ont identifié 3 autres limites dont celle du changement climatique. À la suite de ces articles, le concept **d'espace de fonctionnement sécurisé** (*safe operating space - SOS*) a émergé puis il a été popularisé dans les années 2010 (Bai *et al.* 2016; Cooper & Dearing 2019; Dearing *et al.* 2014; Heitzig *et al.* 2016; Hossain *et al.* 2017).

Selon Anderies *et al.* (2019), l'espace de fonctionnement sécurisé se réfère à une limite de sécurité pour la gestion des socioécosystèmes. Plus précisément, le SOS se décline en deux limites distinctes : la limite extérieure, en relation avec les limites planétaires, qui représente la capacité maximale de perturbations ou d'impacts tolérables sur les systèmes écologiques

(Rockström *et al.* 2013), et la limite intérieure, correspondant aux besoins biophysiques minimums de la société pour garantir le bien-être humain dans le cadre des contraintes technologiques actuelles (Raworth 2017). Le SOS constitue ainsi l'espace où les activités humaines doivent s'inscrire pour éviter de franchir les limites planétaires tout en répondant aux besoins essentiels de la société.

Comment estimer un espace de fonctionnement sécurisé ?

Heitzig *et al.* (2016) soulignent que pour estimer de manière fiable diverses caractéristiques du socioécosystème et les maintenir dans des plages spécifiques, il est impératif de comprendre les différentes composantes du socioécosystème, leur dynamique interne et leurs interactions. Cette approche multidisciplinaire permet de construire une "infrastructure de connaissance" (Mathias, Anderies, et Janssen 2018), c'est-à-dire un ensemble de connaissances sur le fonctionnement du socioécosystème utilisé pour prédire son état futur tout en prenant en compte les incertitudes. Autrement dit, la première étape consiste à évaluer la "**plausibilité**" des trajectoires (Bai *et al.* 2016).

De manière complémentaire, la définition des intervalles limites devient une question majeure. Ces limites résultent de l'existence de contraintes sur différentes caractéristiques du socioécosystème (Hossain *et al.* 2017). Ces contraintes définissent une topologie d'espace d'états "**acceptables**" (Leach, Raworth, et Rockström 2013). Leurs estimations sont généralement établies en identifiant des seuils critiques au-delà desquels les écosystèmes ou les sociétés pourraient être gravement perturbés, les points de bascule (Lenton *et al.* 2008). Ces seuils sont le résultat soit d'une approche par des modèles alimentés par des données empiriques, soit par la consultation d'une communauté légitime sur les normes souhaitées du fonctionnement du socioécosystème (Hossain *et al.* 2020). Généralement, on distinguera les besoins, qui sont les contraintes minimales pour assurer l'acceptabilité de l'état du système, des préférences qui constituent une classification des états du système (Pasgaard et Dawson 2019). Enfin la question des incertitudes implique de définir une posture vis-à-vis des risques. Le principe de précaution est souvent utilisé pour définir des limites en situation d'incertitude (Holzer et Olson 2021). Il met l'accent sur la prudence et la minimisation des risques, mais la question de l'estimation jointe des risques multiples reste ouverte (Bastit 2023).

La distinction avec les paradigmes antérieurs réside dans l'objectif sous-jacent. Alors que ces paradigmes visaient à trouver la trajectoire optimale, en tenant compte des contraintes éventuelles, pour définir ensuite la gestion correspondante, le cadre conceptuel du SOS ne requiert pas nécessairement l'optimalité comme critère. L'objectif est plutôt de rechercher des trajectoires qui respectent l'ensemble des contraintes biophysiques et socioéconomiques, sans pré-établir de hiérarchie (Heitzig *et al.* 2016). C'est un paradigme qui exclut certaines

possibilités de gestion, mais qui n'impose pas de solution spécifique. Ces solutions doivent émerger d'une négociation entre les acteurs du socioécosystème.

Pour illustrer ces concepts, une étude de cas a été menée sur la gestion des socioécosystèmes deltaïques de la baie du Bengale au Bangladesh (Hossain *et al.* 2017; G. Cooper 2018; Cooper & Dearing 2019; Hossain *et al.* 2020). Les auteurs ont opérationnalisé la définition du SOS à l'échelle régionale en utilisant deux approches complémentaires. La première consistait à développer un modèle dynamique intégrant les boucles de rétroaction pour les pêcheries côtières, en tenant compte de la dynamique sédimentaire du fleuve Chilika. La seconde repose sur l'élucidation de la structure du socioécosystème via la participation des communautés. La principale contribution de ce travail a été la proposition d'une méthode d'opérationnalisation d'estimation du SOS pour un socioécosystème régional. En zones forestières tropicales, la modélisation des socioécosystèmes nécessite aussi une approche par étude de cas pour intégrer leur complexité, que ce soit sur le plan écologique ou socioéconomique.

En ce qui concerne le volet écologique, même si les forêts tropicales sont des zones d'étude privilégiées par les écologues, elles restent peu comprises (Yang, Cao, et Swenson 2018). De la collecte de données à la modélisation, l'ensemble des méthodes utilisées en écologie moderne se sont révélées complexes à mettre en œuvre face à l'hyperdiversité de ces zones (Collen *et al.* 2008). La régulation des cycles biogéochimiques nécessite une approche globale pour la compréhension des mécanismes (Bonan 2019a), tandis que les stratégies de conservation de la biodiversité doivent être étudiées et optimisées à l'échelle d'écorégions.

À l'échelle de la communauté d'arbres, la diversité et la composition influencent les interactions entre individus et l'environnement, ce qui conditionne le fonctionnement et la productivité des écosystèmes (Guitet *et al.* 2018). La stabilité et la résilience des communautés d'arbres dépendent de leur diversité, qui permet d'atténuer l'impact des maladies, des espèces invasives et des variations environnementales (Elmqvist *et al.* 2003). Toute perturbation ou changement susceptible de modifier la biodiversité et la composition des communautés d'arbres aura donc un impact sur le fonctionnement des écosystèmes, même si les détails de ces impacts et de leurs conséquences demeurent mal connus.

Le volet socioéconomique présente également des défis importants en termes de modélisation. La collecte de données peut s'avérer un défi de taille dans les régions tropicales, en particulier dans les zones difficiles d'accès, où les données socioéconomiques précises et actualisées font parfois défaut. De surcroît, la qualité des données disponibles varie considérablement, ce qui complique leur utilisation dans les modèles (Dang, Jolliffe, et Carletto 2019; Collen *et al.* 2008; Carvalho *et al.* 2023).

Par ailleurs, l'économie informelle revêt une importance significative dans ces régions, avec de nombreuses activités économiques échappant aux registres officiels et ne faisant pas l'objet d'une comptabilisation formelle (Schneider, Buehn, et Montenegro 2010). Par conséquent, l'estimation précise des flux financiers, des revenus et des activités économiques s'avère complexe (Nguyen & Nguyen 2023).

Enfin, la coexistence de nombreuses communautés locales et de groupes ethniques différents avec leurs propres modes de vie, pratiques économiques et besoins spécifiques, représente un défi majeur pour les modèles socioéconomiques (Poirine 1995, 245-62). Ces modèles doivent être suffisamment flexibles pour prendre en compte cette diversité, ce qui rend leur élaboration et leur utilisation plus complexes (Poirine 1993; 2015).

Malgré l'existence de plusieurs exemples de modèle permettant d'estimer la dynamique couplée écologie-économie en contexte tempéré [voir la revue de Rivière, Cauria et Delacote (2020)]. En contexte tropical, l'inférence précise de la dynamique écologique pré et post exploitation puis sa liaison à un modèle macroéconomique reste une tâche complexe et donc peu réalisée.

L'évaluation des trajectoires de production d'actifs écosystémiques pré et post exploitation comme objectif de la thèse

Le cadre de l'étude du SOS appliqué au secteur forestier

Sur la base des travaux de Cooper et Dearing (2019), nous pouvons résumer la méthode d'estimation de la durabilité, au sens du SOS, en 4 étapes :

- 1)** Identifier le contexte socio-écologique en précisant les écosystèmes et les communautés humaines concernés, les actions anthropiques les liants et enfin les critères de durabilité sélectionnés par les communautés humaines ;
- 2)** Modéliser de la fonction de production de service écosystémique des écosystèmes pour l'ensemble des conditions environnementales et de gestion ;
- 3)** Estimer les trajectoires des critères de durabilité du socioécosystème à partir des fonctions de production de services écosystémiques ;
- 4)** Identifier les trajectoires socio-écologiques vérifiant les conditions de durabilité sélectionnée.

Dans cette méthode, l'étape de modélisation de la fonction de production de service écosystémique des écosystèmes pour l'ensemble des conditions environnementales et de gestion constitue une étape clé.

Comme montré précédemment, il existe des modèles de dynamique couplée écologie-économie mais ce type de modèle repose sur l'estimation préalable des fonctions de production des écosystèmes.

Pour exemple le modèle du secteur forestier française – FFSM (Lobianco *et al.* 2015) permet d'estimer des variables macro-économiques par une approche récursive d'équilibre partiel spatialisé des marchés de la filière forêt-bois (*i.e.* l'estimation des équilibres prix-quantité pour l'ensemble des marchés, de la gestion forestière jusqu'au produit de consommation – habitation, mobilier, énergie- dans les différentes régions). Le module de ressource forestière du modèle FFSM permet d'estimer de manière endogène les trajectoires de croissance selon les différents itinéraires sylvicoles. Pour ce faire, il utilise les paramètres biophysiques du modèle MARGOT (Audinot 2021). Le modèle MARGOT est un simulateur de dynamique forestière à grande échelle intégrant la diversité en espèces des forêts françaises. La modélisation des processus démographiques (recrutement, croissance et mortalité) est réalisée à l'échelle d'une parcelle représentative avec une prise en compte explicite des effets climatiques et implicites des effets de fertilité. Sa calibration s'appuie sur le dispositif d'inventaire forestier national de l'Institut Géographique National (IGN).

Le couplage des dynamiques écologiques et de économiques est ici possible en utilisant une fonction calibrée approximant la trajectoire de production en service écosystémique (la fourniture en bois et le stockage de carbone) des écosystèmes forestiers.

En s'inspirant de cette approche, notre objectif est de contribuer à développer une méthode scientifiquement robuste pour réaliser la **modélisation des fonctions de production de services écosystémiques des écosystèmes forestiers tropicaux en relation avec les conditions environnementales et de gestion.**

Pour prouver la faisabilité de notre méthode, nous proposons de la développer et de la mettre en œuvre pour un cas d'étude : la filière forêt-bois de Guyane Française.

De multiples verrous pour l'estimation des fonctions de production de services écosystémiques en contexte tropical

Pour atteindre cet objectif, plusieurs verrous méthodologiques doivent être levés.

Une question centrale, dès lors que l'on cherche à aider la décision, est celle des critères. Cette question ne peut être résolue de manière générale, car comme cela est postulé dans l'approche de type SOS, le cadre d'évaluation de la durabilité dépend de la communauté humaine considérée. Ce premier point implique d'identifier les critères de gestion durable des forêts applicables aux forêts de Guyane.

Un autre verrou porte sur l'adéquation entre la structure spatiale de la ressource et les zones de gestion. En zone tropicale et de manière exacerbée en Guyane, la part d'espèce utilisable par la filière bois est une fraction très restreinte de la diversité (5 espèces sur les plus de 1750 espèces recensées). Cette situation s'explique par un filtrage des espèces selon leur niveau d'abondance, leurs propriétés technologiques et aussi des effets d'usage historiques. Ainsi, il apparaît nécessaire de déterminer la structure de la ressource forestière par la répartition des espèces commerciales. Le recoupage des aires de répartition des espèces commerciales avec les zones exploitables permettrait d'identifier les zones à enjeux.

Enfin le dernier verrou est celui de la prise en compte des différentes interactions dans la dynamique forestière qui requiert un cadre de simulation adapté aux forêts hyperdiverses et susceptible d'intégrer les variations environnementales et les impacts de gestion à différentes échelles de temps. Les variations environnementales et de gestion impactent la dynamique de manière non triviale (effet de compensation, rebond ...).

Questions de recherche et démarche générale

Nous avons identifié des verrous scientifiques, à partir desquels nous formulons la problématique générale de la thèse de la façon suivante :

Dans quelles mesures les pratiques de gestion et d'exploitation forestière en Guyane française répondent elles aux conditions de durabilité écologique définies au sein de ce territoire ?

Pour répondre à cette question, nous nous sommes placés dans le cadre de construction d'un espace sécurisé d'opération en traitant successivement les verrous précédemment identifiés.

Le **premier chapitre** porte sur la définition de la durabilité dans le contexte de la filière forêt-bois de Guyane. Ainsi une première question de recherche porte sur :

(QR1) Quels sont les critères de durabilité de la gestion retenus par la filière forêt-bois de Guyane à travers son organisation et son fonctionnement socio-écologique ?

Pour répondre à cette question, j'ai réalisé une monographie des contextes écologiques et économiques de la filière forêt-bois de Guyane. Cette étude constitue le premier chapitre de cette thèse. À partir d'un corpus de rapports, de documents de planification et d'une étude sur l'organisation de la filière, j'ai identifié les principaux critères socio-écologiques définissant une gestion qualifiée de « durable » en Guyane. À l'issue de cette analyse, j'ai identifié un sous-ensemble de critères définissant les conditions nécessaires de gestion « durable » des forêts sur le plan écologique et décliné à l'échelle des massifs forestiers et de la parcelle.

À l'échelle du massif forestier, la durabilité écologique peut être approximée par l'adéquation spatiale des outils de gestion (allocation des zonages entre protection et exploitation) et les enjeux de conservation et de production. Cependant, la connaissance de la répartition des enjeux reste limitée tant pour le volet de préservation de la diversité que pour la répartition des zones a priori de production.

Le **deuxième chapitre** consolide ces connaissances sur la structuration spatiale de la ressource bois en étudiant le cas général de l'assemblage des communautés d'arbre. La question de recherche liée est la suivante :

(QR2) Quels sont les déterminants des assemblages des espèces d'arbres aux échelles locales et régionales ?

Pour répondre à cette question, j'ai construit un indice des conditions hydro-édaphiques locales à partir de données du réseau de sondage pédologique régional. De même, j'ai agrégé, harmonisé et respatialisé l'ensemble des données d'inventaires issues des réseaux régionaux de 1987 à 2022. À partir de ces données, j'ai inféré un modèle multinomial sur la composition en espèce pour les 508 espèces. Je montre que la répartition des espèces et leur dans la communauté s'explique principalement par des déterminants géomorphologiques à large échelle et par les conditions hydro-édaphiques locales. En projetant les prédictions du modèle à l'échelle régionale, je montre la superposition des enjeux de production et conservation est telle que :

- les forêts protégées s'inscrivent dans un réseau de réserves périphériques connecté avec le Parc Amazonien de Guyane, le parc national situé au sud de la région ;
- la production forestière qui était historiquement fondée sur un critère de proximité se centre maintenant sur les habitats de plateaux ce qui améliore l'efficacité de la stratégie de *land-sparing*.

Après avoir étudié la stratégie de *land-sparing* à l'échelle régionale, je me suis concentré sur la stratégie de *land-sharing* à l'échelle des parcelles exploitées. J'ai abordé cette question en deux chapitres en estimant successivement les dégâts induits par l'exploitation forestière et *in fine* leurs implications sur la durabilité écologique.

Dans ce **troisième chapitre**, je présente deux travaux auxquels j'ai participé pour répondre à la question suivante :

(QR3) Quels sont les niveaux de mortalité induits par les pratiques d'exploitation forestière en Guyane française à court et moyen terme ?

À la différence des autres services écosystémiques de régulation ou de soutien, la fourniture en bois implique une étape d'exploitation forestière. Le passage d'engins et l'abattage

d'arbres provoquent des impacts sous forme d'une mortalité induite immédiatement lors de l'exploitation et dans les années qui suivent par la baisse de vigueur ou les blessures. J'ai scindé mon étude de la mortalité induite par l'exploitation forestière en une estimation des dégâts immédiats d'une part et des dégâts à moyen terme d'autre part. À ce titre, j'ai participé au développement du simulateur spatialement explicite d'exploitation forestier *LoggingLab* sous forme de package R (Badouard, Schmitt, **Salzet** *et al.* 2024). Nos résultats suggèrent que l'intensification de la récolte et la mécanisation génèrent une hausse de la biomasse perdue imputable à l'extension du réseau de piste. Parallèlement, j'ai collaboré sur l'estimation de mortalité à l'horizon de 5 ans selon la distance à la perturbation (trouée d'abattage et piste forestière). Nous montrons que ces perturbations impactent le peuplement résiduel selon une fonction décroissante de la distance relative à la lisière de la perturbation.

Après avoir résolu ces verrous intermédiaires, le **quatrième chapitre** porte sur la fonction de production en actifs écosystémiques à l'échelle d'une parcelle. L'approche développée est fondée d'un point de vue biophysique et intègre les effets climatiques, de communauté, de fertilité et de stratégie de gestion. Cette approche répond à la question :

(QR4) Quels sont les déterminants de la fonction de production écologique en services écosystémiques associée aux communautés d'arbres de Guyane ?

Pour répondre à cette question, j'ai réalisé des travaux préparatoires qui m'ont permis de : (1) résumer la variabilité climatique régionale ; (2) résumer la variabilité de la composition des communautés d'arbre à l'échelle régionale à l'aide des résultats du chapitre 2 ; (3) consolider une base de traits et de paramètres allométriques pour 1467 espèces recensées en Guyane.

À partir de ces travaux j'ai couplé un simulateur de dynamique forestier, le modèle TROLL qui a été encapsulé avec ma participation sous la forme d'un package R *rcontroll*, et le simulateur d'exploitation forestière *LoggingLab* avec une estimation des dégâts à moyen terme présentés dans le chapitre 3. Pour réaliser ce couplage, j'ai développé le package *trollcalibr* qui est une plateforme de conception d'expérimentations numériques optimisées. J'y ai implémenté un ensemble de techniques permettant de réduire le coût de calcul tout en maximisant l'efficacité de l'information obtenue. Le résultat est l'ajustement d'un modèle de substitution par processus gaussiens reproduisant la trajectoire de production de services écosystémiques qui intègre la variabilité biophysique multiéchelle et les stratégies d'exploitation forestière.

Enfin j'ai réalisé l'analyse de sensibilité de la fonction de production des services écosystémiques issue du couplage TROLL-LoggingLab pour les conditions pré et post exploitation. Je montre par cette analyse que, dans le cadre du modèle, les principaux déterminants des conditions pré-exploitation sont liés à des mécanismes différents pour les niveaux de biomasse épigée et la mesure de diversité. Pour les conditions post-exploitation,

je montre que la réponse des écosystèmes à l'exploitation est principalement expliquée par l'intensité de l'exploitation sans effet notable des changements de norme d'exploitation EFI.

La dernière partie de cette thèse est une **discussion générale** sur les apports et les limites des résultats de cette approche développée. Il y est notamment discuté les implications des résultats du chapitre 4 sur l'impossibilité de retour à l'état pré-exploitation dans un temps compatibles avec la gestion. La redéfinition des conditions de durabilité écologique ouvre plusieurs perspectives de recherches en Guyane et plus largement dans les forêts tropicales.

Chapitre 1 : La filière forêt-bois de Guyane française et sa définition contextuelle de la gestion durable

Nous initions notre étude par un essai de monographie écologique et économique de la filière forêt-bois guyanaise. L'ambition de ce chapitre est de réponse à la question suivante :

(QR1) Quels sont les critères de durabilité de la gestion retenus par la filière forêt-bois de Guyane à travers son organisation et son fonctionnement socio-écologique ?

Pour réponse à cette question, nous avons réalisé une revue systématique de la littérature grise disponible sur la filière forêt-bois de Guyane entre 1947 et 2020. Nous identifions par cette historiographie économique les structures et fonctionnements de la filière hérités qui déterminent ses composantes actuelles. Nous avons complété notre analyse par une série de 20 entretiens semi-directifs¹⁰ avec un panel d'acteurs de la filière. Ces entretiens visent à identifier les composantes décisionnelles des acteurs sous la forme des objectifs, de ressources, de difficultés et de stratégies pour limiter ces difficultés. En mettant en relations les stratégies individuelles, nous mettons en lumière les difficultés partagées par l'ensemble des acteurs de la filière.

Ces observations nous ont servi pour identifier les critères de durabilité écologique définie par les acteurs (l'état de référence) à partir des documents de programmation de la filière.

¹⁰ **Entretien semi-directif** : Dans ce type d'entretien, l'intervieweur utilise une liste de questions préétablies (guide d'entretien), mais a la liberté d'ajouter des questions supplémentaires ou de reformuler les questions en fonction des réponses de l'interviewé. Les spécificités de l'entretien semi-directif incluent : une **structure prédéfinie** (liste de questions préétablies qui assure une certaine cohérence dans les sujets abordés) ; la **flexibilité** (l'intervieweur peut ajuster l'ordre des questions ou ajouter des questions supplémentaires en fonction des réponses de l'interviewé) ; l'**approfondissement des réponses** (L'intervieweur peut poser des questions de suivi pour obtenir des détails supplémentaires ou des exemples concrets, permettant ainsi une exploration plus approfondie des thèmes abordés).

1.1. Introduction

La filière forêt-bois est un concept qui englobe l'ensemble des activités liées à la gestion, l'exploitation, la transformation et la commercialisation des produits forestiers, principalement le bois, ainsi que les services et les industries associés (Buongiorno 1996).

Cette définition agrège des industries de différentes sections de la nomenclature des activités françaises de l'INSEE [cf. cadres présents dans la Figure 1-1 - (INSEE 2008)] :

- Sylviculture et exploitation forestière (code NAF : 02) ;
- Travail du bois et fabrication d'artisanat en bois et liège sauf des meubles – fabrications artisanales de vannerie et sparterie (code NAF : 16) ;
- Industries du papier et carton (code NAF : 17).

Les acteurs économiques sont généralement rassemblés en deux parties : une partie amont englobant la mobilisation et la récolte du bois d'œuvre, du bois d'industrie et du bois-énergie (en haut et la production à gauche dans la Figure 1-1), et une seconde partie aval (production centrale dans la Figure 1-1), qui comprend la première transformation du bois (sciage, broyage

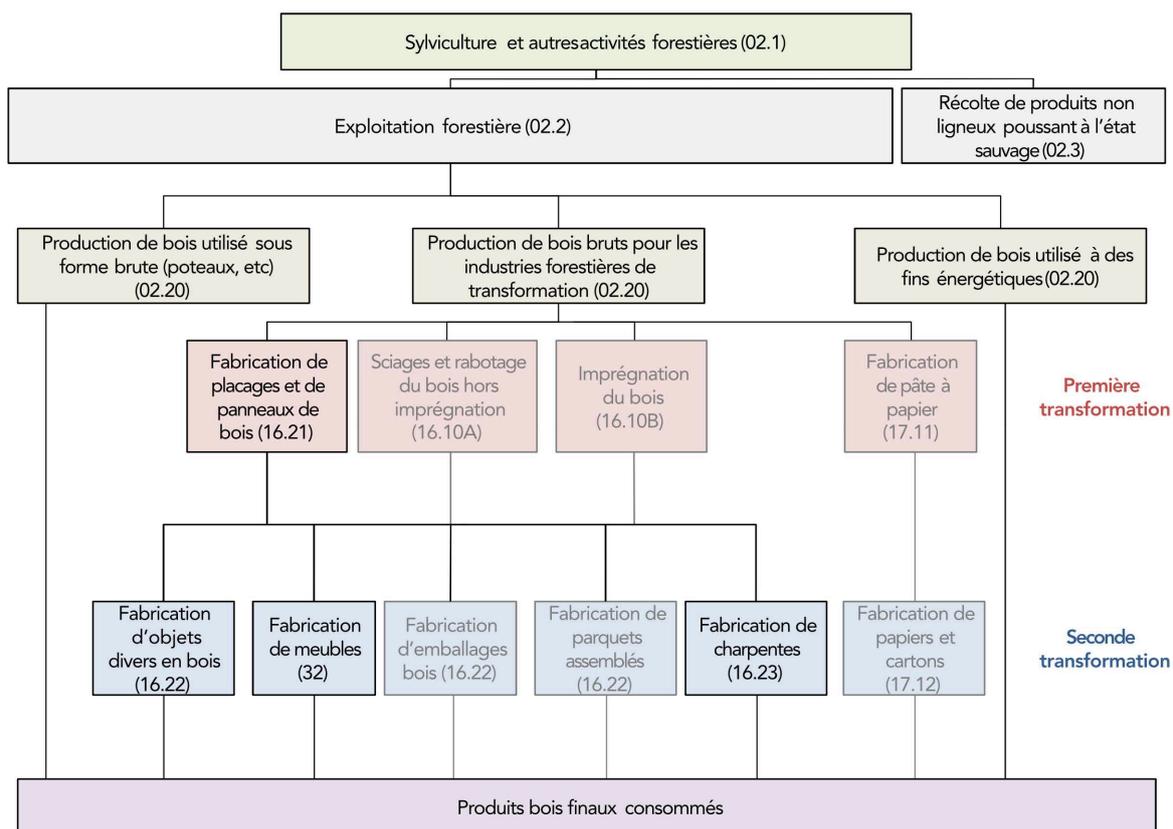


Figure 1-1 : Représentation de la filière forêt-bois guyanaise (en noir) à partir des activités présentées dans la nomenclature des activités françaises (NAF) de l'INSEE (2008).

Les codes de la NAF sont donnés entre parenthèses. Les activités sont hiérarchisées de haut en bas en fonction du degré de transformation du bois qu'elles impliquent. En haut de la figure, la sylviculture concerne le bois en forêt. Ce bois est ensuite exploité et dirigé vers plusieurs pôles de transformation. La première transformation regroupe les activités de découpage ou broyage des bois bruts. La seconde transformation regroupe les activités d'assemblage des produits déjà découpés ou broyés.

Adapté de (Caurla 2012).

et trituration) et sa deuxième transformation (papeterie, emballage, ameublement, construction et chimie). Le secteur de l'énergie biomasse (production de droite dans Figure 1-1), utilisant des produits forestiers et des connexes de la première ou seconde transformation, est rattaché à la partie aval.

Malgré une production de bois relativement modeste à l'échelle régionale, la filière forêt-bois est la troisième filière économique de la Guyane (après l'aérospatiale et l'orpillage). Elle se compose d'environ 250 entreprises, avec un chiffre d'affaires moyen d'environ 100 millions €. an⁻¹ au cours des dernières années, basées sur une exploitation stagnante à environ 80 000 m³.an⁻¹ de grumes (source : IEDOM 2019). La balance commerciale du secteur est déficitaire de l'ordre de 14,3 millions €.an⁻¹ à cause de l'import de biens manufacturés absents de la production locale (meuble et panneaux). Le principal marché de cette filière est la construction publique pour répondre au besoin de logement en relation avec la croissance démographique. Bien que la Guyane soit longtemps restée un territoire faiblement peuplé, elle enregistre depuis les années 1980 une croissance démographique significative, avec une augmentation annuelle moyenne de sa population de +2,1 % entre 2012 et 2022 (Taupe 2023). À ce titre, les dynamiques démographiques et de développement mettent en tension la production de bois d'œuvre et énergie avec une projection en 2029 d'un besoin de production à hauteur de 210 000 m³.an⁻¹ de bois d'œuvre (*i.e.* × 3 la production actuelle de 2019) et 347 000 t.an⁻¹ de bois-énergie (*i.e.* × 10 la production actuelle de 2019) (Somival 2019).

La filière forêt-bois guyanaise est apparemment dans une situation paradoxale avec une forte demande publique, mais une stagnation de la production. Nous faisons l'hypothèse que cette situation est liée aux spécificités des acteurs et est héritée en partie du développement de la filière. La prise en compte de ces spécificités est essentielle pour définir la durabilité écologique au sens de l'espace sécurisé d'opération (SOS). Ce cadre d'analyse sépare les composants (1) écologiques avec sa variabilité de dynamique, (2) économique avec l'ensemble des agents qui interagissent dans et en dehors des marchés, et (3) les modalités d'interactions entre ces deux composantes.

Nous nous sommes posé les questions suivantes :

(QR 1.1) Comment sont structurés les composantes écologiques et économiques de la filière et leurs interactions en lien avec les pratiques de gestion ?

(QR 1.2) À partir de ces observations et des données de programmation de la filière, quelles sont les caractéristiques de l'état de référence qui définissent des conditions durables de gestion ?

Pour réponse à question, nous avons réalisé une revue de littérature principalement grise sur les projets de recherche en écologie, les travaux de description de la filière et les documents

internes des structures publiques (ORSTOM, CTFT, ONF, CCI, ...) pour identifier les éléments déterminants de la variabilité du gisement forestier et du fonctionnement de la filière. En complément, nous avons agrégé les données de production de bois et de sciage de 1913 à 2023 pour reconstruire la trajectoire historique de la production guyanaise et identifier la contingence historique dans le fonctionnement actuel. De plus, nous avons réalisé une analyse socio-économique du fonctionnement actuel de la filière à l'aide de 20 entretiens semi-directifs en 2021 (Fournier *et al.* 2021), et 2022 (Yeboua 2022), avec une sélection d'acteur de la filière en situation amont et aval. Nous proposons une périodisation du développement de la filière qui explique en partie des difficultés actuelles des acteurs.

Enfin, nous avons extrait les objectifs de durabilité de la gestion forestière des documents de programmation. Nous avons identifié quels paramètres de gestion pouvaient être vraisemblablement modifiés pour atteindre ces objectifs, sachant les relations de pouvoir en place dans la filière.

1.2. Matériels et méthodes

Notre objectif était de décrire les composantes écologiques et économiques de la filière forêt-bois. Sur le volet écologique, nous nous sommes appuyées sur la revue de littérature réalisée par Guitet (2015) pour identifier les principaux déterminants connus de la variabilité des écosystèmes forestiers guyanais.

Sur le volet économique, nous avons approfondi notre analyse en cherchant à identifier les caractéristiques historiques de la production de la filière et décrire le fonctionnement actuel à partir d'une grille d'analyse mettant en lumière la rationalité procédurale des acteurs [c'est-à-dire la manière dont les individus prennent des décisions dans des environnements complexes et incertains en utilisant des heuristiques, des règles simples et des raccourcis cognitifs (Viale 2021)]. Nous avons scindé notre collecte de donnée en deux sources : les données historiques via des rapports issus du fonds documentaire disponible localement et par la collecte d'entretiens semi-directifs avec les acteurs économiques.

1.2.1. Reconstruction de série de production et périodisation du fonctionnement de la filière

La reconstruction de série de production a été réalisée à partir d'un corpus documentaire issu du fonds documentaire de la bibliothèque du centre AgroParisTech de Kourou. Ce fonds documentaire rassemble les documents déclassés de l'Office Nationale des Forêts en Guyane et les rapports traitant de la foresterie tropicale et notamment guyanaise (fond AgroParisTech). La constitution de cette revue de littérature a été réalisée en construisant une requête incluant dans le titre ou dans le sommaire « filière », « exploitation », « scierie » avec la référence géographique « Guyane ». Cette consultation a été complétée par une consultation

systematique des rayons portant sur « l'économie forestière », la « gestion forestière », car l'ensemble du fond n'a pas été entièrement indexé. Chaque document a été numérisé s'il ne l'était pas encore et le texte a été reconnu par un logiciel dédié. Ce corpus a été complété par une revue de littérature des articles traitant de la filière forêt-bois guyanaise via la requête sur les titres et résumé : (filiale OU exploite* OU sci*) ET Guya*. La requête a été réalisée sur la base de données Persée¹¹, ORSTOM/IRD¹², CIRAD¹³ et des journaux « Bois et Forêts et de Tropiques »¹⁴ et « la Revue Forestière Française »¹⁵.

L'ensemble de la collecte a abouti à la sélection de 111 documents, dont 50 rapports, 10 ouvrages, 50 articles de revues. Parmi ces documents, 10 rapports (Sabbadin 2015; Tendron 2006; ORF 2005; Vallet 2001; Perthuisot 1998; Delage, Montcerisier, et Netter 1995; Lasnier 1994; COMAFI 1993; Destremau 1992; Aquioupou 1986; CTFT 1972) et 3 articles (Grivaz 1966; - 1952; Terver 1947) fournissent des estimations de la production de grume et/ou de sciages sous forme de graphique ou de tableau. Les données graphiques ont été extraites à partir des documents numérisés à l'aide du package R digitize (Poisot [2012] 2016). Les données contemporaines de productions (2000-2024) ont soit transmis par le Centre Technique du Bois et de la Forêt de Guyane (CTBG Guyane) – série Bonjour 2010 & Bonjour 2016, soit tirées du rapport de l'IEDOM 2022 – série IEDOM 2022, soit extraites de la plateforme Platexfor¹⁶ en 2024 – série Platexfor 2024.

L'ensemble des données ont été convertis en $m^3.an^{-1}$ avec comme coefficient de conversion $0.6 t.m^{-3}$ qui la densité volumique moyenne du bois de l'essence la plus exploitée historiquement, l'Angélique (*Dicorynia guyanensis*). Les séries « consensus » correspondent à la moyenne des valeurs pour les années ayant plusieurs estimations ou à la valeur de la série si elle est unique sur la période.

La périodisation de la filière correspond pour la période 1913-1980 à celle proposée par Valeix & Mauperin (1989) et Destremau (1992) et pour la période 1990-2020 à Husson (2021). Nous avons harmonisé la périodisation pour la période 1980-2024 en nous appuyant sur les entretiens réalisés par Fournier *et al.* (2021) et Yeboua (2022) avec les acteurs de la filière (voir section suivante).

¹¹ Voir : <https://www.persee.fr>

¹² Voir : <https://horizon.documentation.ird.fr>

¹³ Voir : <https://agritrop.cirad.fr>

¹⁴ Voir : <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT>

¹⁵ Voir : <https://agroparistech.hal.science/REVUE-FORESTIERE-FRANCAISE>

¹⁶ Voir <https://www.foret-bois-guyane.fr>

1.2.2. Collectes d'entretiens et analyse des processus de décision des acteurs de la filière

Nous avons effectué la collecte, le traitement, la synthèse des données du secteur et identifié les principaux acteurs avec les objectifs et les enjeux qu'ils représentent. Nous avons adapté les guides d'entretien pour chaque corps de métiers en fonction des processus d'action de l'acteur (processus de production et de commercialisation) à partir d'un corpus technique (Madoui et Raynaud 2020; Dalois 1990; Sales 1990; 1989; Rotrou 1986; Centre Technique Forestier Tropical 1972). Ces grilles d'entretien ont été ajustées en fonction des réalités que nous avons rencontrées après les premières interviews. Nous avons utilisé pour ce travail la méthodologie décrite par Olivier de Sardan (2008).

Nous avons utilisé deux listes de contacts pour construire notre échantillon : la liste des adhérents de l'interprobois Guyane (N = 35) et une extraction de la base KompasTM en fonction de l'activité principale déclarée en lien avec les codes NAF indiqués dans l'introduction (N = 164). En septembre 2021, dix entretiens ont été conduits sur la partie amont de la filière (Fournier *et al.* 2021). En 2022, dix autres interviews ont mené auprès des acteurs de l'aval de filière (Yeboua 2022).

Au total, 20 personnes qui ont été interviewées : 2 chercheurs de l'UMR EcofoG ; 1 agent ONF ; 1 agent du Centre technique Bois et Forêt Guyane (CTBF Guyane) ; 2 chargés de production d'exploitants forestiers ; 2 directeurs de scieurs ; 2 représentants de l'Interprobois Guyane ; 2 charpentiers ; 2 menuisiers ; 2 énergéticiens ; 2 architectes ; 1 ingénieur structure bois ; et 1 artisan-ébéniste. Sur les vingt entretiens, seulement trois ont été réalisés par visioconférence. Nous avons privilégié les rencontres des acteurs sur le lieu de travail pour avoir une information plus pratique de l'organisation et des problèmes rencontrés par les acteurs. Au début de chaque entretien, le sujet et le Règlement Général pour la Protection des Données sont présentés. Les enquêtes ont signé un formulaire pour s'assurer de leur anonymisation et de leur consentement à l'enregistrement des entretiens.

Tous les entretiens enregistrés ont été retranscrits intégralement à l'aide du logiciel Sonal (Alber, Le Nué, et Cibois 2018). Nous avons effectué une première analyse par corps de métiers pour faire ressortir les acteurs les plus pertinents, les enjeux individuels, les ressources, les contraintes de chaque maillon de la filière. Une seconde analyse plus globale de la filière a permis de mettre en évidence les interactions et les différents flux (de matière, financier, d'information, de gouvernance) au sein de la filière forêt — bois. La comparaison des données collectées a permis de dégager des divergences ou des convergences entre les points de vue des acteurs. Pour ce deuxième niveau d'analyse, nous nous sommes inspirés de la grille d'analyse de l'action stratégique proposée par Bernoux (2001).

L'ensemble des détails méthodologiques sont exposés dans Yeboua (2022).

1.3. Résultats et discussions

1.3.1. Contexte écologique : une forêt tropicale humide aux conditions climatiques et hydro-édaphiques contrastées

La forêt Guyanaise est une forêt équatoriale sempervirente ombrophile (Granville 1985; 1990). Elle accueille plus de 7000 espèces végétales (hors champignons), dont 1800 espèces d'arbres (Molino *et al.* 2022) et une richesse faunistique tout aussi importante (D. M. Olson *et al.* 2001). La composition taxonomique des arbres est très variable sur le territoire en lien avec différents gradients régionaux. Des patrons régionaux de composition ont été mis en évidence avec une dominance au nord-ouest de *Lecythydaceae* et *Cesalpinaceae* et au sud-est de *Burseraceae* et *Mimosaceae* (Guitet, Pélissier, *et al.* 2015). En complément, le projet HABITAT a permis de cartographier à l'échelle infrarégionale des « habitats forestiers », c'est-à-dire des zones de communauté forestières relativement homogènes.

Conditions climatiques

Les conditions climatiques conditionnent partiellement la diversité des forêts de Guyane. Située entre les latitudes 2° et 5° Nord et les longitudes 51° et 54° Ouest, la Guyane présente les caractéristiques climatiques de zone tropicale de type équatorial (Af) et de zone tropicale à mousson (Am) selon la classification de Köppen-Geiger [Figure 1-2 (Beck *et al.* 2018)].

La température moyenne oscille autour de 26 °C, avec une amplitude de ± 2 °C entre le mois le plus chaud et le plus froid. La pluviométrie moyenne varie entre 2000 et 4000 mm par an. Ces variations pluviométriques suivent un gradient spatial décroissant d'est en ouest (Paget 1999) et présentent quatre saisons distinctes : la grande saison des pluies, d'avril/mai à août ; la grande saison sèche, de mi-août à novembre ; une petite saison des pluies, de novembre/décembre à janvier/février, et une petite saison sèche en février/mars. Il convient

Köppen-Geiger climate classification map for French Guiana (1980-2016)

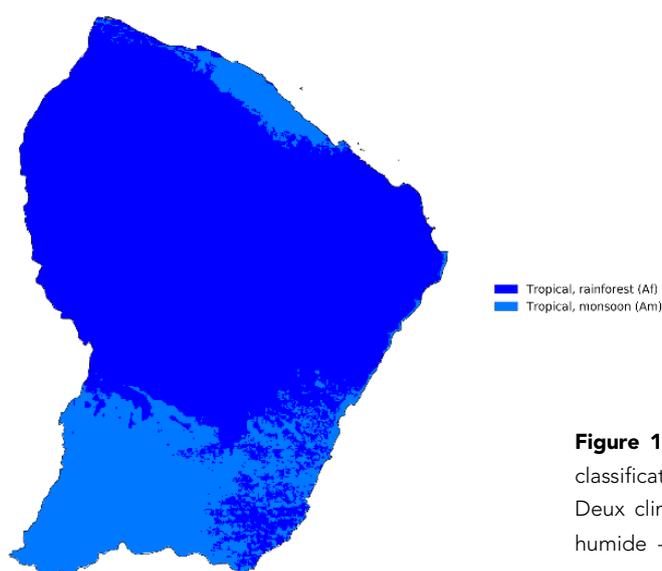


Figure 1-2 : Carte des climats guyanais selon la classification Köppen-Geiger de Beck (2018). Deux climats sont présents en Guyane : tropical humide – Af (bleu foncé) et tropical à période mousson Am (bleu clair).

Encadré 4 : La saisonnalité des pluies en Amérique du Sud et ses anomalies

La saisonnalité de l'Amérique du Sud subtropicale est influencée par la Zone de Convergence Intertropicale (ZIC), une bande convective résultant de la rencontre des alizés venant du nord-est vers le sud-ouest dans l'hémisphère nord et du sud-est vers le nord-ouest dans l'hémisphère sud. La ZIC présente une migration saisonnière tout au long de l'année, mais divers facteurs peuvent perturber sa trajectoire, entraînant ainsi des variations saisonnières dans la répartition des précipitations sur le continent. Des anomalies dans les mouvements de la ZIC peuvent également modifier les régimes de pluie.

L'apparition du phénomène El Niño a un impact significatif sur le régime des précipitations le long de la côte ouest du continent, bien que son influence à l'intérieur des terres soit plus complexe à déterminer. De plus, El Niño affecte également la composante océanique de la ZIC sur la côte pacifique (Météo-France 2023).

Pendant un épisode El Niño (ou La Niña), la ZIC reste généralement bloquée dans sa position méridionale (ou septentrionale). Cependant, il est important de noter que des années atypiques dans la migration ou l'intensité de la ZIC peuvent être observées, même en l'absence d'un phénomène El Niño (ou La Niña).

de noter l'impact de l'oscillation australe de la pression (ENSO), qui engendre des anomalies dans les régimes pluviométriques et de température (voir Encadré 4).

Les formations géologiques

En plus des conditions climatiques, la géologie et le sol sont reconnus comme des éléments structurants de la diversité. La Guyane s'inscrit dans la formation géologique du bouclier des Guyanes, une vaste entité précambrienne qui s'étend du nord-est de l'Amérique du Sud, de l'est du Venezuela et du sud-est de la Colombie au nord-ouest du Brésil, englobant le Guyana, le Suriname et la Guyane française (Hammond 2005).

En Guyane, les formations géologiques se situent principalement entre 2,26 et 2,06 milliards d'années et peuvent être regroupées en quatre ensembles litho-tectoniques majeurs (Kroonenberg, Jébrak, Heuret 2020) :

- les ceintures de roches vertes du Paramaca, « *volcanic-dominated & sedimentary-dominated greenstone belts* », dominées par des roches volcano-sédimentaires ;
- les complexes magmatiques de type TTG (Tonalite-Trondhémite-Granodiorite) qui se mettent en place conjointement aux ceintures de roches vertes ;
- l'ensemble détritique supérieur dominé par des conglomérats, des pélites et des grès ;
- les suites granitiques métalumineuses à peralumineuses.

Cette configuration géologique présente deux spécificités notables. La première concerne l'abondance de ressources minières, notamment l'or (Cassard *et al.* 2008), présentes dans les ceintures de roches vertes, à l'origine d'activités d'orpaillage légales et illégales (IEDOM 2019). La seconde est la diversité géomorphologique significative de la région, malgré un relief relativement modéré en altitude, culminant à 831 mètres avec la montagne Bellevue (Guitet *et al.* 2013).

Les variations régionales et locales de la géomorphologie

On peut distinguer dix grands paysages géomorphologiques, comprenant des reliefs sub-montagneux, des plateaux, des collines multi-convexes et multi-concaves (Guitet *et al.* 2013). Au sein de ces paysages, l'uniformité climatique relative, associée à la faible altitude, induit des mécanismes de pédogénèse influencés par le relief local. Ce dernier se caractérise par un dense réseau hydrographique, donnant lieu à une alternance de plateaux ou de collines atteignant généralement 50 mètres d'altitude, et de zones humides en bas-fonds. Ces caractéristiques favorisent la différenciation des sols, influencée par l'hydromorphie.

En résumé, les travaux de Guitet *et al.* (2015) ont souligné l'influence significative des paramètres géo-pédologiques, climatiques et topographiques sur les processus écologiques, tels que les dispersions d'espèces et leur filtrage par l'environnement, contribuant ainsi à la détermination de la composition et de la diversité du couvert végétal à l'échelle régionale.

Des forêts soumises à des perturbations anthropiques croissantes

Malgré leur bon état de conservation (Brunaux et Binet 2014), les forêts de Guyane française sont soumises à des perturbations anthropiques croissantes en raison d'une demande en bois d'œuvre soutenue par une croissance démographique forte et de nouvelles demandes de bois-énergie dans le cadre de la diversification de la filière énergie en Guyane.

La question de la résilience de ces forêts peu perturbées face aux impacts anthropiques implique la compréhension fine de la dynamique et de la structure des communautés végétales afin de garantir le maintien des services écosystémiques dans le temps (Piponiot, Rutishauser, *et al.* 2019). Afin de préciser les interactions entre écosystèmes et les communautés humaines, examinons les spécificités de la filière forêt-bois guyanaise en lien direct avec la ressource en bois.

1.3.2. Contexte socio-économique : la filière forêt-bois de Guyane

L'État français dispose de la quasi-intégralité de la propriété du massif forestier. Il représente plus d'un tiers de la surface forestière sous administration française. La politique forestière a évolué pour passer d'une vision extractive de la ressource bois à l'aide de concessions, à l'instar de la gestion des ressources minérales, vers la recherche d'une gestion durable (Destremau 1992; Husson 2021).

Contexte historique de la filière : une implication politique de l'état de longue date, mais aux impacts limités

Il est attesté que la présence amérindienne a façonné autour des zones de vie la structure et la composition forestière, actuellement observable via un enrichissement en essences utilitaires (bois, fruitiers, médicament ...), mais cet impact reste mal connu en termes d'étendu spatiale (Odonne *et al.* 2019; Odonne et Molino 2021).

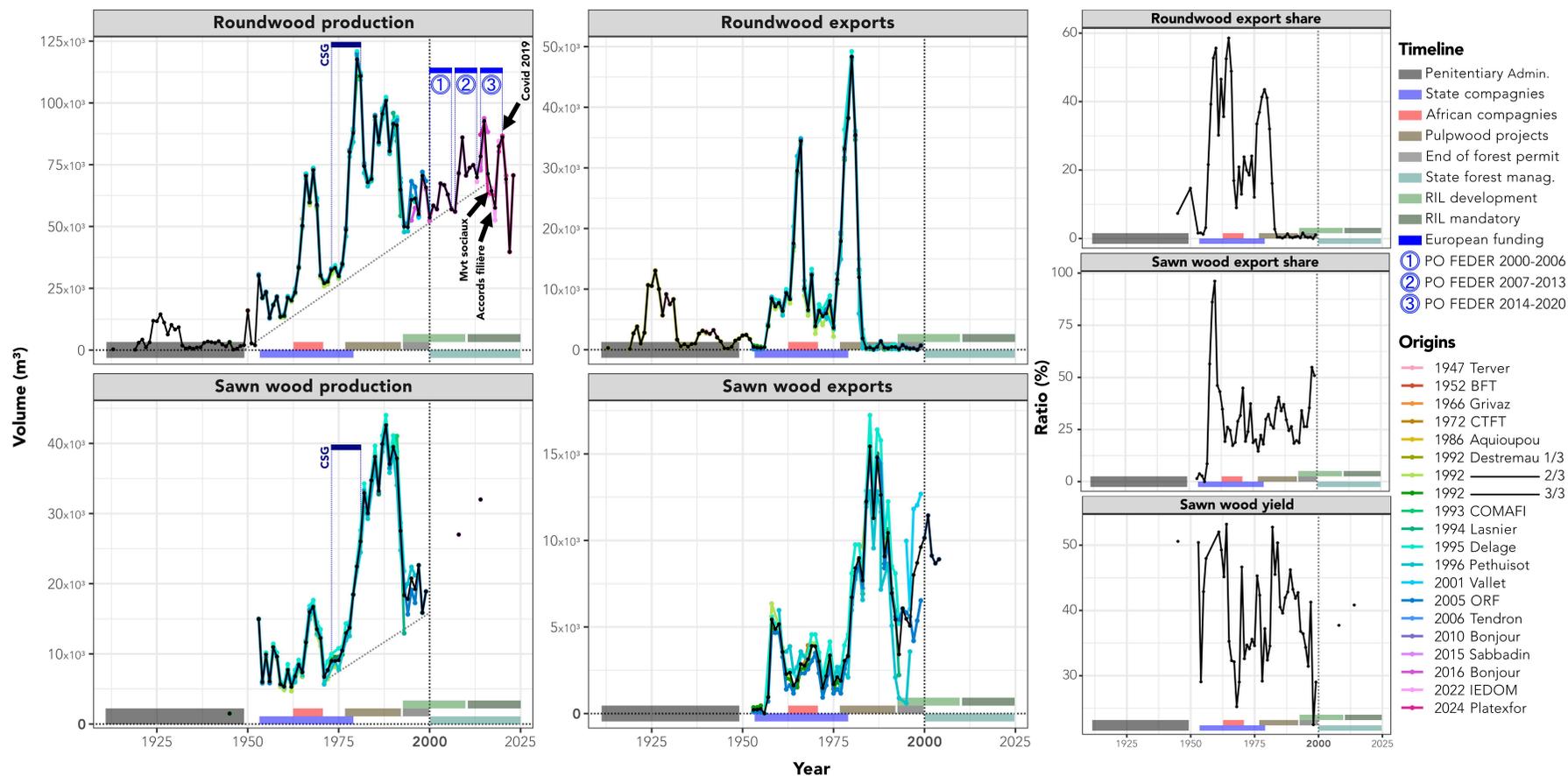


Figure 1-3 : Séries de productions et d’exportations de la filière forêt-bois de Guyane en volume de grume et de sciage, reconstruites de 1913 à 2024 et décrites par périodes et éléments majeurs (Timeline)

En **abscisse** : les années ; en **ordonnées** : les volumes produits pour les quatre panels de gauche et les ratios pour la colonne de panels de droite. Les données de production et d’exportation sont indiquées sous forme de points (données ponctuelles) et de lignes (série temporelle) colorées selon la base de données d’origine. La ligne noire pleine indique pour l’ensemble des panels l’estimation moyenne consensus. Les lignes noires en pointillés horizontales le seuil de 0 et verticalement le passage à l’an 2000. Plusieurs **périodes structurantes** sont indiquées en bas des panels sous forme d’encarts colorés [en **noir foncé** : gestion par l’administration pénitentiaire ; en **bleu clair** : mise en place de l’entreprise d’État « Bureau Agricole et Forestier Guyanais (BAFOG) » ; en **rouge** : période de présence de concessionnaires forestiers partis des colonies de l’Afrique occidentale et équatoriale française ; en **marron** : plan vert et développement de projets papeterie ; en **noir clair** : période de transition de la gestion par permis vers l’aménagement ; en **turquoise** : mise en place effective des aménagements forestiers ; en **vert clair** : période de développement des pratiques d’exploitation faibles impacts (EFI) ; en **vert foncé** : Mise en application systématique de l’EFI, en **bleu foncé** : temporalité des plans de financement européens]. Plusieurs ruptures dans les tendances (lignes pointillées obliques) de production sont associées à des **événements** particuliers et sont indiquées par des flèches noires.

Néanmoins, au début de la colonisation, l'exploitation forestière en Guyane est difficilement estimable jusqu'au ^{XV}e siècle. Avec l'installation définitive de la Colonie de la presqu'île de Cayenne en 1817, un petit commerce de bois a commencé à émerger. Il concernait les essences de bois de couleur de bonne réputation (Malfoy 1989). L'exploitation, bien que limitée aux abords des fleuves et de la presqu'île, a participé à la raréfaction du bois d'amourette. Les activités forestières ont pris un tournant significatif en 1852 avec l'implantation du bagne guyanais, marquant le début de l'exploitation du bois d'œuvre dans des camps forestiers gérés par l'administration pénitentiaire (Destremau 1992, 5). À partir de 1908 jusqu'en 1931, des permis d'exploration et d'exploitation de bois ont été accordés et réglementés par le Service des Mines. Les années 1930 ont vu le développement du service forestier qui encadre le commerce du bois d'œuvre ainsi que l'exploitation de l'essence du Bois de rose et de la gomme de Balata (Bruleaux 1989). Cette exploitation s'est poursuivie jusqu'en 1946 (encart noir dans la Figure 1-3) en se concentrant sur un nombre d'essences abondantes et adaptées soit à un usage en charpente ou menuiserie (Angélique, Grignon franc, Parcour), soit en ébénisterie (Amarante) à vocation d'export (Lavauden 1941).

À partir de 1946 la départementalisation provoque l'entrée des forêts de Guyane dans le giron de l'administration des Eaux et Forêts. Ce rattachement permet l'obtention de crédits pour la gestion qui se traduisent par la prospection et l'initiation de développement pour mise en valeur des espaces forestiers (Bena 1949; 1951). De 1952 à 1976, d'importants inventaires forestiers ont été réalisés par le BAFOG (Bureau Agricole et Forestier de Guyane en bleu clair dans la Figure 1-3), suivi par l'ONF (installé en Guyane à partir de 1966) et le CTFT (ancien Cirad Forêts). Durant cette période, la place du BAFOG a été centrale sur les volets de l'acquisition de connaissances (parcelles permanentes), l'aide à l'industrialisation (contrat location-vente d'engins, mise en place d'une scierie industrielle - SOFOG) et la promotion des bois guyanais à l'étranger (filiale américaine - *French Guiana Timbers*). Néanmoins, le tissu économique reste limité avec une production annuelle de 23 000 m³.an⁻¹ (Destremau 1992; Valeix et Mauperin 1989; Delage, Montcerisier, et Netter 1995).

On peut noter la présence d'un pic de production et d'export entre 1962 et 1970 qui est dû à l'installation d'exploitants forestiers venus des anciennes colonies de l'Afrique occidentale et

Encadré 5 : L'Exploitation Faible Impact en Guyane française.

L'exploitation à faible impact fait référence à « une opération d'exploitation forestière intensément planifiée, précautionneusement mise en œuvre et contrôlée afin de minimiser son impact sur le peuplement et les sols forestiers, et se basant habituellement sur une sélection des individus à abattre » (FAO 2004). Cela se traduit par des pratiques telles que la récolte sélective, où seuls certains arbres matures sont coupés, laissant les arbres immatures et la végétation intacte.

En Guyane française, l'ONF a initié des travaux de recherche visant à définir des règles d'EFI au début des années 2000, dans la perspective d'une future certification de gestion durable. La transposition des résultats de recherche sur les impacts de la foresterie a eu lieu avec un premier guide de sylviculture (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016). Les principales préconisations ont été 1) une rotation longue de 65 ans et 2) un prélèvement moyen de 4 tiges. ha⁻¹. Deux versions de la charte EFI ont été éditées (2011 et 2017). La dernière version (2017) reprend les seuils proposés par les chercheurs pour l'aménagement forestier, précise les contraintes sur les engins et modalités d'exploitation et ajoute des normes de sécurité pour les travailleurs.

équatoriale française (rectangle rouge dans la Figure 1-3). Anticipant un contexte de restriction sur les concessions forestières, certaines exploitations se sont installées en Guyane et ont tiré profit de leur réseau d'export établi. La construction du Centre Spatial Guyanais (CSG) en 1964 a également initié une demande importante en bois. Cette situation s'est arrêtée après que les gouvernements des nouveaux états africains décolonisés aient, à l'inverse des anticipations, facilité les règles sur les concessions. Ainsi les exploitants sont soit retournés dans leurs anciennes exploitations ou ont fait faillite à terme (J.-M. Bouvard 1986), sans que cette période ait augmenté durablement la production guyanaise.

Par la suite, l'agrandissement du centre spatial Guyanais pour le programme Ariane en 1973 (rectangle bleu foncé dans la Figure 1-3) et la mise en place du Plan Vert de 1976 à 1992 (rectangle marron dans la Figure 1-3), ont soutenu fortement le développement de la filière. L'objectif du plan vert était de faire de la forêt le moteur principal du développement de la Guyane. Des projets ont été envisagés pour la production de bois déroulé (Détienne, Fouquet, et Parant 1989), de charbon (Doat 1989), de copeaux et de papier (Tissot 1989), mais ils ont été entravés par la diversité des essences et leur inadaptation (Destremau 1992). Pendant cette période, l'exploitation du bois d'œuvre s'est poursuivie grâce à l'octroi de permis forestiers, caractérisée par un manque de planification, une surutilisation de certaines zones et un manque de contrôle (Serre 1988).

Parallèlement, l'accroissement démographique commence à générer une demande de plus en plus importante de logement sur le marché domestique (Rotrou 1986). Cette hausse de la demande domestique publique mit à l'arrêt les projets pour accroître l'exportation [normalisation en qualité des bois rond (Parant 1980a) et des avivés (Parant 1980b), gestion de la certification locale (Centre Technique Forestier Tropical 1987), tests de séchage ...].

La déclaration de l'accord de Rio de 1992 a été un tournant, car l'état français s'y est engagé à mettre en œuvre une gestion durable et multifonctionnelle en Guyane. Depuis, une stratégie de partage des terres a d'abord été opérée sur le plan institutionnel par (1) la création successive du Parc Amazonien de Guyane (le plus grand Parc National français) en 2007 à l'issue d'une démarche de 14 ans pour la conservation et le développement du sud de la Guyane, et (2) la mise en place d'une adaptation guyanaise du Code forestier en 2005 (DAF Guyane 2005) qui a permis la délimitation du Domaine Forestier Permanent (DFP) en 2008 en tant que seule zone exploitable sous condition d'une gestion durable pour la zone littorale¹⁷. Le changement de pratique s'est concrétisé en deux temps. Premièrement, l'abandon des permis d'exploitation forestière dès 1994 au profit de la mise en place d'aménagements forestiers (Husson 2021). Deuxièmement, la conception puis la mise en place d'une charte technique pour l'Exploitation Faible Impact – EFI (voir Encadré 5). Le développement de

¹⁷ D'autres forêts communales et des Zones de Droits d'Usages Collectifs (ZDUC) font l'objet d'une gestion de manière plus concertée avec les élus locaux.

l'exploitation faible impact s'est localement appuyé sur des structures historiques de recherche (Centre ENGREF Kourou - J. M. Bouvard 1989; Centres CTFT/CIRAD - Catinot 1994; Centre ORSTOM/IRD - Pinel 1992), avec le déploiement de réseaux de parcelles permanentes pour des suivi post-exploitation (Expérience Paracou - CTFT 1989; Expérience ECEREX - Sarrailh 1989; Expérience Counami - Sabatier *et al.* 2006).

La mise en place de la charte EFI ne s'est pas fait pas sans conflits avec quelques exploitants pour lesquels ces contraintes ont généré un changement impossible (Husson, 2021). Certains exploitants ont par exemple dû cesser leur activité n'ayant pas pu se conformer aux mesures imposées par la charte (notamment liées à l'achat de nouveau matériel) ce qui explique leur nombre limité actuellement (Delage, Montcerisier, et Netter 1995; Destremau 1992). À la suite de ces modifications, la filière est depuis 2016 certifiées PEFC¹⁸ (PEFC France 2012) et s'engage depuis 2020 vers une certification FSC¹⁹ (Villien *et al.* 2020).

La période de 2010 à 2024 est marquée par la stagnation de la production en bois d'œuvre (BO) (voir Figure 1-3), et la montée en puissance de l'usage de bois énergie (BE) (CTBF Guyane 2020). La réponse à l'augmentation en besoin en BO et BE non couvert par l'exploitation de type EFI est la plantation. Plusieurs programmes de recherche [ForesTreeCulture 1 & 2 (Nicolini et Morel 2016)] sont construits à partir des essais avortés de plantation réalisés de la fin des années 1970 jusqu'au début des années 1980 avec 270 ha reboisés – 150 ha par l'ONF et 170 ha par le CTFT (Lopez 2016). La vocation de ces projets était de déterminer le potentiel de croissance d'espèces locales et exotiques (notamment le pin des Caraïbes). Ils ont été finalement utilisés pour le criblage d'essences dans la mise en place de plantations expérimentales mixtes BO/BE avec un succès relatif des essences locales (Nicolini et Morel 2016; Lopez 2016; Sabbadin 2015).

La productivité de la filière a été très impactée par deux événements pour la filière : la fin de la flexibilité de paiement avec l'ONF en 2016 qui est à l'origine des mouvements sociaux de 2017 et le COVID 19. Le changement de paradigme budgétaire de la direction régionale de Guyane était motivé par le constat d'une production stable en BO, mais un déficit annuel l'ONF Guyane malgré les subventions. La situation était plus complexe avec une créance acheteur très importante cotée ONF qui assurer un rôle de fournisseur de vendeur à crédit dans un marché où l'accès aux liquidités est limité (IEDOM 2019). La mise en place d'une politique budgétaire plus stricte par la limitation des délais de paiement a fortement diminué la productivité des exploitants qui ont alloué tout ou une partie de leur fonds de roulement au remboursement de leurs dettes fournisseurs. L'objectif de limitation du déficit de l'ONF Guyane a aussi amené à tracer une trajectoire croissante du prix du bois.

¹⁸ Programme de reconnaissance des certifications forestières.

¹⁹ Forest Stewardship Council.

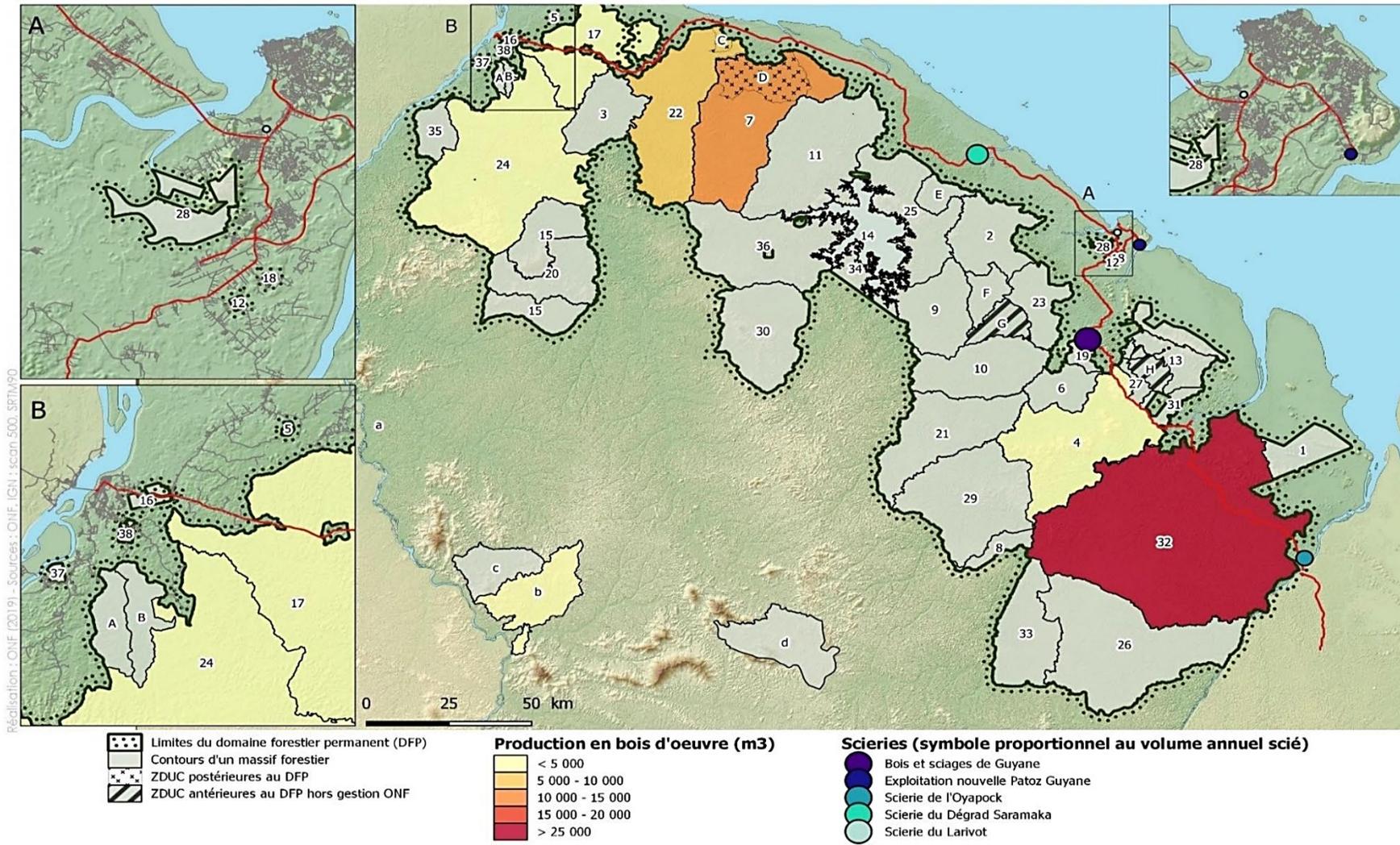


Figure 1-4 : Cartes des massifs forestiers aménagés en Guyane (localisation, volumes exploités en 2018 et principales scieries approvisionnées).

La principale zone d'exploitation forestière est le **Domaine Forestier Permanent** (ligne verte avec pointillés à l'extérieur) administré par l'ONF. À cette zone s'ajoutent les forêts de communales (lettres minuscules) et les Zone d'Usage Collectifs (**ZDUC**) pouvant être gérées par l'ONF (A, B, C et D) ou non (G et H). Ces différentes zones d'exploitations sont subdivisées en massifs forestiers (découpage en gris foncé) selon l'homogénéité des enjeux (protection et/ou exploitation) identifiés dans les directives d'aménagement régional (Brunaux et al. 2009). La production se concentre à l'Est (32) et à l'Ouest (7 et 22) et approvisionne les 5 principales scieries.

Tiré de (Somival 2019).

Ce dernier point à gérer un conflit ouvert entre certains exploitants et l'ONF qui s'est résorbé à l'issue des accords de Guyane en 2017. Deux ans plus tard, le COVID 19 a provoqué une baisse de la production par les restrictions sanitaires qui a été amplifiée par les importantes pluies du phénomène de la Niña de 2021 à 2022.

De cette analyse historique, nous constatons que la production de bois présente une hausse structurelle ($+10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$) entre 1950 et 2010 liés des investissements de l'état pour améliorer la connaissance de la ressource en place et potentielle (du BAFOG à la mise en place de l'EFI). Simultanément, la production de sciage a augmenté ($+300 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$), mais avec un rendement matière stable voir en diminution (entre 50 à 30 %) cohérente avec les estimations empiriques de $41 \% \pm 4 \%$ (Demay 1998). Les pics de production de grume ont été principalement absorbés par l'export jusqu'en 1980 où il devient négligeable. À partir de cette date ; le marché domestique en croissance par l'accroissement démographique conditionne le fonctionnement de la filière. La part d'export en sciage reste stable à 25 et 30 % du volume produit annuellement. L'apport de cette analyse historique réside dans l'identification d'un système productif hérité de la période 1980 où le recentrage de la filière a eu lieu sur le marché domestique vers la construction. La commande publique consomme une part importante des volumes de sciage produit. La stratégie d'usinage des bois localement pour répondre à la demande en bois de construction se traduit par l'arrêt de l'export des grumes et de manière concomitante des projets de diversification des niveaux de qualité et des activités. Il est remarquable de constater que la filière s'est simplifiée depuis les années 1980 (perte partielle ou totale des segments locaux de déroulage et d'ébénisterie) et repose sur des acteurs déjà présents à cette période.

Une partie amont gouvernée par les principes de gestion forestière durable

Après cette analyse historique, nous passons maintenant à la description du fonctionnement actuel et des stratégies des acteurs qui résume les travaux de Fournier *et al.* (2021), Estivals (2021) et Yeboua (2022) que j'ai encadré. Les verbatims et détails méthodologiques sont disponibles dans Yeboua (2022).

Sur le plan opérationnel, l'aménagement des forêts est réalisé par l'intermédiaire de l'Office National des Forêts (ONF) sur la zone nommée Domaine Forestier Permanent (DFP – zone délimitée par une ligne vert foncé dans la Figure 1-4), de forêts communales (dont Maripasoula et Saül - lettres minuscules dans la Figure 1-4), de Zones de Droits d'usages Collectifs (ZDUC – lettres majuscules dans la Figure 1-4).

Le DFP est subdivisé en 14 massifs forestiers (indiqué par un numéro dans la Figure 1-4) dans lesquels on trouve des séries dévolues à la production et des séries de protection au titre de l'intérêt écologique qu'elles représentent ou du fait de fortes contraintes pour toute activité extractive, par exemple la déclivité (Dutrève, Julliot, et Brunaux 2001).

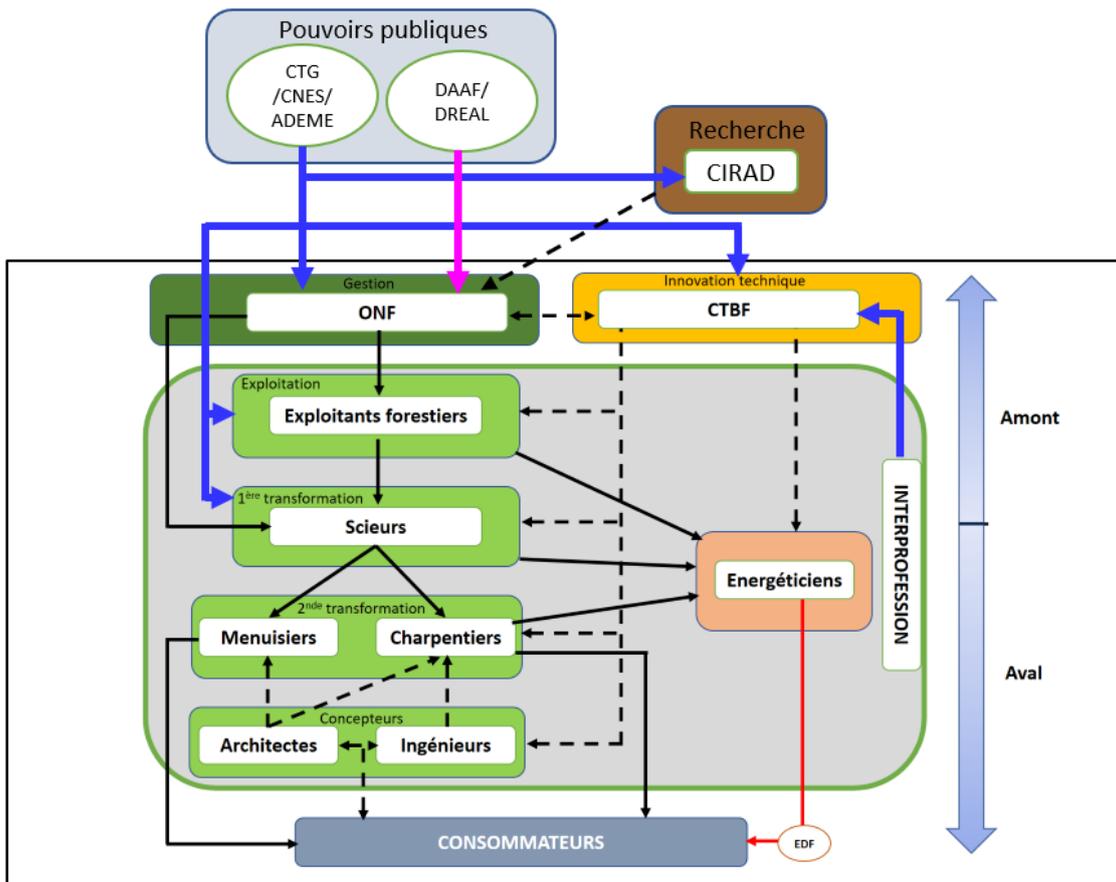


Figure 1-5 : Diagramme d'acteurs et des types de relations les liant au sein de la filière forêt-bois de Guyane française.

Les relations entre acteurs sont : des **flux de matières** échangés sur des marchés (flèches noires pleines), des **flux d'énergie** sous le contrôle de la Commission de Régulation de l'Énergie - CRE (flèches rouges), des **flux de financement public** (flèches bleues), des **relations réglementaires** (flèches roses) et des relations de **transfert d'informations/ d'innovation** (flèches pointillées noires).

Tiré de Yeboua (2022).

Le classement est réalisé selon les contraintes d'exploitation et la répartition de la ressource bois²⁰. L'objectif du gestionnaire public est de fournir un flux de bois croissant tout en vérifiant les conditions de durabilité écologique par l'intermédiaire de l'EFI (PRFB Guyane 2019; Avis AE PRFB Guyane 2019). Cette précision est nécessaire dans le cas guyanais, car parmi les 1800 espèces d'arbres présentent seulement 90 essences²¹ sont exploitables commercialement, 9 le sont prioritairement et 4 le sont significativement (part du volume

²⁰ La notion de « ressource bois » correspond à la disponibilité d'un matériau en forêt répondant à des contraintes physiques, économiques et des préférences des consommateurs. Elle résulte de la conjonction entre les caractéristiques biométriques des peuplements forestiers (distribution diamétrique spécifique, accroissement en diamètre...), les propriétés technologiques des espèces et leur stabilité, les contraintes réglementaires et un ensemble de facteurs socioculturels qui définissent des usages possibles aux espèces, voire d'essences d'arbres.

²¹ La définition d'essence forestière correspond ici à une espèce ou groupe d'espèces partageant un même nom vernaculaire et donc un même usage (Molino *et al.* 2022).

exploité supérieur à 5 %) avec notamment l'usage de l'Angélique (*Dicorynia guianensis*) à plus de 36.3 % des 70 691m³ de bois exploités en 2023 au total (données [platexfor](#) ONF 2023).

Or, la répartition de la ressource bois est diffuse et hétérogène avec un volume à l'hectare assez faible [moins de 45 m³.ha⁻¹ - (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016)]. Cette situation implique que pour augmenter le volume de bois exploité sachant l'intensité d'exploitation fixe, la surface de prospection doit augmenter considérablement. Il résulte que la mise en place de l'exploitation passe alors par la construction d'infrastructures coûteuses (entre 16 000 et 40 000 €.km⁻¹ pour la création de pistes forestières entre 2017 et 2019 – données ONF Guyane) qui grèvent lourdement la rentabilité du gestionnaire et des exploitants. Le niveau de ces coûts (23 % du prix brut ONF Guyane en 2019) et leur répartition entre acteurs sont des sources de tensions malgré des subventions importantes (25 % du prix brut ONF Guyane en 2019). En effet, les acteurs de l'amont et de la première transformation bénéficient d'une grande part de l'attention et des efforts de soutien et de structuration des pouvoirs publics (État, CTG, CNES...). Le poids des subventions publiques au développement est plus significatif en amont de la filière que dans la partie aval (93 % des subventions FEADER pour la filière en 2021).

En résumé, l'amont de la filière est dans une logique de production encadrée par les limites écologiques et matérialisées par la charte EFI. Le niveau de production est déterminé par les contraintes environnementales (disponibilité de la ressource, temporalité de l'exploitation...) et le niveau des subventions. La fixation des prix n'est pas le produit d'un marché standard, mais le résultat d'un processus de négociation conflictuel entre un gestionnaire en situation de monopole public et des exploitants forestiers en oligopsonne²² (Husson 2021; Yeboua 2022).

Une partie aval sous tension entre incitation à la consommation de produits locaux et sécurisation des bénéficiaires par l'import-export

Les secteurs de la première et seconde transformation en Guyane sont marqués par des dynamiques complexes. Le maillon entre l'amont et l'aval est constitué par les scieries, peu nombreuses et distribuées le long du littoral (visibles par des disques proportionnels à leur production en 2019 sur la Figure 1-4). Leur position en oligopole a un impact à deux niveaux. Premièrement, elles aiguillent les sciages vers le marché local ou à l'export. Deuxièmement, au sein du marché local, elles occupent une place prépondérante dans la chaîne de valeur en faisant passer en moyenne le prix du bois d'œuvre d'environ 130 €.m⁻³ de grume à 1250 €.m⁻³ de sciage. De plus, le secteur du négoce est pratiquement inexistant en dehors de l'export réalisé par les scieurs vers leur marché historique des Antilles (Tendron 2006). Cette absence a

²² Un oligopsonne est une situation de marché caractérisée par un petit nombre d'acheteurs ou d'acheteurs puissants qui exercent un contrôle significatif sur l'offre d'un bien ou d'un service, ce qui peut leur permettre d'influencer les prix et les conditions d'achat.

pour effet une forte fluctuation des prix et un allongement des délais lors des périodes de fortes demandes, dus à l'absence de stock tampon.

Le débouché industriel majeur du bois en Guyane demeure le secteur de la construction, impliquant des produits destinés à la construction neuve et à la rénovation (IEDOM 2019). Les entreprises de la seconde transformation, notamment les menuisiers et les fabricants de charpentes et de meubles, sont divisées soit en des petites entreprises orientées vers les marchés privés, soit en de grandes entreprises verticalement intégrées, principalement actives sur les marchés publics. L'absence de produits technologiques tels que le bois abouté dans la seconde transformation contraint parfois les acteurs à importer des produits métropolitains malgré la fiscalité dissuasive telle que l'octroi de mer²³.

Les tendances du marché du bois en Guyane sont fortement influencées par les cycles du marché de la construction publique, dépendant des grands projets de développement gouvernementaux et locaux [plan d'états puis PO FEDER (Bedel 1975; Wencelius 1985; COMAFI 1993; Tendron 2006; PO FEDER Guyane 2014) – voir ①, ② et ③ indiqués sur la Figure 1-3]. Les architectes et ingénieurs structures bois, bien qu'indirectement liées à la filière, jouent un rôle essentiel dans les marchés publics de la construction en tant que maîtres d'œuvre via leur cahier des charges (flèches pointillées vers les charpentiers - Figure 1-5). Les critères de choix du bois dans les cahiers de clauses techniques particulières (CCTP) incluent la classe, l'origine et les caractéristiques techniques, ce qui peut valoriser ou disqualifier les essences locales. Il faut néanmoins noter que la principale contrainte sur le choix des essences locale est liée à un déficit de qualification des classes d'emploi des essences guyanaises (Vernay et Mouras 2009). Cette contrainte renforce la demande vers une composition limitée en essence, notamment vers l'Angélique qui est l'essence la mieux qualifiée pour différents emplois (Vernay et Mouras 2009). Le Centre Technique Forêt-Bois Guyane assure la tâche d'innovation en réalisant les essais techniques pour qualifier d'autres essences. Il assure aussi un rôle de tier neutre dans la coordination de la filière au côté de l'Interprobois Guyane (flèches pointillées vers l'ensemble des acteurs -Figure 1-5). Les donneurs d'ordres locaux restent réceptifs aux arguments de durabilité et de valorisation des ressources locales, mais ils mettent en balance le surcoût engendré par le choix du matériau bois vis-à-vis d'autres matériaux du BTP (PO FEDER-FSE Guyane 2014).

Enfin, le secteur du bois-énergie est en croissance, soutenu par la disponibilité des ressources ligneuses (Pinta et Girard 2009) et une demande croissante en électricité (Sabbadin 2015). La

²³ Taxe perçue au profit des collectivités locales des départements d'Outre-mer (départements et communes) qui s'applique aux marchandises introduites dans les D.O.M. en provenance de métropole ou d'autres pays ; aux livraisons à titre onéreux, réalisées par des personnes qui accomplissent dans les D.O.M. des activités de production ; aux livraisons à titre onéreux, effectuées dans les D.O.M. par des personnes qui achètent en vue de l'exportation ou de la revente à d'autres assujettis (Source Douane).

révision de la programmation du mix énergétique de la Guyane mise sur la biomasse dans le cadre de son verdissement (PRFB Guyane 2019). À la différence des acteurs traditionnels du bois d'œuvre, les énergéticiens mobilisent un ensemble d'outils de contractualisation et juridiques pour garantir leur approvisionnement en bois en quantité et qualité (taux d'humidité). Cette garantie est cruciale, car le régulateur du marché de l'énergie, la Commission de Régulation de l'Énergie (CRE), dispose d'un système d'amendes dissuasives en cas de défaut sur la production. Ce mécanisme est à l'origine de la contractualisation entre les exploitants et l'énergéticien avec la mise en place de paiement en cas de défaut. Pour éviter le risque de dommage, les exploitants sont incités à déclasser du bois d'œuvre vers le bois énergie en cas de récolte insuffisante (notamment en épisode de pluies intenses de Niña). Ainsi, la sécurisation de l'approvisionnement en bois énergie augmente l'exposition aux risques du secteur bois d'œuvre.

En résumé la partie aval de la filière est composée d'acteurs qui se coordonnent pour répondre principalement à la commande publique en construction. Les contraintes légales (classe d'emploi, normes...) et les stratégies de sécurisation d'approvisionnement se fondent sur un compromis entre une logique d'achat en bois local (PRMV Guyane 2009; PRMV Guyane 2013; PRMV Guyane 2015; PRFB Guyane 2019)²⁴ et la sécurisation de rentabilité par l'import-export. L'essor du bois énergie joue un rôle ambivalent avec une hausse de la rentabilité des acteurs mais opère un transfert et une amplification des risques en cas d'événement de pluies extrêmes.

1.3.3. Définition(s) contextuelle(s) des conditions de durabilité pour la filière forêt-bois de Guyane :

La définition de durabilité est issue d'un corpus de documents définissant les normes techniques et les orientations stratégiques de la filière. Cette analyse succincte nous permet de mettre en évidence des notions convergentes sur les attendus du socioécosystème de la filière. Nous distinguons les « orientations stratégiques » (OS), définies dans le programme régional de la filière forêt-bois (PRFB 2019-2029 2019), des « critères de gestion durable » tirés du guide sylviculture (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016).

Les orientations stratégiques rassemblent des enjeux identifiés en 2019-2020 sous cinq axes :

(OS 1) Mobiliser plus de volume de bois tout en restant dans un cadre de gestion durable ; **(OS 2)** Mieux valoriser les bois, améliorer la valorisation matière ; **(OS 3)** Développer les compétences et l'emploi local ; **(OS 4)** Garantir et organiser la multifonctionnalité de la forêt et **(OS 5)** Faire de la Guyane un territoire d'innovation et d'exemplarité.

²⁴ Programme Régionale de Mise en Valeur – PRMV ; Programme Régional Forêt-Bois - PRFB

Tableau 1-1 : Identification des convergences des critères de durabilité locale et régionale de la filière à l'étape charnière de l'exploitation forestière.

Critères	Orientations stratégiques					Échelle		Citations
	OS 1	OS 2	OS 3	OS 4	OS 5	Loc.	Rég.	
Valoriser de façon rentable la ressource en bois (d'œuvre)	☒	☒	(☒)	-	-	-	☒	« La sylviculture définie doit donc en premier lieu chercher à garantir l'équilibre financier de l'exploitation , en limitant les coûts de revient du mètre cube sur pied » (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016, 44).
Garantir la reconstitution de la ressource en bois (d'œuvre)	☒	(☒)	-	-	-	☒	-	« La durabilité de la production dépend donc essentiellement de la capacité du sylviculteur à préserver une dynamique de peuplement proche de l'état naturel , favorable [aux espèces commerciales] » (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016, 44).
Préserver la biodiversité et la stabilité des peuplements	(☒)	-	-	☒	☒	☒ (Flore)	☒ (Faune)	« La sylviculture définie devra donc : conserver une structure irrégulière par pied d'arbre proche de l'état d'origine, garant de la résilience du système forestier et de la préservation de la diversité des micro-habitats pour la faune et la flore ; intégrer une gestion conservatoire des espèces floristiques et faunistiques les plus sensibles ; rechercher le maintien d'un haut niveau de richesse spécifique sans pour autant s'attacher à un fixisme de la composition floristique qu'il serait illusoire de rechercher » (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016, 45).
Préserver le sol pour une gestion durable sur le très long terme	(☒)	-	-	☒	(☒)	☒	-	« La préservation des qualités physiques des sols est un objectif primordial à respecter dans le cadre de l'exploitation forestière. [...] Les tassements et décapages qui affectent les sols impactés par l'exploitation sont alors susceptibles de laisser des séquelles structurales et chimiques importantes sur le moyen et long terme [...] » (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016, 45).
Assurer l'intégrité de la forêt et de ses multiples fonctions et usages	(☒)	-	-	☒	☒	☒	(☒)	« Afin de préserver la vocation forestière sur le long terme et ses fonctions associées il paraît donc nécessaire : d'augmenter la diversification des prélèvements des essences commerciales et/ou accroître la densité des essences attractives, préserver la qualité des eaux de surface et les fonctionnalités des sols vis-à-vis du cycle de l'eau (apurement, régulation...) ; préserver le stock de carbone global et maximiser le bilan carbone de l'exploitation ; augmenter, si possible, les effets puits de carbone par rapport aux forêts naturelles afin de valoriser monétairement cette fonction. » (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016, 46).

Note : les **critères** sont issus du guide de sylviculture (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016). Les **orientations stratégiques**[†] sont issues de programmes régionaux forêt-bois (PRFB 2019-2029 2019) :

(OS 1) Mobiliser plus de volume de bois tout en restant dans un cadre de gestion durable ; (OS 2) Mieux valoriser les bois, améliorer la valorisation matière ; (OS 3) Développer les compétences et l'emploi local ; (OS 4) Garantir et organiser la multifonctionnalité de la forêt et (OS 5) Faire de la Guyane un territoire d'innovation et d'exemplarité.

L'échelle de validation du critère est soit à l'échelle de la parcelle (local – **Loc.**), soit à l'échelle du domaine forestier permanent ou de la filière (régional-**Rég.**). Le rattachement ☒ d'une orientation stratégique ou d'une échelle à un critère est fondé sur la proximité sémantique de leur description et des objectifs rattachés. Ce rattachement peut être partiel quand la liaison est indirecte (ex : la « gestion durable » induit indirectement la préservation de la diversité, des sols et des usages).

Par leurs objectifs, les orientations stratégiques se rattachent à plusieurs critères techniques sur l'exploitation forestière. Les deux axes classiques du compromis préservation-exploitation apparaissent dans le Tableau 1-1 (critère 1-2 vs 3-4-5). On peut noter que la construction de ce compromis est réalisée à deux échelles spatiales : l'échelle de la parcelle qui permet une estimation des critères écologiques de la gestion durable ; et l'échelle régionale avec les arbitrages socio-économiques.

Classiquement, ce compromis est délégué aux autorités environnementales qui mettent en place des normes et schémas régionaux. Ces normes sont alors intégrées à l'échelle de la parcelle par l'intermédiaire des plans d'aménagement forestier ou plan simple de gestion. Ainsi l'échelon de gestion régionale est implicite avec comme stratégie une maximisation des profits à l'échelle de chaque parcelle. Dans la gestion guyanaise, le compromis préservation-exploitation est radicalement différent, car il est trouvé à l'échelle de l'écosystème. Le volume produit est maximisé à l'échelle régionale (critère 1-2) par la tarification du gestionnaire sous contrainte de préservation de chaque unité écologique (critère 3-4-5). Les niveaux de production maximum sont tirés de l'étude de la dynamique de l'écosystème, ce qui détermine le classement des zones à enjeux de production ou de protection.

Cette particularité est apparue en Guyane car le gestionnaire public, l'ONF, dispose du monopole foncier sur l'accès à la ressource. L'office assure aussi des missions de service public, dont la régulation du compromis entre préservation et exploitation. Ainsi, la maximisation de la production sous contrainte écologique donne des arbitrages qui ne sont pas classiques en situation de marché classique (ex : la tarification régionale permet le transfert de bénéfices entre massifs forestiers). Au-delà de l'exploitation forestière, les orientations stratégiques de la filière intègrent les acteurs aval en leur assurant une rentabilité minimale. Cet objectif entre dans l'évaluation de la durabilité globale en lien avec la stratégie de production et de tarification du bois.

En résumé, nous identifions que l'évaluation de la durabilité est scindée en deux échelles spatiales : celle de la parcelle liée à l'exploitation à faible impact (Charte EFI 2017), nommée **durabilité locale**, et celle du domaine forestier permanent et la région avec les objectifs de la programmation régionale de la filière forêt-bois (PRFB 2019-2029 2019), nommée **durabilité globale**.

1.4. Apport au cadre de l'étude

La durabilité globale correspond à la stratégie de mobilisation des actifs et de leur utilisation sous contrainte socio-économique (notamment budgétaire). Elle est estimée par les effets de la tarification et de la production à l'échelle régionale sur les acteurs de la filière. **Son étude n'entre pas dans le cadre de notre étude de la durabilité écologique.**

La durabilité locale permet l'estimation du compromis entre exploitation et conservation selon différentes métriques. Chaque écosystème peut fournir une production d'actifs d'intérêt définis par sa dynamique propre et la méthode d'exploitation. Cette gestion à l'échelle de la parcelle dispose de quatre leviers pour remplir les critères de durabilité précédemment identifiés :

L'**assiette de récolte** désigne l'ensemble des individus récoltable selon des critères taxonomiques, de diamètres (minimum d'exploitation et maximum de commercialisation) et de localisation (zone accessible aux engins). En Guyane, l'assiette de récolte est définie à l'échelle de l'essence (espèces ou groupes d'espèces) répartie en deux classes (Essences commerciales majeures principales – ECMP, Espèces commerciales majeures autres - ECMA). Plus de 80% de la récolte est actuellement composée d'ECMP car le fonctionnement de la filière, et notamment les scieries, tire profit d'une réduction de la diversité d'essence via des rendements d'échelle plus importants (Yeboua 2022). Ainsi **nous ne considérons pas l'agrandissement de l'assiette par la diversification comme envisageable à court terme et nous l'excluons des leviers testés dans cette étude ;**

L'**intensité d'exploitation** fait référence à la proportion de la ressource forestière totale qui est récoltée dans une zone forestière donnée sur une période donnée. Cette mesure prend en compte la quantité d'arbres abattus ou récoltés par rapport à la surface de la zone ou à la quantité totale d'arbres présents dans la zone. En Guyane, l'intensité d'exploitation est de l'ordre de 10 à 20 m³.ha⁻¹ selon la disponibilité en ressource. Comme le souligne Sabbadin (2015), l'intensification de la récolte est une stratégie possible pour répondre à la demande croissance à court terme. De fait, **ce levier est étudié dans le cadre de notre étude ;**

La **norme technique d'exploitation** désigne un ensemble de directives, de règles et de procédures établies pour guider les activités d'exploitation forestière de manière à assurer une gestion durable des ressources forestières. En Guyane, les normes en vigueur sont dites à faibles impacts et différentes par le type d'engin utilisable pour le débardage : soit l'usage du grappin est autorisé avec un complément au câble pour les zones inaccessibles (EFI 3), soit le grappin est proscrit et seul le câble est utilisé (EFI 2). Le choix d'une norme plus protectrice de l'environnement a été mis en balance d'une stratégie d'intensification comme mesure de réduction du coût environnemental. **Ce levier est étudié dans le cadre de notre étude ;**

Le **temps de rotation** désigne la période nécessaire pour qu'une forêt atteigne un stade de maturité ou de productivité maximale avant d'être récoltée. En Guyane, la durée de rotation a été fixée provisoirement à 65 ans [valeur intermédiaire entre les 85 ans (hypothèse pessimiste) et les 45 ans (hypothèse optimiste) tirés de (Gourlet-Fleury, Favrichon, *et al.* 2004)] pour la reconstitution du stock exploitable des principales essences commerciales (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016). **Ce critère n'étant pas stabilisé, nous le testons dans le cadre d'une exploitation monocyclique (i.e. une seule récolte) dans cette étude.**

Paracou



Modèle Numérique de Terrain

© G. Solzeil (2023)

Représentation de la topographie locale sur le dispositif de Paracou

Les zones engorgées apparaissent en bleu dans les parcelles

Chapitre 2 : Composition des communautés d'arbre à l'échelle régionale : une approche mêlant habitat régional et gradient hydro-édaphique local

Dans le chapitre précédent, nous avons décrit l'organisation et le fonctionnement de la filière forêt-bois de Guyane. À partir de ces observations, j'ai extrait un ensemble de critères nécessaires pour définir les conditions écologiques de durabilité de la gestion et de l'exploitation.

J'ai poursuivi mon étude en abordant la question de la superposition spatiale des enjeux dans le cadre des stratégies de gestion forestière par *land-sparing/ land-sharing* lors de l'aménagement. L'aménagement forestier est une étape préalable à l'exploitation qui définit les enjeux de manière spatiale et arbitre quelle finalité sera attribuée à chaque parcelle. Pour cette tâche les aménagistes définissent à partir de données issues de la recherche et de mesures empiriques un ensemble de zonages de plus en plus fin (massif forestier/ série forestière/ unité de prospection). Parmi les connaissances mobilisées comme a priori, l'identification des superpositions des enjeux de production et de conservation est centrale. Or la cartographie de la diversité en Guyane a été réalisée à l'échelle des habitats forestiers.

Afin d'identifier la cohérence entre les enjeux de gestion au sein du DFP et les stratégies de zonage, j'ai étudié la structure spatiale de la ressource en bois en répondant dans ce chapitre à la question de recherche suivante :

Quels sont les déterminants de l'assemblage des espèces d'arbres à l'échelle régionale et locale ?

Pour répondre à cette question, j'ai construit un indice à haute résolution (10 m) des conditions hydro-édaphiques locales à partir de données du réseau de sondage pédologique régional de l'ONF - HABITAT et des données topographiques du référentiel grande échelle de l'Institut Géographique National (IGN). J'ai agrégé, harmonisé et respatialisé l'ensemble des données d'inventaires issues des réseaux régionaux à haute résolution taxonomique (GuyaFor, GuyaDiv et Gentry) de 1987 à 2022. J'ai inféré un modèle multinomial sur la composition en espèce pour les 508 espèces ayant une abondance et une distribution satisfaisant les critères d'estimation. Je montre que la répartition des espèces dans la communauté s'explique principalement par des déterminants géomorphologiques à large échelle et par les conditions hydro-édaphiques locales. Je montre aussi que la différenciation de niche dite hydraulique a

constitué un moteur de diversification dans l'histoire évolutive. Enfin, je montre que les mesures de traits classiquement réalisées ne permettent pas d'appréhender ces mécanismes.

Dans une section dédiée, je précise l'apport de cette étude à la gestion forestière guyanaise. D'une part j'ai réalisé la projection des proxys régionaux des enjeux de production (part des essences commerciales dans la communauté - carte dérivée de cette étude), de conservation de la richesse spécifique (nombre de Hill d'ordre 1- carte dérivée de cette étude) et du stockage de carbone [estimation de la biomasse épigée – carte de Fayad *et al.* (2016)]. Nous montrons par cette cartographie de superpositions des enjeux que :

- les forêts propices à l'exploitation (plus d'essences exploitables et plus de stock de carbone) sont majoritairement situées à la limite sud du DFP et concentrées dans l'Est.
- à l'opposé, les forêts de l'Ouest ont leur gisement déjà exploité ou en cours d'exploitation.

Après ce bref résumé, nous commençons ce chapitre par un rappel conceptuel de la mesure et des théories de la diversité adaptées au contexte tropical.

2.1. Les différentes facettes de la diversité, leurs mesures et les processus d'assemblage des espèces liés

Historiquement, les écologues ont très largement travaillé sur des groupes d'organismes : les espèces, malgré les difficultés inhérentes à cette notion (Hey 2001). Afin de décrire la diversité des communautés, les indices de diversité intègrent deux dimensions, la richesse et l'équitabilité.

La **richesse** réfère au nombre total d'espèces présentes dans une communauté donnée. Par exemple, une forêt tropicale pourrait être considérée comme ayant une grande richesse si elle abrite un grand nombre d'espèces différentes d'arbres, d'animaux et de plantes. Cependant, il est important de noter que la richesse seule ne donne pas une image complète de la diversité. Une communauté peut avoir une grande richesse, mais si une seule espèce y est dominante, cela peut ne pas refléter une communauté très "diverse" au sens fonctionnel ou écologique (Mirabel 2018).

L'**équitabilité**, en revanche, est une mesure qui prend en compte la distribution des individus parmi les différentes espèces. Une communauté a une équitabilité élevée si les individus sont répartis de manière relativement uniforme entre toutes les espèces présentes. Autrement dit, dans une communauté avec une forte équitabilité, aucune espèce n'est dominante au détriment des autres.

Les **indices de diversité classiques**, de Shannon²⁵ et de Simpson²⁶, prennent en compte à la fois la richesse et l'équitabilité.

Les **nombre de Hill** sont une famille de mesures qui englobe la richesse, l'indice de Shannon²⁵ et de Simpson²⁶, offrant ainsi une méthode unifiée et flexible pour quantifier la diversité biologique. Dans la formule du nombre de Hill d'ordre q (cf. Équation 1), le facteur d'ordre $q \in \mathbb{R}_+$ permet de moduler le degré d'importance accordé aux espèces rares par rapport aux espèces communes.

$${}_q D = \begin{cases} \left(\sum_{s=1}^{N_{sp}} p_s^q \right)^{\frac{1}{q-1}}, & q \neq 1 \\ \exp \left(\sum_{s=1}^{N_{sp}} -p_s \log(p_s) \right), & q = 1 \end{cases}$$

Équation 2.1 : formule du nombre de Hill d'ordre q

Où p_s est part de l'espèce s tirée du vecteur P de composition de communauté.

²⁵ L'indice de Shannon, également connu sous le nom d'entropie de Shannon. Mathématiquement, il est défini par la formule $H = -\sum_{s=1}^{N_{sp}} p_s \log(p_s)$ où p_s représente la proportion de l'espèce s par rapport au total des espèces. Des valeurs plus élevées de l'indice de Shannon indiquent une plus grande diversité spécifique, ce qui implique une communauté riche et équilibrée.

²⁶ L'indice de Simpson est défini comme la probabilité que deux individus tirés au hasard dans la communauté appartiennent à la même espèce. Mathématiquement, l'indice de Simpson (D) est calculé comme la somme des produits de la proportion de chaque espèce (p_s) par elle-même, soit $D = \sum_{s=1}^{N_{sp}} p_s^2$. Une valeur de D proche de 0 indique une grande diversité spécifique avec une distribution équilibrée, tandis qu'une valeur se rapprochant de 1 signifie une diversité faible et/ou une dominance marquée par une ou plusieurs espèces.

Encadré 6 : Niche écologique et traits fonctionnels, de réponse et d'effet.

La **théorie de la niche écologique** associe à chaque espèce un hypervolume de valeur adaptative²⁷ positive à N dimensions où chaque dimension représente une ressource ou une condition de l'environnement (Hutchinson 1957). Selon le principe d'exclusion compétitive (G. Hardin 1960), la coexistence de populations est possible si et seulement si les niches respectives ont un recouvrement limité. Ainsi la similarité entre les espèces est limitée écologiquement. Selon la théorie de la niche fondamentale, l'identification des dimensions de la niche qui régissent la distribution des organismes requiert l'utilisation de caractéristiques mesurables liées aux performances des individus (Devictor *et al.* 2010).

Un **trait** est défini comme toute caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique mesurable au niveau individuel. Un **trait fonctionnel** est un trait qui impacte directement ou indirectement la valeur sélective (*fitness*) de l'individu *via* un effet sur la croissance, la reproduction ou la survie (Violle *et al.* 2007). Les traits fonctionnels rendent compte de la performance des plantes et des niveaux de ressources auxquelles ces plantes sont soumises. Un axe de trait peut être associé à un axe de la niche (Chase et Leibold 2004)..

D'une part, un **trait fonctionnel de réponse** reflète comment les organismes réagissent à leur environnement avec des conséquences sur la structure et la dynamique de la communauté. D'autre part, un **trait fonctionnel d'effet** est défini comme ayant une influence directe sur les propriétés des écosystèmes (S. Lavorel et Garnier 2002).

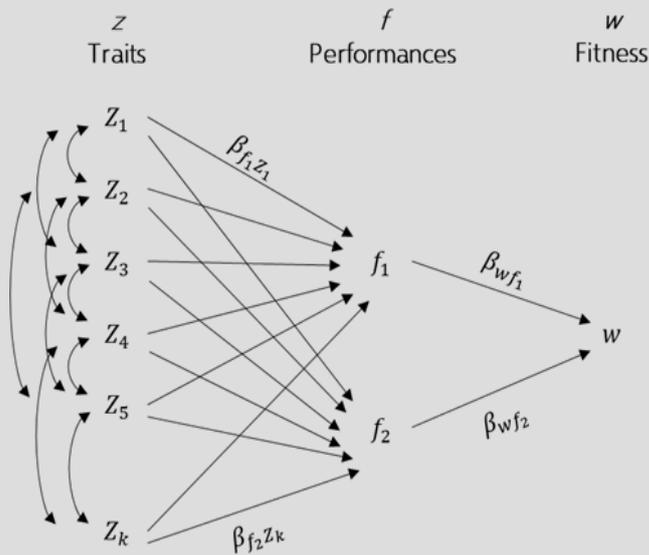


Figure 2-1 : Diagramme des liens entre les traits phénotypiques, les indices de performance et la fitness.

Les flèches représentent les possibles relations mécanistiques entre les traits. Les coefficients β sont les coefficients de corrélation entre les traits, la fonction et finalement la fitness. Tiré de (Enquist *et al.* 2015).

Des valeurs de q plus élevées donnent plus de poids aux espèces communes, tandis que des valeurs de q plus faibles accentuent l'importance des espèces rares. Par exemple, lorsque le

²⁷ La valeur adaptative (*fitness*) désigne le succès reproductif d'un individu dans un environnement donné, généralement exprimé en termes du nombre de descendants qu'un individu reproducteur peut laisser dans la prochaine génération. Plus la valeur fitness est élevée, plus l'individu est considéré comme adapté à son environnement. Cette mesure est relative et dépend des conditions environnementales ainsi que de la compétition avec d'autres individus ou espèces. La valeur fitness est souvent fonction de traits spécifiques qui confèrent un avantage dans des conditions environnementales particulières (Kingsolver et Huey 2003; Laughlin *et al.* 2020; Laughlin et Messier 2015).

paramètre $q = 0$, 0D correspond au nombre réel d'espèces, pour $q = 1$, 1D est interprété comme le nombre d'espèces équivalentes qui produirait la même valeur que l'indice de Shannon si toutes les espèces avaient une abondance égale, et de même pour $q = 2$, 2D peut être interprété comme le nombre d'espèces dominantes (E. Marcon 2020). Les nombres de Hill, « diversité vraie » selon Jost (2006), permettent d'obtenir une vue plus nuancée de la structure de la diversité, en particulier dans des écosystèmes complexes comme les forêts tropicales où la rareté et l'abondance des espèces peuvent avoir des implications importantes pour la dynamique et la fonction de l'écosystème (E. Marcon 2020).

Cependant, ces mesures ne tiennent compte que de la diversité "neutre" ou taxonomique et négligent des aspects plus complexes du fonctionnement des individus. Cela a conduit certains auteurs à parler de la « malédiction du binôme latin » : la taxonomie binomiale seule donne peu d'information sur la diversité biologique tant d'un point de vue écologique qu'évolutif, « un poids » égal étant donné à toute espèce.

Pourtant des théoriciens comme Hutchinson, May ou encore MacArthur avaient proposé très tôt que le maintien de la biodiversité et la coexistence des espèces au sein des communautés²⁸ reposent justement sur ces degrés de différence entre les espèces et même au sein des espèces assurant un partage des niches écologiques limitant la compétition (voir Encadré 6).

Face à ce constat, deux catégories d'approches se sont développées et sont maintenant utilisées en écologie des communautés (E. Marcon 2020) : (1) **l'approche phylogénétique** : la prise en compte de l'histoire évolutive des espèces, permise par les reconstructions phylogénétiques, et (2) **l'approche fonctionnelle** : la prise en compte des contributions aux fonctions écologiques exprimées par chaque espèce.

Ainsi, en décrivant les individus par des traits, on peut prendre en compte les originalités des espèces et leurs dissemblances écologiques. La diversité phylogénétique considère les distances phylogénétiques comme proxy de l'histoire évolutive accumulée entre espèces. Elle peut être utile pour comprendre comment la diversité s'est accumulée au fil du temps et comment elle peut être affectée par des perturbations futures. Cela est particulièrement pertinent dans le contexte du changement climatique et de la déforestation.

La diversité fonctionnelle tient compte des caractéristiques morphologiques, physiologiques et phénologiques des espèces (voir Figure 2-2). Les traits fonctionnels, tels que la taille de la feuille, la capacité photosynthétique ou la résistance aux conditions environnementales de

²⁸ Ensemble des individus, appartenant à différentes espèces d'un même clade, qui coexistent dans un même lieu. Il s'agit donc de l'ensemble des individus susceptibles d'interagir entre eux. Dans notre cas, une communauté correspond à l'ensemble des arbres coexistant dans un site.

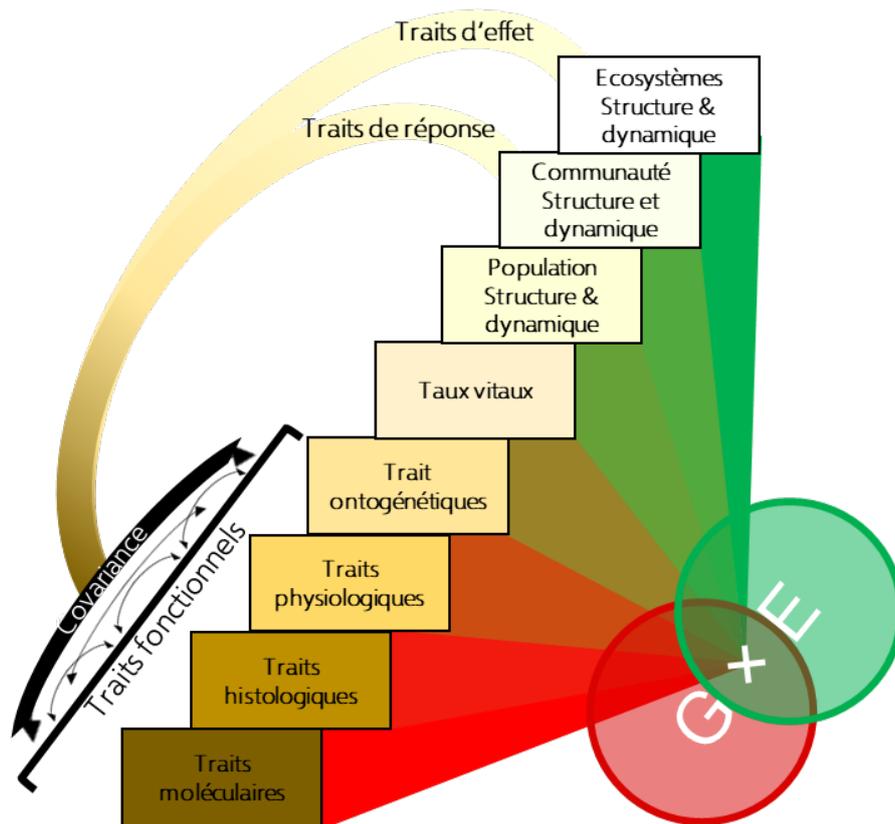


Figure 2-2 : Schéma des interfaces entre les approches fondées sur les traits, les approches démographiques et l'échelle spatiale de l'objet d'étude (population/ communauté/ écosystèmes).

La variabilité observée des objets d'étude (des traits jusqu'aux écosystèmes) est issue des interactions de l'environnement (E vert) et de la génétique (G rouge) selon un poids variable (ici le gradient de couleur). L'utilisation des traits fonctionnels s'est principalement focalisée sur l'étude des écosystèmes et des communautés. Les notions de trait d'effet de réponse formalisent ces utilisations.

Adapté de Salguero-Gómez *et al.* (2018).

stress, peuvent révéler des informations sur la manière dont différentes espèces interagissent avec leur environnement et contribuent à la dynamique écosystémique (voir Encadré 6).

Cette perspective est particulièrement utile pour modéliser les forêts tropicales, où la richesse spécifique est exceptionnellement élevée et la compréhension des interactions interspécifiques devient cruciale. De plus, l'identification de traits fonctionnels clés a été grandement facilitée par la création de bases de données fonctionnelles standardisées, permettant une modélisation plus rigoureuse à l'échelle de la communauté. Un autre aspect souvent négligé est celui de la redondance fonctionnelle. Dans des écosystèmes riches comme les forêts tropicales, plusieurs espèces peuvent partager des traits fonctionnels similaires. Cette redondance peut servir de tampon contre les perturbations, augmentant la résilience de l'écosystème, et sa prise en compte constitue un enjeu.

Récemment les méthodes utilisant des traits fonctionnels ont été de plus en plus utilisées dans la compréhension et la prédiction des structures, des dynamiques, et du fonctionnement des communautés et des écosystèmes (Diaz et Cabido 1997; Funk *et al.* 2017; Sandra Lavorel 2013;

Encadré 7 : Théorie neutre, définition et application

La **théorie neutre de la biodiversité**, formalisée par Hubbell (2001), propose une approche principalement fondée sur des **fluctuations aléatoires** pour expliquer les patrons d'assemblage d'espèces observés.

À ce titre, elle postule que l'ensemble des espèces d'une communauté comme étant interchangeable écologiquement, c'est-à-dire que leur survie et reproduction ne dépendent pas de leurs caractéristiques spécifiques, mais sont plutôt équivalentes. Cette situation mène à un équilibre dynamique où les taux d'extinction sont contrebalancés par la spéciation. Le second postulat est que le nombre d'individus au sein d'une communauté est constant, et tout départ est contrebalancé par une arrivée.

Il découle des deux prémisses que la prédominance d'une espèce d'arbre dans une certaine zone de la forêt n'est pas nécessairement le résultat d'une adaptation supérieure, mais pourrait être due à la **dérive écologique**, c'est-à-dire des fluctuations aléatoires dans les taux de naissance, de mort et de dispersion des graines.

Prenons la **dispersion des graines** : dans une forêt tropicale, de nombreuses espèces d'arbres dépendent du vent ou des animaux pour disperser leurs graines. Si l'on observe une concentration plus élevée de jeunes pousses d'une espèce A dans une zone, la théorie neutre attribuerait cette distribution non pas à une meilleure stratégie de dispersion de l'espèce A, mais plutôt au hasard. Peut-être qu'un plus grand nombre de graines de l'espèce A ont été transportées dans cette zone par le vent ou par les animaux, simplement par coïncidence.

Inversement, l'absence d'une espèce peut relever d'une **limitation de la dispersion**. L'espèce A pourrait être présente et se développer, mais aucune graine n'a atteint cette zone. De même, si une maladie ou un événement climatique extrême provoque la mort de nombreux arbres d'une espèce spécifique, la théorie neutre suppose que l'espace laissé vacant sera occupé par d'autres arbres, sélectionnés non pas pour leur résistance ou leur adaptation à ces conditions, mais au hasard. Supposons un cas avec deux espèces A et B se partageant équitablement une zone. Si après un tel événement, les individus d'une espèce A semblent occuper plus d'espace auparavant détenu par les individus d'une espèce B, cela pourrait être simplement dû au fait que les graines de l'espèce A étaient plus abondantes ou mieux positionnées pour germer dans les espaces libérés, et non parce que les individus de l'espèce A ont un avantage compétitif vis-à-vis de l'espèce B.

La théorie neutre est particulièrement pertinente pour les forêts tropicales peu perturbées, car plusieurs de ses hypothèses tendent à être valides. Premièrement, la structure forestière est saturée en termes de biomasse totale, c'est-à-dire que la démographie reste stable dans le temps, mais pas forcément la composition en espèce (Gourlet-Fleury, Guehl, *et al.* 2004). Deuxièmement, il existe des redondances fonctionnelles importantes à l'échelle régionale qui semblent indiquer des équivalences écologiques entre espèces ou groupes d'espèces (H. Zhang, Ye, et Lian 2019). Troisièmement, malgré un mode de dispersion principalement zoochore, l'autocorrélation spatiale de l'abondance des espèces semble indiquer une limitation de la dispersion qui a pu être générée ou amplifiée par l'histoire géologique (Guitet, Brunaux, *et al.* 2015a) ou le comportement des disperseurs, limités par leur domaine vital (Dent et Estrada-Villegas 2021).

S. Lavorel et Garnier 2002; McGill *et al.* 2006; Violle *et al.* 2012; Walker *et al.* 2017). L'approche fondée sur les traits fonctionnels a étayé plusieurs hypothèses sur les services écosystémiques.

Des études empiriques ont montré l'existence d'une corrélation entre la richesse fonctionnelle (*i.e.* l'enveloppe convexe minimale engendrée par les individus d'une communauté d'arbre dans l'espace des traits fonctionnels) et le niveau de service écosystémique comme la production primaire brute et nette (Li *et al.* 2022; Durán *et al.* 2019; Brun *et al.* 2019).

Cependant, malgré la définition des traits fonctionnels (voir Encadré 6), le lien entre ces derniers et la valeur sélective n'a été que peu démontré pour le moment. Ainsi la majorité des études utilisant les traits et ayant pour sujet l'abondance des espèces (Shipley, Vile, et Garnier 2006), les compromis écophysologiques (Jerome Chave *et al.* 2009) et les processus

écosystémiques (Garnier, Navas, et Grigulis 2015), ne tiennent pas compte des variations démographiques. À l’opposé, dans l’objectif d’un changement d’échelle des traits vers les mécanismes au sein des communautés et des écosystèmes (Enquist *et al.* 2015), plusieurs auteurs ont souligné le caractère fondamental de la relation entre la valeur sélective et les traits (voir Figure 2-1).

La prise en compte de la théorie neutre unifiée (voir Encadré 7) implique que **la diversité est le fruit non seulement de processus déterministes, mais aussi du hasard**. Il convient donc de souligner l’importance des phénomènes stochastiques qui nuance les attendus sur l’assemblage des communautés et des attendus vis-à-vis du pouvoir explicatif des traits. En somme, la mesure de la diversité peut intervenir sur trois facettes pour définir la (dis)similarité entre les individus, l’identité taxonomique, la distance phylogénétique et la distance fonctionnelle. Parmi ces trois approches, l’approche fonctionnelle est particulièrement documentée pour ses corrélations avec le fonctionnement effectif des écosystèmes. Néanmoins, l’identité taxonomique reste un proxy très utilisé en conservation.

2.2. Introduction

La composition en espèces des forêts tropicales constitue un enjeu d'importance pour divers domaines, allant de la gestion des écosystèmes à la modélisation écologique. Plus spécifiquement dans le cadre de la gestion durable des forêts, la connaissance des processus d'assemblage des communautés est un prérequis pour estimer la viabilité des populations et les zones de prospection prioritaires. Cette composition s'articule autour de processus spatio-temporels complexes, régis par des mécanismes de filtrage²⁹ environnementaux et biotiques. On définit le phénomène de « filtrage » comme l'effet sur la composition de la communauté du changement d'échelle selon les caractéristiques exogènes ou endogènes (voir la Figure 2-3). Ces filtres s'accumulent lors du passage de la méta-communauté, définie à l'échelle continentale ou régionale, jusqu'à la communauté locale (< 1 km²). Les filtres environnementaux sont liés aux niches fondamentales et à la dispersion limitée, tandis que les mécanismes biotiques concernent la niche réalisée avec la compétition interspécifique (Allié *et al.* 2015, 11).

De l'échelle des biomes à la parcelle : une accumulation hiérarchique de « filtres »

À l'échelle mondiale, les variables climatiques et l'histoire tectonique structurent les biomes, notamment à travers des variations latitudinales et azonales.

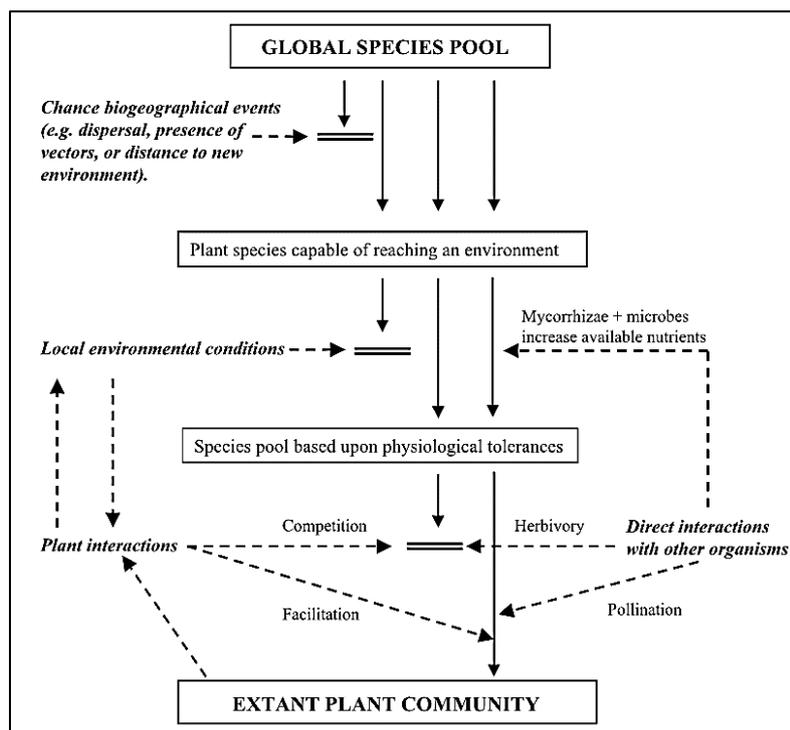


Figure 2-3 : Schéma conceptuel de l'assemblage des communautés

Chaque processus qui agit comme un filtre est représenté avec deux lignes horizontales et leur description est écrite en italique ; les flèches pleines montrent les mouvements des espèces par rapport aux filtres ; les flèches en pointillées montrent l'influence de chacun des processus dans la communauté.

Tiré de (Allié, 2016; Lortie et al., 2004).

²⁹ La notion de « filtre » est une métaphore qui traduit les processus d'exclusion d'espèces lors de leur installation ou de leur développement (Grime et Pierce 2012). Cette exclusion peut être dû soit à leur intolérance à certaines conditions abiotiques (filtre environnemental), soit à la compétition, à l'attaque par des ennemis naturels ou encore à la facilitation qui forment les conditions biotiques (filtre biotique).

À cela s'ajoute l'effet rémanent des climats passés de l'histoire tectonique qui structure la biogéographie à l'échelle mondiale (Liu *et al.*, 2023). Sous les climats tropicaux équatoriaux, moins marqués en termes de saisonnalité des ressources en eau et en lumière que pour les biomes tempérés, la diversité des habitats forestiers s'explique principalement à l'échelle régionale par des variations topographiques, géologiques et des barrières à la dispersion. L'immense diversité qu'abrite le bassin amazonien tant en termes de faune que de flore est influencée par ces phénomènes à différents niveaux selon l'objet d'étude (Dambros *et al.*, 2020; Figueiredo *et al.*, 2018; Higgins *et al.*, 2011; Oliveira *et al.*, 2017; Silva-Souza & Souza, 2020)

À l'échelle du paysage, les variations hydrologiques sont fortement liées au gradient entre plateaux et bas-fonds caractérisés respectivement par un bon et faible drainage (Schietti *et al.*, 2014). Ce type de variation est à l'origine de la notion de *catena* (Langenhove *et al.*, 2020), c'est-à-dire une séquence de différents types de sols située le long d'une pente (visible dans la Figure 2-4 par la séquence d'horizon A de ① à ③). Dans une *catena*, on peut observer une transition graduelle des sols, partant généralement des sols bien drainés en haut de la pente vers des sols plus humides ou hydromorphes en bas. Il a été observé que ce gradient hydraulique est le support d'un changement de communauté qui a été documenté sous le concept de niche hydraulique (Mattos *et al.*, 2023; Parolin, 2009; Parolin & Wittmann, 2010; Sousa *et al.*, 2022).

La niche hydraulique : sécheresse ou d'anoxie

La niche hydraulique définit un ensemble de variation des caractéristiques du sol que peuvent tolérer les plantes (Silvertown *et al.*, 1999, 2015). Les deux principales contraintes sont issues de l'eau dans le sol : la sécheresse et l'engorgement. La sécheresse est caractérisée par un potentiel hydrique du sol tel que l'absorption de l'eau par le système racinaire est insuffisante et induit des défaillances hydrauliques (Engelbrecht *et al.*, 2007; Olivares *et al.*, 2015).

L'engorgement est caractérisé par une accumulation d'eau libre dans le sol tel que le système racinaire immergé subit une anoxie en l'absence d'adaptation racinaire comme des pneumatophores (Parent *et al.*, 2008). La niche hydraulique vient préciser la compréhension classique de niche en zone tropicale en définissant les limites de tolérance des plantes aux variations du sol, notamment en termes de sécheresse et d'engorgement (Fan *et al.* 2019).

La recherche en Guyane a évolué en passant d'études en lien avec la niche hydraulique sur les relations sol-végétation à une échelle locale à des approches régionales.

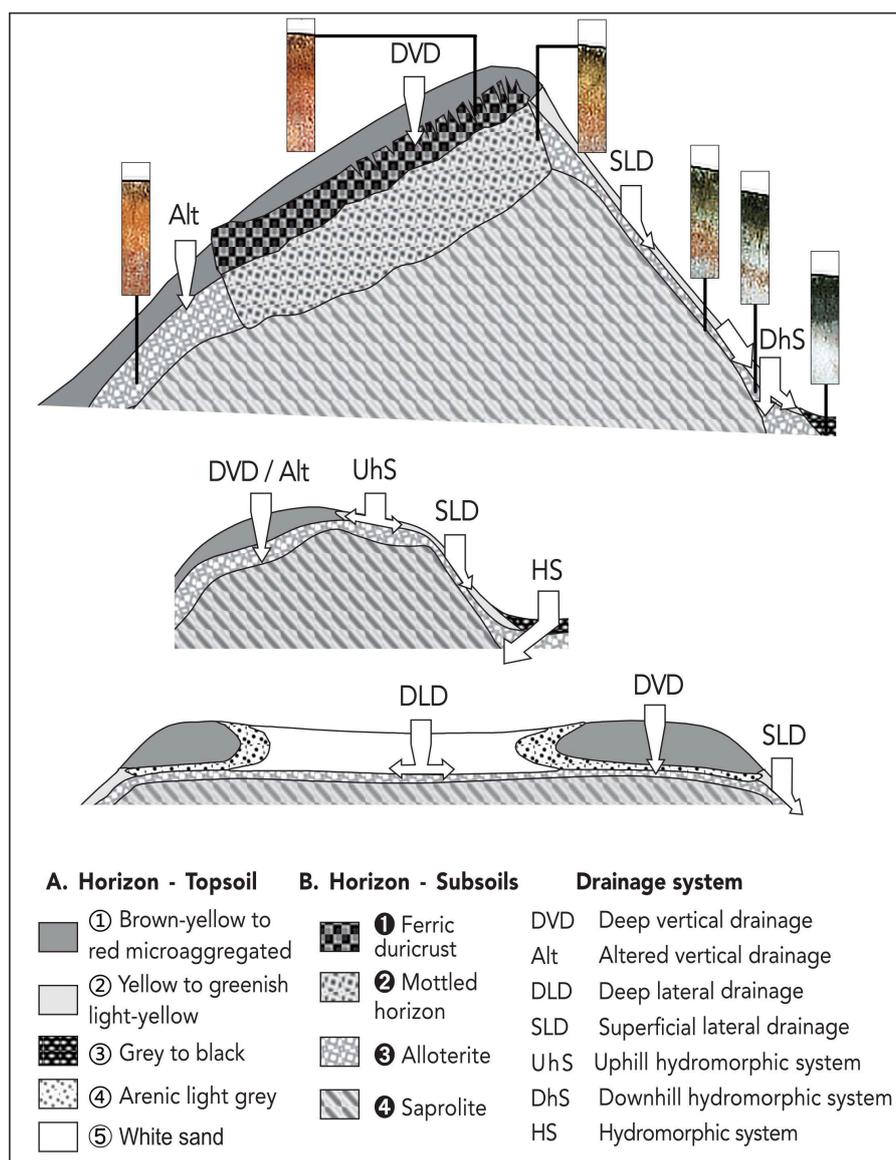


Figure 2-4 : Exemples de couverture pédologiques en relation avec la topographie et le drainage en Guyane.

En haut : modelé à cuirasse latéritique (*ferric duricrust*) ; au milieu : modelé à système hydromorphe amont, nommé djougounpété (*Uphill hydromorphic system*) ; En bas : modelé de type plateau à sable blanc par podzolisation. L'axe Z est exagéré pour identifier les horizons. Les profils pédologiques illustrent les changements de couleur observés.

Horizon de surface (A) :

① horizon microaggrégé et de couleur vive (jaune- goethite/ rouge - hématite) riche en racines fines et en activité biologique ;
 ② horizon ferrallitique impacté par un engorgement temporaire ; ③ horizon déferruginisé par l'engorgement et à taux de matière organique variable ; ④ horizon sableux en cours de podzolisation ; ⑤ horizon complétement podzolisé composé uniquement de sable blanc

Horizons profonds (B) :

① horizon induré par la recristallisation de l'hématite à une période ancienne (formation pédorelictuelle) ; ② horizon tacheté par des nodules d'hématites recristallisées ; ③ Horizon à allotérites, c'est-à-dire altérite à volume non constant, marqué par une déferrugineisation variable ; ④ Horizon saprolitique qui est issue de l'altération du socle cristallin migmatite par solubilisation.

Système de drainage et engorgement :

Le type de drainage symbolisé par les flèches. On distingue les systèmes ayant un drainage vertical (DVD & Alt), marqué par une contrainte absente à faible d'engorgement, des systèmes à drainage latéral (DLD & SLD) ou hydromorphe (UhS, DhS et HS) qui présentent des conditions d'engorgement temporaire moyennes à forte. Ces derniers sont généralement observés à proximité de talweg ou de cours d'eau.

Adapté de Ferry *et al.* (2003). Profils pédologiques tirés de Fritsch *et al.* (2007).

Plateaux/ bas-fond/ sable blancs : approche historique des relation sol-plante en Guyane

Des travaux antérieurs ont mis l'accent sur les propriétés édaphiques, notamment la qualité du drainage, comme déterminants clés de la composition spécifique des forêts (Boulet, Brugière, et Humbel 1979). La distinction entre bas-fond, terre ferme et sable blanc fonde cette approche (Baraloto *et al.* 2021).

Les bas-fonds présentent un cortège floristique relativement stable et bien marqué, enrichi en espèces adaptées à l'anoxie et en espèces pionnières et/ou héliophiles (Ferry *et al.* 2010; Morneau 2007; Paget 1999). Ces caractéristiques sont en grande partie dues à une dynamique de perturbation auto-entretenu causée par l'engorgement permanent des sols, qui limite l'enracinement et maintient une ouverture permanente de la canopée (Ferry *et al.* 2010).

À l'inverse, dans les forêts de terres fermes où la qualité du drainage est plus variable (soit des conditions de drainage vertical – DVD peu sujette à l'engorgement, soit du drainage latéral – DLD ou encore du système hydromorphe amont – UhS caractérisé par des conditions d'engorgement moyen. Voir dans Figure 2-4), un effet de filtre édaphique est néanmoins perceptible (Guitet *et al.* 2018). Certaines espèces communes, intolérantes à un engorgement même temporaire, peuvent être rapidement exclues. D'autres habitats spécifiques, tels que les forêts sur "cuirasses affleurantes" (① dans Figure 2-4 et nommés plinthosols) ou sur "saprolites superficielles" (④ dans la Figure 2-4), montrent également une réponse floristique modifiée en raison des contraintes de drainage spécifiques, bien que leur cortège floristique ne soit pas complètement différent de celui des forêts sur sols plus profonds (Guitet 2015).

Enfin, il existe des forêts sur sables blancs (④ dans la Figure 2-4) qui présentent des sols avec des compositions très différentes (Baraloto *et al.* 2021). Ces forêts, couvrant seulement quelques kilomètres carrés en Guyane, se caractérisent par une forte réduction de la diversité floristique au profit d'un petit pool d'espèces endémiques et très spécialisées (Vleminckx *et al.* 2021).

La topographie de type *catena* structure localement les gradients hydro-édaphiques

À cela nous pouvons ajouter que les paramètres de fertilité du sol (Capacité d'Echange Cationique - CEC, concentration en phosphore et azote disponibles, ...) sont corrélés au gradient de drainage selon un schéma analogue à celui de la *catena*. Il a été observé une plus faible disponibilité en phosphore et en azote dans les situations de terre-ferme qu'en bas-fond (Boulet, Brugière, et Humbel 1979; Humbel 1978; Langenhove *et al.* 2020; Schmitt, Tysklind, Hérault, *et al.* 2021). Cette observation est notamment valable lorsque le type de sols en terre-ferme est de type Ferralsols ou Acrisols qui rendent indisponibles les phosphates par adsorption aux oxydes de fer et d'aluminium (Quesada *et al.* 2011). Les modifications de chimie du sol sont principalement liées aux phénomènes d'engorgement plus ou moins

prolongés qui génèrent l'oxydo-réduction des oxydes de fer et l'allitisation de la roche mère (E. Fritsch *et al.* 2007; Grimaldi, Grimaldi, et Boulet 1990; Ponnampereuma 1972).

Le gradient de fertilité (concentration en phosphore et azote dans le sol) a été identifié comme structurant pour les communautés d'arbres (Peguero *et al.* 2023). En effet, une plus grande fertilité est corrélée avec une plus grande diversité fonctionnelle (Peguero *et al.* 2023). Un proxy du drainage et des modifications de chimie sol consiste en la modification de couleur des profils de sol le long de la toposéquence [illustré par le passage de l'horizon A de l'état ① à ③ dans la Figure 2-4, (Boulet, Brugière, et Humbel 1979; Ferry, Freycon, et Paget 2003; E. Fritsch *et al.* 2007)]. La coloration en situation de terre ferme dépend de la roche mère et de l'état des oxydes de fer (soit jaune sous forme de goethite ou rouge sous forme d'hématite). L'évolution de la coloration le long de la toposéquence est principalement marquée par la déferrugineuse des horizons profonds et l'accumulation variable de matière organique noire dans l'horizon de surface (particulièrement visible dans les sols de type Gleyic Acrisols). À l'extrême, le phénomène de podzolisation lié à un drainage vertical superficiel provoque la transformation des horizons supérieurs en sable blanc (④ dans la Figure 2-4) totalement lessivé d'oxydes métalliques et laissant en place seulement la silice (Do Nascimento *et al.* 2008). Ce type de milieu est particulièrement pauvre en nutriments.

Les gradients hydro-édaphiques participent à la coexistence de genres riche en espèces

Les préférences d'habitat local des espèces ont été documentées selon des classifications discrètes qui séparent les espèces spécialités, de bas-fonds ou de terre-ferme, des espèces n'ayant pas de préférences observables, les généralistes (Baraloto *et al.* 2021). Il a été montré pour le genre *Protieae* que les préférences d'habitat local ont joué un rôle moteur dans la diversification du genre et constituent une caractéristique importante du maintien de ce genre riche en espèces (Fine, Zapata, et Daly 2014).

Les contrastes de niches hydrauliques et de gradients édaphiques ont été étudiés au regard de la problématique de l'origine et du maintien des complexes d'espèces³⁰ (Schmitt, Tysklind, Derroire, *et al.* 2021; Schmitt, Tysklind, Hérault, *et al.* 2021). Des proxys du gradient hydro-édaphique peuvent être obtenus à partir de données topographiques telles que le *Topographic Wetness Index - TWI*, (Kopecký, Macek, et Wild 2021) ou le *Height Above the Nearest Drainage - HAND* (Allié *et al.* 2015; A. D. Nobre *et al.* 2011). Ainsi, il a été montré que

³⁰ Selon Pernès & Lourd (1984), les espèces étroitement apparentées peuvent former un complexe d'espèces, composé d'espèces morphologiquement similaires ou qui partagent une importante proportion de leur variabilité génétique en raison d'une ascendance commune récente ou d'hybridation. Cette question de l'existence et de la stabilité des complexes d'espèce sous flux de gène est essentielle pour l'étude des processus à l'origine et du maintien de la diversité en zone tropicale (Caron *et al.* 2019).

le gradient hydro-édaphique capté par ces indices est structurant pour les genres riches en espèces et formant des complexes d'espèces (Schmitt, Tysklind, Derroire, *et al.* 2021).

La géomorphologie intègre les effets du sol et biogéographiques à l'échelle régionale

Une perspective plus régionale a été utilisée à l'aide d'approches géomorphologiques pour comprendre la distribution et la composition des communautés d'arbres à large échelle (Guitet, Pélissier, *et al.* 2015). Il apparaît que la géomorphologie, c'est-à-dire la description des reliefs et des processus les influençant, a un pouvoir explicatif important sur la composition des communautés d'arbres (Guitet *et al.* 2016).

Cet effet résulte notamment du lien intrinsèque avec la pédologie. Des analyses pédologiques ont corroboré la relation significative entre la géomorphologie et des variables édaphiques clés, telles que la capacité d'échange cationique (CEC), le carbone et l'azote disponibles, ainsi que la capacité de drainage (Guitet *et al.* 2016). Ces études ont validé l'importance du drainage et d'autres facteurs édaphiques non seulement à une échelle locale, mais également régionale (Guitet, Pélissier, *et al.* 2015).

Toutefois, l'impact de la géomorphologie n'est pas seulement dû à l'effet de filtrage hydro-pédologique. L'effet des paysages géomorphologiques sur la composition en genre/famille n'est expliqué qu'à 25-30% par les variations de type de sols et de drainage. L'influence résiduelle semble être principalement due à des effets « neutres » liés à des effets de dispersion limités historiques qui se manifestent par des phénomènes d'autocorrélation spatiale (Guitet *et al.* 2016).

L'adoption d'une approche régionale a permis l'intégration de facteurs plus dynamiques dans les modèles explicatifs de la structuration des communautés végétales. Dans ce cadre, les effets neutres, tels que la limitation de la dispersion des espèces et la dérive écologique, sont mieux pris en compte. Ces facteurs contribuent à moduler la composition spécifique en créant des patrons de diversité ou en facilitant la persistance de certaines espèces moins adaptées aux conditions locales par l'absence des compétiteurs. Ils deviennent particulièrement pertinents dans des milieux aussi complexes que les forêts tropicales de la Guyane, où les micro-habitats sont nombreux et où la dispersion, malgré un mode principalement zoochore, peut être entravée par une variété de barrières (Oliveira, Vasconcelos, et Santos 2017).

De nombreuses études à l'échelle régionale et locale, mais rarement intégrant les deux

En résumé, la structuration de la composition des communautés d'arbre en Guyane est intrinsèquement liée à des effets de niche hydraulique et des effets neutres (contingence historique). La définition des habitats forestiers en tant que facteur intégrateur de la composition à large échelle permet d'estimer la composition probable à l'échelle régionale.

Les études actuelles présentent plusieurs difficultés pour lier l'évolution de la composition locale des communautés avec la composition des habitats régionaux.

D'une part, les classifications de préférence d'habitat local présentent comme limite de ne pas permettre l'estimation de la composition d'une communauté dans une situation intermédiaire. Or, cela est dommageable sur le plan fondamental, car plusieurs études interrogent la place des situations intermédiaires pour les processus de diversification (Brousseau *et al.* 2021; Fine, Zapata, et Daly 2014; Schmitt, Tysklind, Derroire, *et al.* 2021; Schmitt, Tysklind, Hérault, *et al.* 2021). De même cela est dommageable sur le plan appliqué pour l'estimation de la composition des communautés dans les zones exploitables dans le cadre de la gestion durable de type EFI (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016; Charte EFI 2017).

D'autre part, dans le catalogue des habitats régionaux de Guyane (Guitet, Brunaux, *et al.* 2015a) les auteurs font la distinction entre les habitats des forêts ripicoles et les autres. Cependant, comme l'indiquent les auteurs eux-mêmes, ces forêts marécageuses et marécages boisés constituent des écotones de transitions marqués par la composition des forêts de terre ferme à proximité. Dans une description continue entre terre ferme et les bas-fonds, ce type de forêt devrait être comprise comme étant incluse dans l'habitat forestier à proximité. L'effet d'homogénéisation de la composition à l'échelle régionale devrait apparaître en tenant compte des affinités pour les conditions hydro-édaphiques.

Dans cette étude, nous avons cherché à répondre aux questions suivantes :

(QR 2.1) Les conditions hydro-édaphiques en association avec les habitats forestiers régionaux décrivent-ils les changements de communauté observés localement ?

(QR 2.2) L'affinité des espèces aux conditions hydro-édaphiques locales et aux conditions d'habitat régional est-elle structurée par les traits fonctionnels ?

(QR 2.3) Observe-t-on un motif de différenciation d'affinité des espèces aux conditions hydro-édaphique structuré par la phylogénie ?

Nos hypothèses sont les suivantes :

(H 2.1) La contribution du gradient hydro-édaphique à la niche hydraulique peut être captée par un proxy dérivé de modèle numérique de terrain (TWI et/ou HAND) ;

(H 2.2) L'association d'un proxy haute résolution du gradient hydro-édaphique et des habitats forestiers régionaux permet d'estimer les variations fines de composition ;

(H 2.3) Le motif de différenciation selon gradient hydro-édaphique illustré sur plusieurs complexes d'espèces est valable pour plus de genres que documenté et constitue un mécanisme clé de l'assemblage des communautés.

Pour répondre à ces questions, nous avons au préalable harmonisé et géoréférencé les données d'inventaires s'étalant entre 1987 et 2022. Parallèlement, nous avons analysé une base de données pédologique rassemblant 411 sondages pour identifier un proxy indicateur des catégories de drainage et du type de sol. Nous avons calculé ce proxy à l'échelle régionale à haute résolution (10 m). Ensuite, nous avons inféré un modèle joint de distribution d'espèce sous une forme multinomiale. Nous avons défini pour chaque espèce un paramètre d'affinité/répulsion aux conditions hydromorphes et un ensemble de paramètres estimant l'abondance moyenne par habitat. Enfin, nous avons étudié les paramètres associés au gradient hydro-édaphique pour chaque espèce afin d'identifier (1) le lien avec les spectres économiques fonctionnels et (2) l'autocorrélation phylogénétique.

Nous mettons en lumière que les effets conjoints des processus d'assemblage des espèces résultent de filtrages environnementaux locaux lié à la niche hydraulique des espèces ; et des habitats forestiers régionaux qui émergent de spécificités géomorphologiques en interaction a priori avec des divergences biogéographiques.

Sur la question de la relation entre traits et préférence d'habitat local nous mettons en évidence une faible capacité prédictive des traits des spectres économiques des feuilles, du bois et des racines.

Enfin, nous avons remis en perspective les préférences d'habitat des espèces en relation avec leur histoire évolutive. Nous montrons sur ce point que la place du gradient hydro-édaphique local a été un support important pour la diversification des espèces guyanaises et du bassin amazonien.

2.3. Matériels et méthodes

Les bases de données d'inventaires en Guyane française sont nombreuses, mais elles présentent des protocoles d'échantillonnage, des résolutions taxonomiques et une précision spatiale hétérogène (voir Tableau 2-1).

Un premier travail consiste en l'harmonisation des données.

Harmonisation des données d'inventaires des dispositifs GuyaFor et GuyaDiv

Le dispositif GuyaFor est un réseau de parcelles forestières permanentes d'étude de la dynamique des forêts naturelles et exploitées, cogérées par le CIRAD, l'ONF et le CNRS. Les parcelles (N = 54) sont réparties sur la moitié Nord de la Guyane et sont inventoriées en plein tous les 2 à 5 ans selon un protocole standardisé. Les arbres sont inventoriés, à partir de 10 cm de DBH, spatialisés et identifiés botaniquement (Jaouen, Dourdain, et Derroire 2021). La localisation des parcelles capte principalement la variabilité du régime de pluie dû au gradient Est-Ouest (Paget 1999; Soong *et al.* 2020).

Le dispositif GuyaDiv rassemble un ensemble de parcelles d'inventaires forestiers (N = 1501) réalisés par l'IRD depuis 1985. Différents protocoles ont été appliqués au fil des projets et selon les sites d'études (voir Tableau 2-1).

Tableau 2-1 : Récapitulatif des caractéristiques des réseaux d'inventaires GuyaFor et GuyaDiv, de leur étendu et spécificités.

	GuyaFor				GuyaDiv		
	Paracou	Nouragues	Littoral	Gentry	Saint-Elie	Montagne Plomb	Autre
Etendue spatiale (Surface cumulée)	Local (118.75 ha)	Local (34 ha)	Bande littorale (146.75 ha)	Régional (131.1 ha)	Local (9 ha)	Toposéquence (42 ha)	Régional (797 ha)
Suivi temporel	2 à 4 ans	5 ans	5 ans	Ponctuel	Irrégulier	Ponctuel	Ponctuel
Résolution taxonomique	Espèces/ morpho espèces	Essence, Genre, Espèce	Espèces/ morpho espèces		Espèces/ morpho espèces		
Protocole inventaire	(Gourlet-Fleury, Guehl, <i>et al.</i> 2004)	(Bongers 2001)	(Jaouen, Dourdain, et Derroire 2021)	(Baraloto <i>et al.</i> 2013a)	(Molino <i>et al.</i> 2021)		

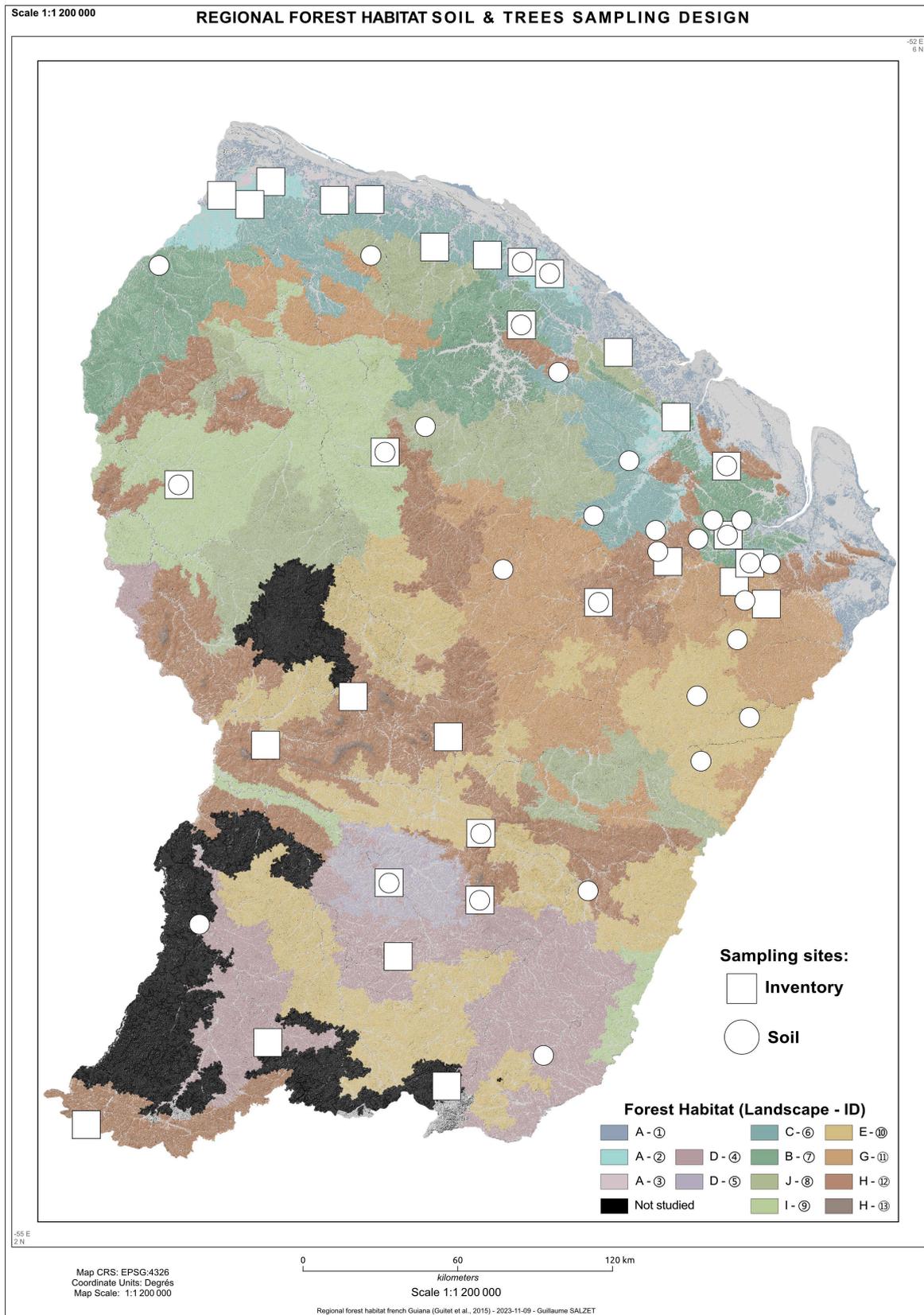


Figure 2-5 : Carte des points d'échantillonnage des sondages pédologiques du projet HABITAT et des inventaires rassemblés dans la base de données harmonisée.

Suite légende : page suivante.

Suite légende **Figure 2-5**.

Les zones de sondages pédologiques sont symbolisées par des cercles blancs et les zones d'inventaire par des carrés blancs.

Les paysages forestiers sont : (A) Plaines côtières ; (D) Pénéplaine intérieure ; (C) Basses vallées fluviales ; (B) Collines irrégulières ; (J) Collines régulières ; (E) Plateaux réguliers ; (G) Plateaux élevés ; (H) Montagne.

Les habitats forestiers régionaux correspondent à : (1) Forêts côtières des terres basses à *Parinari campestris* et *Astrocaryum vulgare* ; (2) Forêts côtières des terres hautes à *Goupia glabra* et *Symphonia globulifera* ; (3) Forêts sur sables blancs à *Dimorphandra polyandra* et *Humiria balsamifera* ; (4) Forêts de la pénégplaine intérieure à *Tetragastris spp.*, *Protium spp.* et *Iryanthera spp.* ; (5) Forêts sur djougoung-pété à *Ecclinusa spp.*, *Parinari campestris* et *Tachigali spp.* ; (6) Forêts des basses vallées à *Eperua falcata* et *Lecythis spp.* ; (7) Forêts de collines irrégulières à *Lecythidaceae*, *Eperua falcata* et *Peltogyne spp.* ; (8) Forêts de collines régulières à *Eschweilera spp.*, *Eperua falcata* et *Dicorynia guianensis* ; (9) Forêts de collines peu élevées à *Eschweilera spp.*, *Dicorynia guianensis* et *Vouacapoua americana* ; (10) Forêts de plateaux réguliers à *Protium spp.*, *Dicorynia guianensis* et *Oenocarpus bataua* ; (11) Forêts de plateau élevé à *Dicorynia guianensis*, *Protium spp.* et *Diospyros spp.* ; (12) Forêts de moyenne montagne à *Protium spp.* et *Virola spp.* ; (13) Forêts sub-montagnarde à *Mimosoideae* et *Lauraceae*.

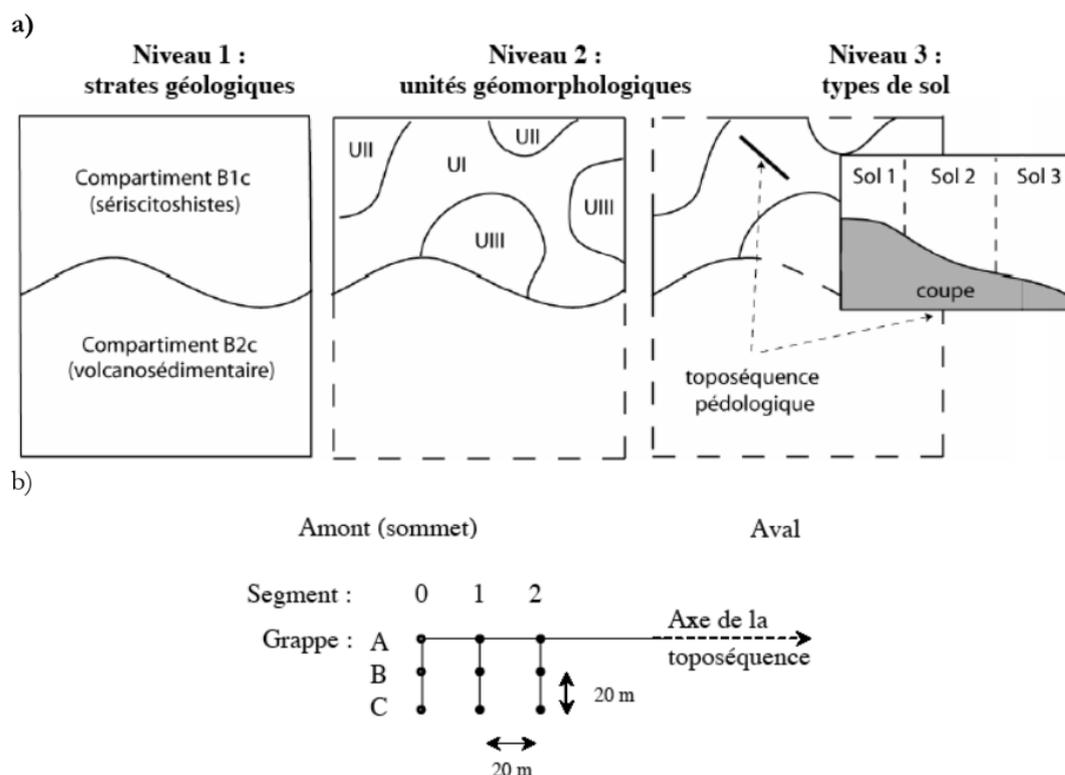


Figure 2-6 : Principe de la stratification géo-morpho-pédologique en 3 niveaux hiérarchiques (a) et Principe de l'échantillonnage floristique par points-grappes (PG) le long des toposéquences pédologiques (b).

Le principe d'un échantillonnage stratifié consiste en l'ajustement du design d'échantillonnage pour couvrir équitablement les différents niveaux hiérarchiques de variation géologique (niveau 1), géomorphologique (niveau 2) et pédologique (niveau 3).

On peut classer ces inventaires en 3 catégories : les études répétées qui rassemblent les inventaires du dispositif de Saint-Elie ; les études ponctuelles qui rassemblent les campagnes d'inventaires sur l'ensemble de la Guyane, généralement en condition de plateau ou « montagne » ; et les données de « point grappe » qui concerne le dispositif de Montagne Plomb. Les deux premières catégories suivent des protocoles similaires (surface de 1 ha inventorié en plein avec un diamètre de précomptage de 10 cm et identifié à l'espèce ou morpho-espèce). Le dispositif de montagne Plomb diffère par le protocole avec un échantillonnage stratifié géo-morpho-pédologique tous les 20 m sur 3 lignes parallèles d'un nombre d'arbres fixe [voir principe illustré dans la Figure 2-6 (Sabatier *et al.* 2006)].

Ce type d'inventaire capte les changements de communauté le long du gradient hydro-édaphique mais présente comme limite une précision par point de mesure faible. Le grand nombre d'inventaires réalisés dans ce dispositif (N = 1347) permet l'obtention d'une estimation fiable du changement de communauté le long du gradient.

De manière complémentaire aux parcelles permanentes, des inventaires ponctuels (N = 83) ont été réalisés sur l'ensemble de la région Guyane selon un protocole type Gentry modifié (Baraloto *et al.* 2013b). Le placement des parcelles capte les variations de position topographique (bas-fond/ terre-ferme/ sable blanc) à large échelle.

Parmi les inventaires disponibles nous avons sélectionné les sous-parcelles n'ayant jamais été exploitées à la date du dernier inventaire disponible garantissant la meilleure fiabilité sur l'identité taxonomique.

Nous avons d'abord filtré les inventaires pour appliquer un diamètre de précomptage de 10 cm de DBH (seuillage par le haut entre les différents protocoles). Nous avons harmonisé l'identification taxonomique en deux temps. D'abord nous avons mis à jour la taxonomie ancienne des espèces connues à l'aide du package R *WorldFlora* (Kindt 2020). Nous avons ensuite utilisé la mise à jour proposée par des botanistes expert pour les morpho-espèces guyanaises (Molino *et al.* 2022).

La base de données du dispositif GuyaFor présente une résolution taxonomique variable selon la localité qui s'explique par des moyens humains et financiers différents selon les gestionnaires. Les autres dispositifs ont une résolution taxonomique au niveau espèce ou morpho-espèce. Une classe de complémentaire « Indet. | *Not included* » a été créée pour rassembler (1) l'ensemble des individus identifiés au genre, à la famille ou encore au nom vernaculaire ; et (2) les espèces/ morpho-espèces présentes dans moins de 10 parcelles et avec moins de 30 individus sur l'ensemble des inventaires (e.g. *freq* < 0.01 %).

Au total, 508 espèces ont été sélectionnées, auxquels se rajoute la classe de complémentaire.

Après cette phase d'harmonisation des données d'inventaires, nous avons assemblé et géoréférencé, au besoin, les localisations des parcelles.

Géoréférencement des localisations manquantes

La localisation des parcelles est disponible pour le dispositif GuyaFor avec une précision de l'ordre de 1 à 5 m. La localisation des transects des inventaires Gentry est résumée par le point central de ce dernier. En l'absence de données sur l'orientation, nous avons pris l'emprise du disque de diamètre égal à la longueur du transect principal (500 m).

Pour la localisation des parcelles du dispositif GuyaDiv³¹, seulement une partie des parcelles disposent d'une localisation précise (Paracou, Nouragues, Saint-Elie). Pour les autres parcelles, soit la localisation est incertaine (entre 100 et 600 m d'incertitude à partir du point de référence), soit la localisation n'est pas renseignée et le point de référence est seulement disponible en donnée papier (parcelles : Counami et Waki ; points grappe : Montagne Plomb ; transects : Nouragues).

Dans le cas d'une localisation incertaine, nous avons pris l'emprise sous la forme d'un disque du rayon préconisé par les auteurs. Pour les parcelles uniquement disponibles au format papier, nous avons scanné et géoréférencé les cartes sur la base des indices topographiques disponibles sur les cartes SCAN 25® de l'IGN (sommets indiqués, réseau hydrographique, infrastructures existantes). Nous avons pu placer les parcelles avec une incertitude égale à l'incertitude maximale préconisée par les auteurs (500 m). Les transects ont été placés avec une plus grande précision (estimée à 100 m). Pour les points grappes de la montagne Plomb, ils ont été déclinés en placettes circulaires (N = 1347) de rayon égal à l'intervalle théorique entre chaque point de mesure (20 m).

Après cette phase d'assemblage de données d'inventaires (voir les points d'échantillonnage *inventory* dans la Figure 2-5) et de leur localisation, nous avons étudié les relations entre les indices topographiques et les profils pédologiques.

Indices hydro-édaphiques dérivés de la topographie

A partir du modèle topographique Référentiel Grande Echelle Altimétrique (RGE ALTI®) de l'IGN³² à la résolution de 10 m et à l'aide du logiciel SAGA (Conrad *et al.* 2015a), nous avons calculé deux proxys du gradient hydro édaphique identifié comme structurant pour plusieurs genres d'arbres guyanais (Allié *et al.* 2015; Schmitt, Tysklind, Derroire, *et al.* 2021; Schmitt, Tysklind, Héroult, *et al.* 2021). L'indice d'humidité du sol dérivé de la topographie a été calculé selon la méthode SAGA (Böhner & Selige 2006) et noté SWI pour *Saga Wetness Index*, et le

³¹ Voir le Géoportail de l'UMR AMAP : <http://vmamapgn-test.mpl.ird.fr>

³² Voir produit RGE ALTI® : <https://geoservices.ign.fr/rgealti>;

Documentation : <https://geoservices.ign.fr/documentation/donnees/alti/rgealti>

Height Above Nearest Drainage (HAND) à partir du réseau hydrographique de la BD Carthage® Guyane [détails acquisition : voir (Mourguiart et Linares 2013)] moissonnée par la base de données BD TOPO® de l'IGN³³ (version du 03/2022). Nous avons analysé ces indices à l'aide de leur corrélation de Pearson avec les scores de profil de couleur des sondages pédologiques. Nous avons testé la significativité à 5 % d'erreur des corrélations à l'aide du test de Pearson.

Relation proxy hydro-édaphiques - profils pédologiques et réduction de dimensionnalité des couleurs par mfPCA

Nous avons utilisé la base données de sondages pédologiques (N = 421 – voir les points d'échantillonnage *soil* dans Figure 2-5) réalisées dans le cadre du projet HABITAT (Guitet *et al.* 2016). Ces sondages à la tarière (7 cm de diamètre pour une longueur de 1,2 m) ont été effectués le long des transects HABITATS qui ont été disposés pour capter la variabilité géomorphologique et hydro-édaphique. Des mesures de texture et couleur ont été réalisées à 7 profondeurs (0-10 cm, 10-20 cm puis tous les 20 cm jusqu'à 1,2 m) en utilisant un protocole standardisé (Guitet *et al.* 2016). La couleur a été décrite après séchage selon le code Munsell. Le type de drainage a été identifié selon la méthode de Sabatier *et al.* (1997). Le drainage est classé soit en un drainage verticale profond (DVD), soit un drainage vertical ralenti par la présence d'allotérite à moins de 1,2 m de profondeur (Alt), soit un drainage superficiel latéral (DSL) ou soit par un système hydromorphique amont (UhS), aval (DhS) ou lié à un cours d'eau (HS). Chaque sondage a été classé selon la typologie de sol WRB (USS Working Group WRB 2015) en 6 types de sol : Plinthosols/ cambisols (w 1) ; Arenic acrisol (w 2) ; Acrisols (w 3), Gleyic Acrisols (w 4) ; Haplic Ferralsols (w 5) ; et Geric Ferralsols (w 6). Les autres types de sols minoritaires (Histosols ou encore Leptosols) n'ont pas été retenus dans les analyses. Nous avons extrait les valeurs des proxys hydro-édaphiques candidats à la localisation des sondages. Nous avons estimé le pouvoir explicatifs de ces proxys par une ANOVA entre les proxys et les classes de type de sols et de drainages.

Les données de couleur par horizon ont été retranscrites en coordonnées rouge, vert, bleu (RGB). Cette décomposition a été réalisée à l'aide du package R *munsellinterpol* (Gama, Centore, et Davis 2022). La décomposition des profils de couleurs a été réalisée sous la forme d'une analyse en composante principale fonctionnelle multidimensionnelle (mfPCA) à l'aide du package *MFPCA* [voir Encadré 8 (Happ-Kurz 2020)]. Les scores obtenus pour chaque sondage ont été analysés par une ANOVA avec les classes de drainage puis avec la typologie

³³ Voir produit BD TOPO® : <https://geoservices.ign.fr/bdtopo>;

Documentation : <https://geoservices.ign.fr/documentation/donnees/vecteur/bdtopo>

Encadré 8 : Analyse en Composantes Principales fonctionnelle multidimensionnelle

L'Analyse en Composantes Principales fonctionnelles (*functional Principal Component Analysis - fPCA*) est une extension de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) classique. Elle est utilisée lorsque les données sont des fonctions, c'est-à-dire des courbes ou des trajectoires, plutôt que des points dans un espace fini. Ces fonctions sont souvent le résultat de mesures continues ou de mesures discrètes suffisamment denses pour être considérées comme continues. Le but de la fPCA est de réduire la dimension de ces données fonctionnelles en identifiant des "fonctions propres" qui capturent l'essentiel de la variabilité dans les données (Happ-Kurz 2020).

Dans une fPCA, on commence souvent par exprimer chaque fonction observée comme une combinaison linéaire d'une base de fonctions, comme des polynômes, des fonctions spline ou des fonctions propres d'un opérateur linéaire. Les composantes principales fonctionnelles sont des fonctions qui maximisent la variance (ou, plus généralement, une mesure de dispersion) des données projetées sur ces fonctions. Les valeurs propres associées à chaque composante principale fonctionnelle donnent une idée de la quantité de variabilité expliquée par cette composante. Dans sa version multidimensionnelle, cette technique permet d'analyser plusieurs variables fonctionnelles en parallèle. Contrairement à l'ACP classique, qui traite chaque variable comme indépendante, l'ACP fonctionnelle multidimensionnelle (mfPCA) prend en compte les corrélations entre différentes variables fonctionnelles. Elle identifie les modes de variation conjoints dans ces différentes fonctions, permettant une analyse plus intégrative des données. L'approche fonctionnelle permet de conserver la structure continue des données, comme les trajectoires temporelles ou les gradients spatiaux, et de modéliser les covariances entre ces structures continues (Happ-Kurz 2020).

de sol. Cette comparaison a été complétée par des tests post-hoc de significativité des différences de Tukey (erreur à 5 %).

Inférence modèle multinomial de composition spécifique

Nous avons inféré un modèle joint de distribution d'espèce sous une forme multinomiale pour prédire la part des 508 espèces dans la composition des différentes parcelles sachant (1) le SWI médian de l'emprise de la parcelle et (2) l'habitat régional associé (hors habitat ripicole). La forme du modèle est la suivante :

$$Abu_{sp_x, hab_j, plot_k} \sim \text{Multinomial} \left(N_{plot_k}, \overline{P(hab_j, SWI_{plot_k})} \right) \quad (\text{Équation 2.2.1})$$

$$\overline{P(hab_j, SWI_{plot_k})} = \text{softmax} \left(\overline{score(hab_j, SWI_{plot_k})} \right) \quad (\text{Équation 2.2.2})$$

$$score_x(hab_j, SWI_{plot_k}) = \alpha_{hab_j, sp_x} + \beta_{SWI, sp_x} \times \log(SWI_{plot_k} + 1) \quad (\text{Équation 2.2.3})$$

$$\alpha_{hab_j, sp_x} = \alpha_{0, sp_x} + \alpha_{hab_j, sp_x} \quad (\text{Équation 2.2.4})$$

Équation 2.2 : Modèle multinomial d'estimation de la composition des communautés liant effet macro- (Habitat forestier régional) et effet micro- (variation des conditions hydro-édaphiques quantifié par le *SAGA Wetness Index - SWI*) environnemental.

Avec $Abu_{sp_x, hab_j, plot_k}$ l'abondance observée de l'espèce x , dans l'habitat j au sein de la parcelle k ; N_{plot_k} le nombre total d'arbre inventorié dans la parcelle k ; $\overline{P(hab_j, SWI_{plot_k})}$ le vecteur de probabilité de la composition selon l'habitat j et la valeur médiane de la distribution du SWI sur l'emprise de la parcelle k ; la fonction softmax³⁴ est appliquée au vecteur de \overline{score} à N_{esp} éléments ; N_{esp} est le nombre total d'espèces présentes sur l'ensemble des parcelles avec en plus la classe complémentaire ; $score_j$ correspond au $j^{\text{ème}}$ élément du vecteur de \overline{score} ; α_{hab_j, sp_x} est le poids de l'espèce x dans l'habitat j ; β_{SWI, sp_x} est l'indice d'affinité de l'espèce x au SWI (*i.e.* les conditions hydro-édaphiques).

³⁴ La fonction softmax est définie telle que : $\text{softmax}(\mathbf{x})_i = (e^{x_i}) / (\sum_{i=1}^l e^{x_i})$ pour le vecteur \mathbf{x} à l éléments.

Une approche bayésienne a été utilisée pour inférer les paramètres en utilisant le package R *brms* (Bürkner 2017). L'inférence a été réalisée avec 4 chaînes, 1000 itérations de chauffe et 1000 itérations d'échantillonnage. La convergence a été vérifiée pour l'ensemble des paramètres avec l'indice \hat{R} (Plummer *et al.* 2006). Nous avons réalisé l'inférence sur 90 % des parcelles stratifiées par habitat régional. La validation a été réalisée sur les 10 % restants. La métrique de validation utilisée est le Pseudo- R^2 de McFadden (Domencich et McFadden 1975; Louviere, Hensher, et Swait 2000).

Nous avons réalisé un positionnement multidimensionnel non-métrique (NMDS) des communautés prédites pour chaque habitat et SWI (intervalle à 95% de l'habitat). Les scores obtenus pour chaque axe de la NMDS ont été analysés par une ANOVA avec les habitats régionaux. Cette comparaison a été complétée par des test post-hoc de significativité des différences de Tukey (erreur à 5 %). La projection NMDS a été retranscrite dans l'espace des couleurs (Rouge, Vert, Bleu - RVB) puis projetée sur la carte régionale au couple habitat-SWI le plus proche de l'observé.

Enfin, la validation a été complétée par deux validations externes où nous avons comparé les indices d'affinité obtenus avec les indices de préférence d'habitat local disponibles dans la littérature et ceux obtenus auprès d'un botaniste expert (Julien Engel – IRD).

Les indices d'association à un habitat local, tirés de Baraloto *et al.* (2021), ont été comparé à l'estimation médiane par la corrélation de Pearson avec le test éponyme. L'élicitation du botaniste expert a été fondée sur trois niveaux d'association [0 : espèce observée très rarement ($P < 5\%$); 1 : espèce observée rarement ($5\% < P < 10\%$), 2 : espèce observée occasionnellement à systématiquement ($P > 10\%$)] pour les habitats locaux terre-ferme et bas-fond (O'Hagan 2019).

Pour la classification du botaniste expert, nous avons considéré qu'une espèce est spécialiste d'un habitat local (terre ferme ou bas-fond) si l'intervalle de crédibilité ne contient pas 0 à une erreur de 5 %. Nous avons réalisé un test d'association, le test de Jonckheere-Terpstra, (Morten W. Fagerland, Lydersen, et Laake 2017, 312-13), et estimé la corrélation, grâce aux coefficients de Pearson, (Morten W. Fagerland, Lydersen, et Laake 2017, 317-18), entre les classes d'association selon l'expert et les classes issues du modèle (effet significativement négatif, effet non-significatifs, effet significativement positif). Ces tests ont été réalisés à l'aide du package *contingencytables* (Morten Wang Fagerland *et al.* 2023).

Signal phylogénétique lié à l'affinité au gradient hydro-édaphique

Nous avons également étudié l'affinité des espèces au SWI à travers la phylogénie en liant les espèces étudiées à la phylogénie de base de deux méga-arbres récemment publiés (Smith et Brown 2018; Zanne *et al.* 2014) en utilisant le package R *V.PhyloMaker2* (Jin et Qian 2022). Nous avons testé le signal phylogénétique de l'affinité au SWI des espèces avec la mesure de Pagel

(Keck *et al.* 2016). A cause de la faible résolution à l'échelle intra-genre, nous avons complété notre analyse par une comparaison des indices d'affinité au SWI au sein des genre ayant au moins deux espèces. Cette comparaison se fonde sur l'estimation de la probabilité que les indices d'affinité des espèces soient différents de la moyenne des indices du genre. Nous avons considéré qu'une espèce était spécialisée au sein de son genre si son indice d'affinité à une probabilité inférieure à 5 % d'être égal à la moyenne du genre.

Contribution des traits fonctionnels à l'affinité associée au gradient hydro-édaphique

Afin d'identifier une éventuelle inclusion dans les spectres économiques connus (feuille, bois, racine), nous avons utilisé les mesures de traits de Vlemincks *et al.* (2021) qui rassemblent l'ensemble des espèces étudiées. Suivant la même approche que Schmitt, Hérault et Derroire (2023), nous avons utilisé une inférence par un modèle multivarié linéaire multiple expliquant les coordonnées NMDS des espèces avec les 18 traits fonctionnels log-transformés pour répondre aux hypothèses de normalité en utilisant le package *brms* R (Bürkner 2017). Puisque les traits fonctionnels utilisés présentent de fortes corrélations, nous avons réalisé une décomposition QR (voir Encadré 9) pour limiter l'impact de la colinéarité.

Sachant le signal phylogénétique associé aux axes de la NMDS, nous avons pris en compte l'effet phylogénétique par la matrice de variance covariance phylogénétique. L'inférence a été réalisé avec 4 chaînes avec chacune 2000 itérations de chauffe et 2000 itérations d'échantillonnage. La convergence a été vérifié avec l'indice \hat{R} (Plummer *et al.* 2006). La qualité de l'ajustement a été estimée par le R^2 bayésien (Gelman *et al.* 2019).

L'ensemble des analyses a été réalisée dans l'environnement R (R Core Team 2021).

Encadré 9 : Colinéarité des descripteurs et décomposition QR

Le problème de la colinéarité des prédicteurs dans un modèle linéaire multiple survient lorsque plusieurs variables explicatives sont fortement corrélées entre elles. Cette situation peut entraîner plusieurs problèmes : d'abord, elle rend difficile l'estimation des coefficients des variables explicatives de manière indépendante car les variations d'une variable peuvent être difficilement distinguées de celles d'une autre variable corrélée. Ensuite, cela peut conduire à une hausse de la variance de l'estimations des coefficients les rendant moins fiables.

La décomposition QR rend en partie à ce problème. Elle consiste en une transformation des prédicteurs du modèle en un nouvel ensemble de prédicteurs orthogonaux (non corrélés) les uns aux autres. La matrice de design X est décomposée en un produit de deux matrices, Q et R , où Q contient les vecteurs orthogonaux et R est une matrice triangulaire supérieure. En utilisant ces nouveaux prédicteurs dans le modèle, on évite les problèmes associés à la colinéarité

Dans le contexte de l'inférence bayésienne, l'utilisation de la décomposition QR a des implications importantes. La décomposition QR améliore l'efficacité de l'échantillonnage en simplifiant la structure de corrélation dans le modèle. Ceci conduit à une meilleure convergence des algorithmes d'échantillonnage, rendant l'inférence plus rapide et plus fiable. En outre, cela aide à obtenir des estimations plus stables et précises des paramètres du modèle (Eklund et Karlsson 2007).

2.4. Résultats

La base de données finale rassemble 208 620 arbres dont 153 894 (73,8 %) identifiés à l'espèce et tous à l'échelle du genre, sur 1702 placettes et pour une surface cumulée de 1 278,6 ha.

Nous avons calculé à une résolution de 10 m sur l'emprise de la Guyane le Topographic Wetness Index sous la forme du SAGA Wetness Index (SWI) et le Height Above Nearest Drainage (HAND).

Nous avons extrait les valeurs de ces indices à la localisation des sondages pédologiques.

Dans la Figure 2-7 et la Figure 2-8, nous montrons la répartition des valeurs des proxys selon le type de sols et de drainage à la localisation des sondages pédologiques. Nous montrons par l'inférence d'ANOVA entre les proxys environnementaux et les classes hydro-pédologiques une plus forte entre les conditions hydro-édaphiques et le SWI ($R^2_{\text{Drainage}} : 17,9 \% ; R^2_{\text{WRB}} : 18,8 \%$) qu'avec le HAND ($R^2_{\text{Drainage}} : 10,7 \% ; R^2_{\text{WRB}} : 10,8 \%$). Nous montrons par les tests de significativité des différences de moyenne de Tukey que le SWI sépare efficacement les conditions hydro-édaphiques de condition dites de « plateau » (position topographique surélevée caractérisé par un drainage vertical) des conditions dites de « pentes » et « bas-fond » (marquées par un système de drainage hydromorphe à des niveau variables).

Compte-tenu de ces observations, notre hypothèse est que le SWI modélise mieux les processus d'engorgement et d'anoxie. Or, l'engorgement génère principalement des modifications de chimie du sol et de couleur importante.

Pour tester cette hypothèse, nous examinons les profils de couleurs des sondages pédologiques.

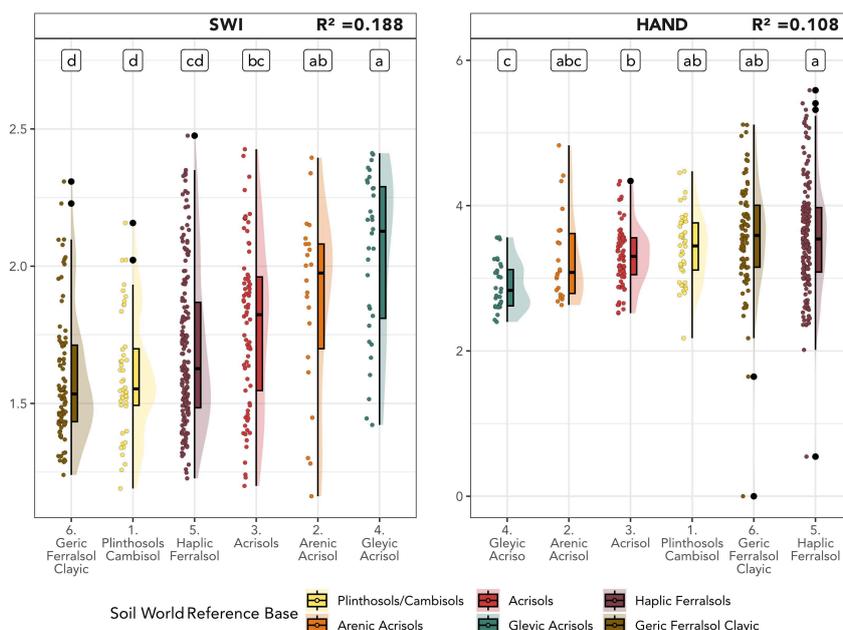


Figure 2-8 : Relations entre le type de sol WRB et variables proxy hydro édaphiques (HAND & SWI) à l'échelle régionale.

En abscisse : les types de sols : Plinthosols/ cambisols (1) ; Arenic acrisol (2) ; Acrisols (3), Gleyic Acrisols (4) ; Haplic Ferralsols (5) ; et Geric Ferralsols (6). En ordonnée : les valeurs transformées $\log(SWI+1)$ et $\log(HAND+\min(HAND) + 1)$. Les lettres dans chaque panel correspondent groupes associés au test significativité des différentes de moyenne de tukey à 5 %. Les facteurs ayant des lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes. Le R^2 indique coefficient de corrélation de l'ANOVA $[SWI/HAND \sim \mathcal{N}(\mu + \alpha_{WRB}, \sigma^2)]$.

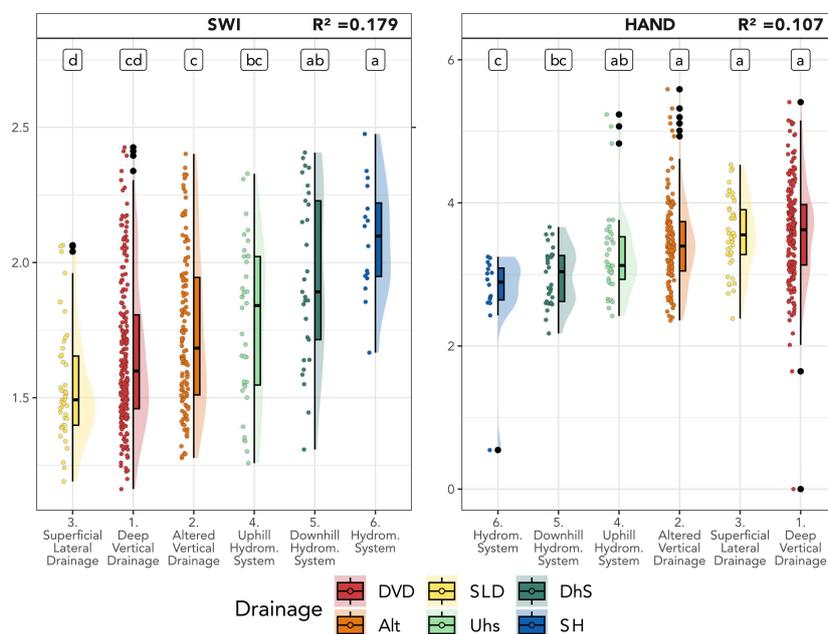


Figure 2-7 : Relations entre le drainage et variables proxy hydro édaphiques (HAND & SWI) à l'échelle régionale.

En abscisse : les classe de drainage : (1) drainage vertical profond (deep vertical drainage - DVD) ; (2) drainage vertical ralenti par un horizon d'allotérite à moins 1,2 m de profondeur (slowed vertical drainage - alt) ; (3) drainage latéral superficiel (superficial lateral drainage - slD) ; (4) système hydromorphique amont (uphill hydromorphic system - UhS) ; (5) système hydromorphique aval (downhill hydromorphic system - DhS) ; (6) système hydromorphique à eau libre (hydromorphic system - HS). En ordonnée : les valeurs transformées $\log(SWI+1)$ et $\log(HAND+\min(HAND) + 1)$. Les lettres dans chaque panel correspondent groupes associés au test significativité des différentes de moyenne de tukey à 5 %.

Les facteurs ayant des lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes. Le R^2 indique coefficient de corrélation de l'ANOVA $[SWI/HAND \sim \mathcal{N}(\mu + \alpha_{DRAINAGE}, \sigma^2)]$.

Multivariate functional principal component analysis

French Guiana soil analysis – RGB

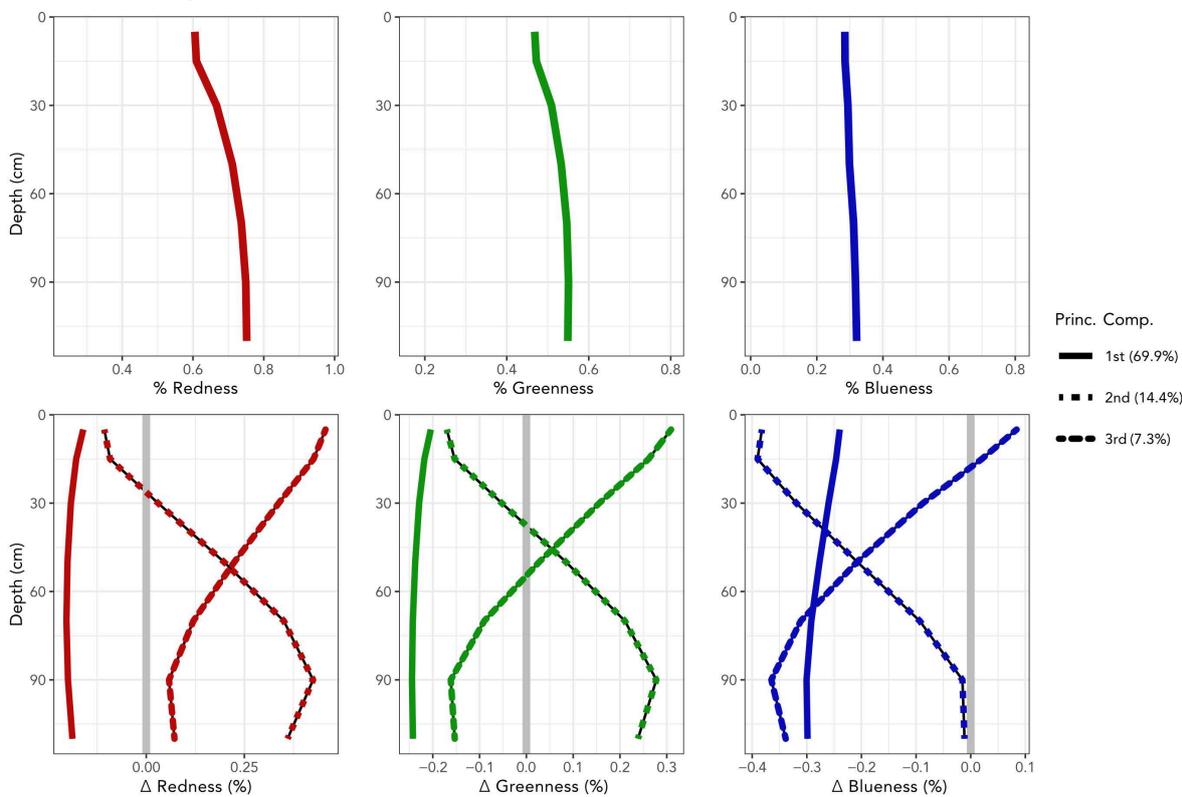


Figure 2-9 : Décomposition par mfPCA des profils de couleurs selon l'intensité des composantes Rouge, Verte et bleue (*redness/greenness/blueness - RGB*) des horizons à chaque profondeur (en cm).

En haut : les fonctions moyennes avec en abscisse la part de la composante RGB (en %) et en ordonnée la profondeur Z (en cm).
 En bas : les fonctions propres avec en abscisse la contribution à la composante RGB (en %) et en ordonnée la profondeur (en cm).
 Les trois premières fonctions propres concentrent 91,7 % de la variance (1^{ère} en trait plein : 69,9 %, 2^{ème} en pointillé carré : 14,4 % et 3^{ème} en pointillé courbe : 7,3 %).

Réduction de dimensionalité des profils de couleur par horizon par mfPCA

La transcription des profils de couleurs des code Munsells en RVB a permis de réaliser une analyse en composantes principales fonctionnelle multivariée (mfPCA – voir Encadré 8) qui rassemble 91,7 % de la variance sur les trois premières fonctions principales. On note dans la Figure 2-9 que les fonctions moyennes (en haut) montrent une hausse constante d'intensité, mais légère (rouge : +15%, vert : +10 %, bleu : +2%). Cette hausse correspond au passage de brun foncé (■) à surface à du brun plus clair en profondeur (■). Cependant, la composante fonctionnelle n°1 (en rouge en bas de la Figure 2-9) qui rassemble 69,9 % de la variabilité, présente comme spécificité d'être quasiment constante avec la profondeur. Puisqu'elle est quasiment constante indépendamment de la profondeur, elle modifie les valeurs neutres, c'est-à-dire le degré de luminosité de l'ensemble du profil. La composante n°2 montre une contribution positive décroissante le long de la profondeur pour la composante rouge ; une composante positive à la surface puis négative puis à partir de 40 cm de profondeur pour la composante verte et de plus en plus négative avec la profondeur pour la composante bleue. Ce motif correspond à pour des scores positifs à un teinte brune en surface (lié à la forte hausse du rouge ■) puis un éclaircissement en profondeur vers le jaune-brun ■. À l'opposé, les valeurs négatives se traduisent par un assombrissement de l'horizon de surface (mise à égalité des trois composantes vers le noir ■) puis un éclaircissement en profondeur vers le gris-bleu ■. La troisième fonction principale apporte de légères modifications à ce schéma en s'opposant à la fonction propre n°2 (si positif) ou en la renforçant (si négatif).

Afin d'identifier des correspondances avec les types de drainage et les types de sols, nous avons comparé les moyennes de ces classes respectivement dans la figure 2-10 et la figure 2-11.

Scores mfPCA et classe de drainage

Concernant les classes de drainage, nous observons des différences de moyennes importantes entre les classes (voir Figure 2-10). Pour le score de la fonction principale n°1 (score 1), il y a une baisse progressive des moyennes avec le type de drainage selon l'axe d'engorgement (DVD > Alt > SLD > UhS > DhS > SH). On distingue deux groupes ayant des moyennes significativement différentes, le groupe a (DVD - Alt) et le groupe b (SLD – UhS – DhS – SH). Pour le score 2, il y a une opposition le drainage de type HS avec une moyenne négative et les autres qui restent proches de 0. Le test de significativité de différence de moyenne confirme cette opposition avec un groupe c avec seulement HS et les groupes a et b qui regroupent les autres drainages. Pour le score 3, on retrouve le même schéma que pour le score 2 avec une opposition entre le type de drainage HS et les autres mais moins marqué. Ce constat est confirmé par le test de significativité de moyenne où l'on distingue un groupe a avec les drainages DVD, Alt et UhS d'un groupe b avec le type HS. Les autres types de drainages sont rattachés à ces deux groupes.

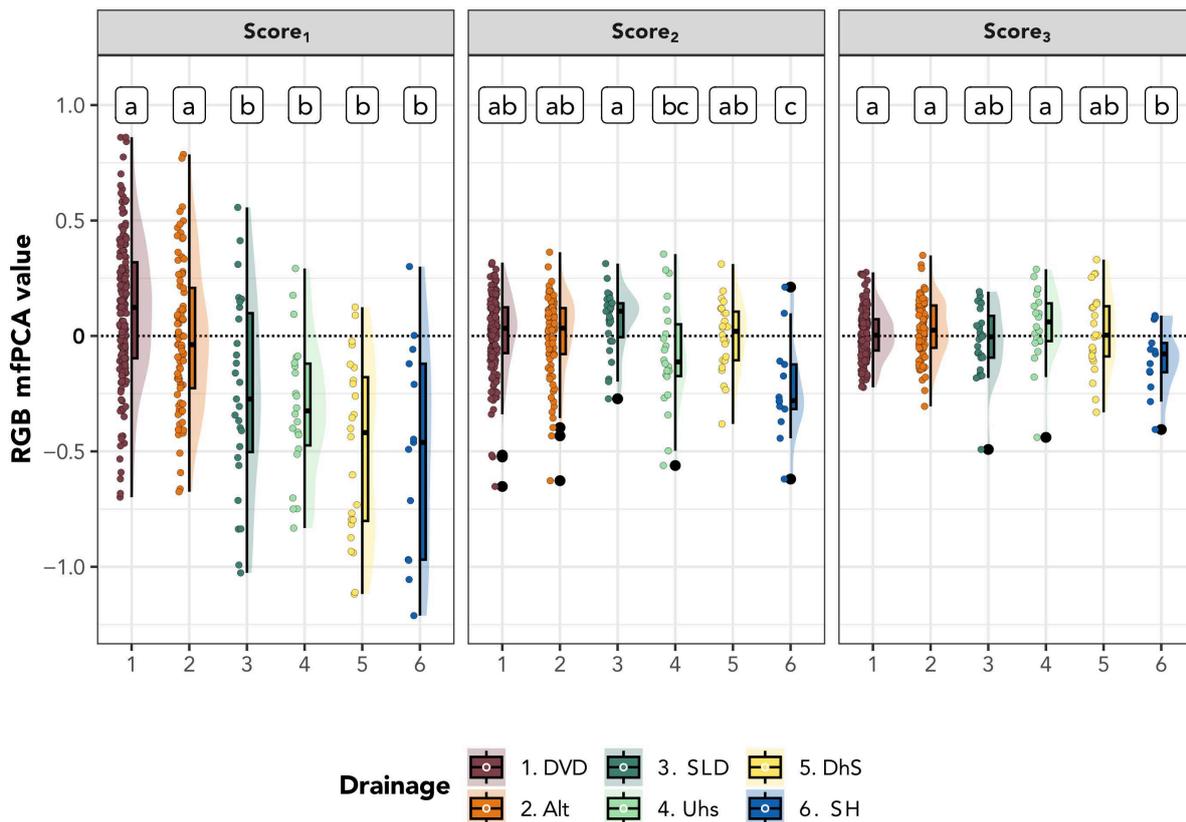


Figure 2-10 : Répartition des classes de drainages selon les scores associés aux fonctions propres de la mfPCA des profils de couleurs des horizons.

En abscisse : les classe de drainage : (1) drainage vertical profond (*deep vertical drainage - DVD*) ; (2) drainage vertical ralenti par un horizon d'allotérite à moins 1,2 m de profondeur (*slowed vertical drainage - alt*) ; (3) drainage latéral superficiel (*superficial lateral drainage - SLD*) ; (4) système hydromorphique amont (*uphill hydromorphic system - Uhs*) ; (5) système hydromorphique aval (*downhill hydromorphic system - DhS*) ; (6) système hydromorphique à eau libre (*hydromorphic system - HS*). En ordonnée le score associé à chaque fonction propre. Les lettre dans chaque panel correspondent groupes associés au test significativité des différentes de moyenne de tukey à 5 %. Les facteurs ayant des lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes.

Nous avons deux groupes en opposition selon les scores 1, 2 et 3 qui sont DVD-Alt et HS. Les autres drainages montrent des positions intermédiaires selon la fonction principale considérée.

Scores mfPCA et type de sol WRB

Concernant le type de sol selon la nomenclature WRB, nous observons dans la Figure 2-11 des différences de moyennes importantes entre les différents types.

Pour le score 1, nous retrouvons une évolution graduelle entre le groupe des sols de type Ferralsols (Geric et Haplic) à moyenne positive ou nulle et les groupe de transition des sols du type acrisols (Arenic et Gleyic) et Plinthosols/cambisols à valeur de plus en plus négative. Les scores des gleyic acrisols montrent une distinction forte avec les Ferralsols.

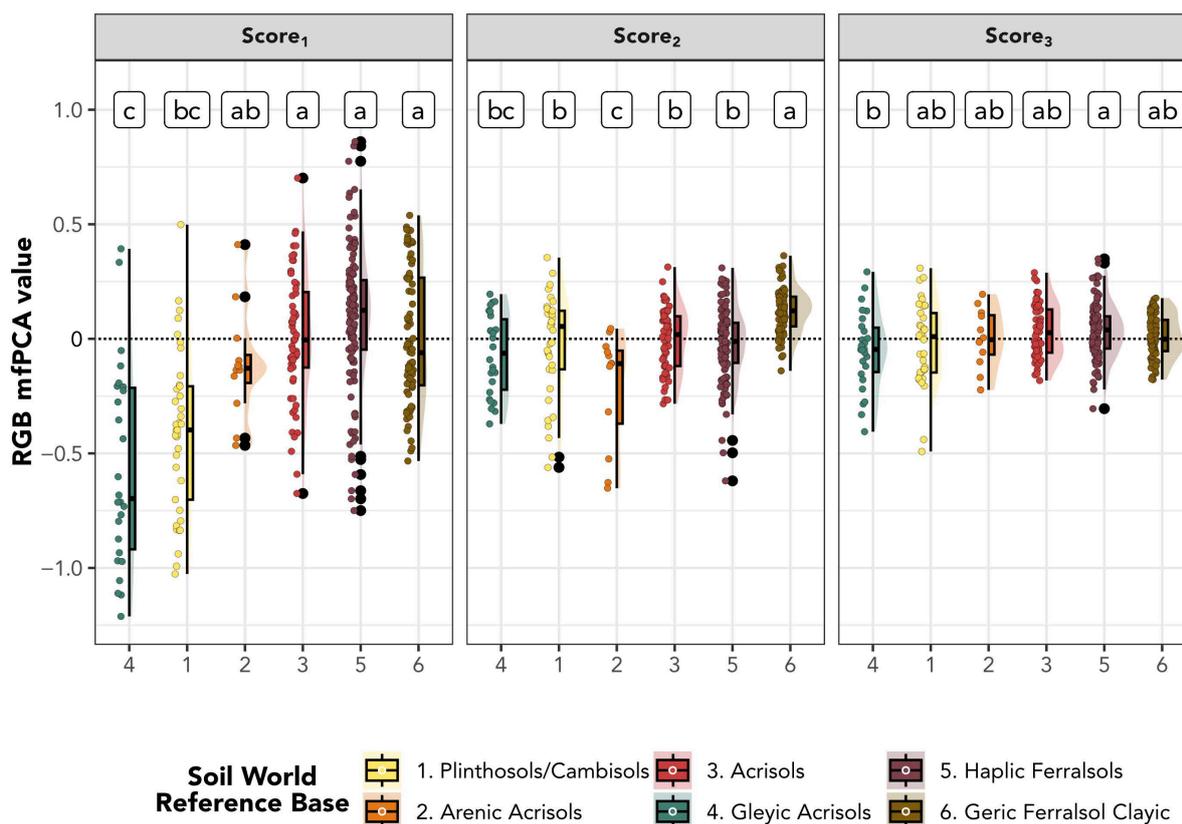


Figure 2-11 : Répartition des types de sols WRB selon les scores associés aux fonctions propres de la mfPCA des profils de couleurs des horizons.

En abscisse : les types de sols : Plinthosols/ cambisols (1) ; Arenic acrisol (2) ; Acrisols (3), Gleyic Acrisols (4) ; Haplic Ferralsols (5) ; et Geric Ferralsols (6). En ordonnée le score associé à chaque fonction propre. Les lettres dans chaque panel correspondent aux groupes associés au test de significativité des différences de moyennes de Tukey à 5 %. Les facteurs ayant des lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes.

Pour le score 2, on observe une différenciation entre les sols du groupe **a** qui sont à dominance argileuse (Geric Ferralsols Clayic) et les sols **c** à dominance sableuse (Arenic Acrisols). Pour le score 3, on note l'absence de forts contrastes entre les différents types de sols.

Après avoir montré que les scores 1, 2 et 3 captent des différences de drainages et de type de sols, nous avons estimé entre les scores et les indices hydro-édaphiques dérivés de la topographie. Nous avons mesuré la corrélation entre les scores 1, 2, et 3 de la mfPCA de chaque sondage avec le $\log(\min(SWI, 0) + 1)$ et le $\log(\min(HAND, 0) + 1)$ afin de respecter l'hypothèse de normalité et corrigé des valeurs négatives. Nous avons obtenu des coefficients de corrélation significatifs pour SWI et le HAND avec le score 1 respectivement de $\rho(\text{Score}_1, SWI) = -0,210$ ($P < 2,2 \times 10^{-16}$) et $\rho(\text{Score}_1, HAND) = 0,234$ ($P < 2,2 \times 10^{-16}$). Or pour le score 2 nous avons obtenu seulement une corrélation significative avec le SWI : $\rho(\text{Score}_2, SWI) = -0,354$ ($P < 2,2 \times 10^{-16}$). Aucune corrélation significative n'a été obtenue avec le score 3.

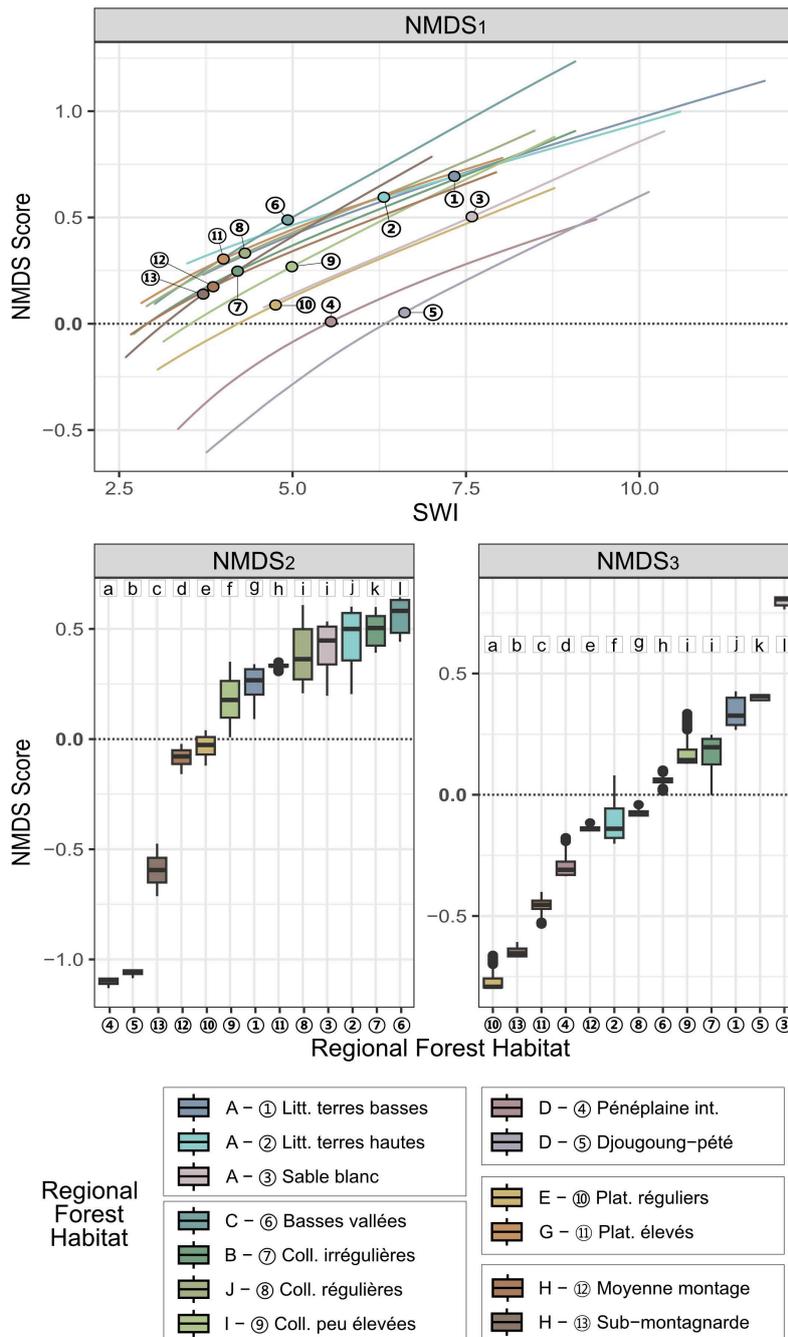


Figure 2-12 : Prédiction des scores NMDS de la composition des communautés selon l’habitat régional et le SWI (intervalle à 95 % de chaque habitat).

En haut : relation entre le SWI (en abscisse) et le score de l’axe NMDS n°1 (en ordonnée). Les points indiquent les communautés au SWI médian de l’habitat régional. Les lignes sont tracées sur l’intervalle à 95 % du SWI de l’habitat.

En bas : distribution des scores NDMS 2 et 3 selon l’habitat forestier régional.

Les lettres dans chaque panel correspondent aux groupes associés au test significativité des différences de moyennes de Tukey à 5 %. Les facteurs ayant des lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes.

Les paysages forestiers sont : **A** Plaines côtières ; **D** Pénéplaine intérieure ; **C** Basses vallées fluviales ; **B** Collines irrégulières ; **J** Collines régulières ; **E** Plateaux réguliers ; **G** Plateaux élevés ; **H** Montagne.

Les habitats forestiers régionaux sont et correspondent à : **①** Forêts côtières des terres basses à *Parinari campestris* et *Astrocaryum vulgare* ; **②** Forêts côtières des terres hautes à *Goupia glabra* et *Symphonia globulifera* ; **③** Forêts sur sables blancs à *Dimorphandra polyandra* et *Humiria balsamifera* ; **④** Forêts de la pénéplaine intérieure à *Tetragastris spp.*, *Protium spp.* et *Iryanthera spp.* ; **⑤** Forêts sur djougoung-pété à *Ecclinusa spp.*, *Parinari campestris* et *Tachigali spp.* ; **⑥** Forêts des basses vallées à *Eperua falcata* et *Lecythis spp.* ; **⑦** Forêts de collines irrégulières à *Lecythisaceae*, *Eperua falcata* et *Peltogyne spp.* ; **⑧** Forêts de collines régulières à *Eschweilera spp.*, *Eperua falcata* et *Dicorynia guianensis* ; **⑨** Forêts de collines peu élevées à *Eschweilera spp.*, *Dicorynia guianensis* et *Vouacapoua americana* ; **⑩** Forêts de plateaux réguliers à *Protium spp.*, *Dicorynia guianensis* et *Oenocarpus bataua* ; **⑪** Forêts de plateau élevé à *Dicorynia guianensis*, *Protium spp.* et *Diospyros spp.* ; **⑫** Forêts de moyenne montagne à *Protium spp.* et *Virola spp.* ; **⑬** Forêts sub-montagnarde à *Mimosoideae* et *Lauraceae*.

Nous avons identifié le SWI comme étant un proxy efficace du drainage et du type de sol selon la nomenclature World Reference Base (WRB), car il est mieux corrélé que le HAND aux classes de drainages. Nous avons aussi montré que la différence de corrélation est partiellement expliquée par une meilleure corrélation des deux premières fonctions propres de la mfPCA. L'avantage du SWI sur le HAND est de mieux discriminer les systèmes hydromorphiques notamment en relation avec les processus captés par le score 2.

Inférence du modèle multinomial de composition spécifique

Nous avons extrait les valeurs de SWI et le type d'Habitat forestier régionale pour chaque parcelle sur la base de leur emprise. Nous avons calculé la valeur médiane du SWI par parcelle (SWI_{plot}) car la distribution des SWI est *a priori* log-normal (présence d'une asymétrie). Cette valeur médiane est représentative des conditions hydro-édaphiques car le coefficient de variation du SWI intra-parcelle reste limité : $CV(\log(SWI + 1)) = 3,9\%$ $IC_{95\%}[0,6; 15,5]$.

Après avoir inféré les paramètres du modèle multinomial (voir : Équation 2), nous avons vérifié la convergence ($100\% \hat{R} < 1,01$) et validé le modèle à l'aide du pseudo- R^2 de McFadden (jeu d'entraînement : $R_{McFadden}^2 = 0,2849$; $IC_{95\%}[0,2846; 0,2853]$, jeu de validation : $R_{McFadden}^2 = 0,2053$; $IC_{95\%}[0,1989; 0,2114]$).

L'interprétation du $R_{McFadden}^2$ est différente du R^2 classique. L'interprétation du $R_{McFadden}^2$ repose sur la comparaison entre la log-vraisemblance du modèle et la log-vraisemblance du modèle nul. Plus la valeur de $R_{McFadden}^2$ est élevée, meilleure est l'adéquation du modèle. Pour donner une idée de ce que représentent les valeurs de $R_{McFadden}^2$, on considère généralement que des valeurs de $R_{McFadden}^2$ comprises entre 0,2 et 0,4 indiquent un ajustement extrêmement bon du modèle (Louviere, Hensher, et Swait 2000, 54). Une étude menée par Domencich et McFadden (1975, 124) a montré l'équivalence de cette plage de valeurs de $R_{McFadden}^2$ (0,2 à 0,4) à des valeurs de 0,7 à 0,9 pour un modèle de régression linéaire.

En accord avec le $R_{McFadden}^2$, l'effet joint de l'habitat et des conditions hydro-édaphiques locales permet d'estimer la composition des forêts étudiées.

Le modèle se fonde sur une composition en espèce par habitat (α_{hab}) qui évolue localement selon l'effet du SWI propre à chaque espèce (β_{SWI}). A l'aide du modèle, nous avons prédit les changements de composition pour chaque habitat forestier régional et pour les différentes valeurs de SWI.

Nous avons identifié 36 espèces (7 %) ayant une affinité significative au SWI ($\beta_{SWI} > 0$), 282 espèces (55,6 %) ayant une répulsion significative avec le SWI ($\beta_{SWI} < 0$), et 189 espèces (37,4 %) qui ne montrent pas d'affinité significative au SWI ($0 \in IC_{95\%}(\beta_{SWI})$).

Comparaison de l'effet du SWI (β_{SWI}) avec les classifications de préférence d'habitat local.

Nous avons comparé les valeurs obtenues de β_{SWI} avec les indices de référence de Baraloto *et al.* (2021) sur la spécialisation par habitat local (terre-ferme / bas-fond / sable blanc). Nous avons identifié deux corrélations significatives entre (1) β_{SWI} et l'indice d'association à l'habitat de bas-fond ($INDVAL_{SF}$) - ($\rho_{Pearson}(\beta_{SWI}, INDVAL_{SF}) = 0,474$; $p\ value < 2,2 \times 10^{-16}$); et (2) β_{SWI} et l'indice d'association à l'habitat de terre-ferme ($INDVAL_{TF}$) - ($\rho_{Pearson}(\beta_{SWI}, INDVAL_{TF}) = -0,147$; $p\ value = 1.1 \times 10^{-2}$). Nous n'avons pas trouvé de corrélation significative avec l'indice d'habitat de sable blanc ($INDVAL_{WS}$) - ($\rho_{Pearson}(\beta_{SWI}, INDVAL_{WS}) = -0,09$; $p\ value = 1.1 \times 10^{-1}$).

Nous avons reclassifié (au seuil d'erreur de 5%) les valeurs obtenues de β_{SWI} , en trois classes d'affinité au SWI : significativement supérieur positif, significativement négatif ou non-significatif. Nous montrons avec le test de Jonckheere-Terpstra que les classes de β_{SWI} sont significativement associées positivement à l'estimation de présence en bas-fond du botaniste ($p\ value < 8,27 \times 10^{-7}$). La force de l'association est estimée par le coefficient de Pearson [$\rho_{pearson}(Cl_{\beta_{SWI}}; Cl_{Expert}) = 0,312$; $IC_{95\%}(0,231; 0,390)$].

Projection NMDS des communautés prédites

Nous avons réduit la dimensionnalité des données de composition par une NMDS à 3 composantes ($stress = 0,108$).

Nous avons étudié deux informations fournies par la NMDS : les communautés prédites pour analyser les divergences inter et intra habitats régionaux ; et les espèces en étudiant leur positionnement dans la projection NMDS.

En comparant les coordonnées des communautés prédites par habitat régional le long du gradient de SWI (voir Figure 2-12 en haut), nous observons d'une part que l'axe n°1 de la NMDS capte la variation de composition en lien avec le SWI [$\rho(NMDS_1, SWI) = 0,900$ ($P < 2,2 \times 10^{-16}$)]. Le SWI est aussi corrélé de manière plus faible à l'axe 2 [$\rho(NMDS_2, SWI) = -0,228$ ($P < 2,2 \times 10^{-16}$)] et n'est pas corrélé à l'axe 3 [$(NMDS_3, SWI) = 0,072$ ($P = 6,5 \times 10^{-16}$)] de la NMDS.

Nous analysons les axes de la NMDS comme suit :

Axe 1 NMDS (Figure 2-12 en haut) - différenciation intra-habitat par le SWI : aucun habitat ne présente de distribution disjointe sur l'axe 1 et la corrélation positive avec le SWI est valable pour l'ensemble des habitat régionaux (voir Figure 2-12 en haut). Cette réponse en fonction du SWI pour l'ensemble des habitats caractérise la modification intra-habitat de la composition. Parmi les réponses score1-SWI, on distingue clairement les habitats de la pénélaine intérieure (④ & ⑤) avec un SWI important mais des valeurs de score 1 inférieures

ou égales aux autres habitats. Cette spécificité indique un changement de composition relativement au SWI local et non absolu.

Plan 2-3 NMDS (Figure 2-12 en bas) : différenciation inter-habitat : l'axe 2 présente une corrélation négative avec le SWI. Cette corrélation indique qu'une part du pool d'espèce spécifique aux habitat est sensible au SWI. L'axe 3 est marqué par un faible recouvrement, c'est-à-dire une forte différenciation des habitats. En analysant conjointement l'axe 2 et 3, on observe un contraste entre les habitats littoraux et de colline qui sont rassemblés d'une part, et les autres habitats qui montrent une forte distinction dans le plan.

La projections NMDS des espèces confirme les observations précédentes en précisant la contribution de chaque axe (voir Figure 2-13). En comparant les paramètres de chaque espèces (α_{hab} et β_{SWI}) avec les axes de la NMDS, on note que seul l'axe 1 montre une forte corrélation avec le β_{SWI} . L'axe 2 sépare les habitats de la zone proche-intérieure (littoral et collines) des zones intérieures (pénéplaine intérieure et montagne). L'axe 3 sépare les habitats sur sable blanc des habitats de plateaux et montagnes.

Nous avons comparé les coordonnées des espèces avec les indices de référence de Baraloto *et al.* (2021) sur la spécialisation par habitat local. Nous identifions que l'axe 1 est corrélé à la spécialisation de bas-fond [$\rho(\text{NMDS}_1, \text{INDVAL}_{\text{SF}}) = 0,418$ ($P < 2,89 \times 10^{-14}$)] ; et l'axe 3 oppose la spécialisation de sable blanc [$\rho(\text{NMDS}_3, \text{INDVAL}_{\text{WS}}) = 0,482$ ($P < 2,2 \times 10^{-16}$)] et la spécialisation de terre-ferme [$\rho(\text{NMDS}_3, \text{INDVAL}_{\text{TF}}) = -0,279$ ($P < 7,3 \times 10^{-7}$)].

Les composantes de la NMDS ont été projetées respectivement en rouge, vert et bleu à l'échelle régionale (voir Figure 2-14) selon l'habitat forestier régional et le SWI. On peut noter trois éléments : (1) on observe plusieurs grands blocs de couleur qui correspondent aux paysages géomorphologiques (noir-violet : Montagne, vert : pénéplaine intérieure, rouge : plateau et piedmont, jaune-vert : collines et plaines).

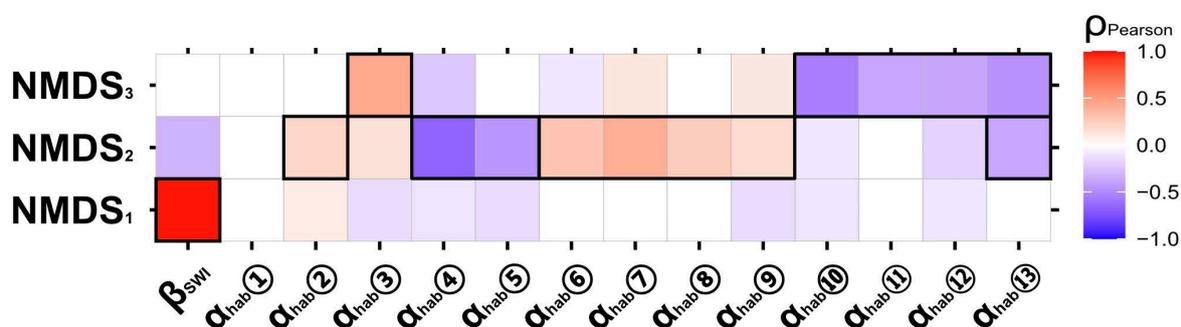


Figure 2-13 : Corrélation de Pearson entre les estimations médianes des paramètres d'espèce du modèle et leurs coordonnées dans la projection NMDS.

Seules les corrélations significatives à 5% sont représentées (sinon le carreau est laissé blanc). Les encadrés noirs indiquent les corrélations structurantes captées par les axes de la NMDS.

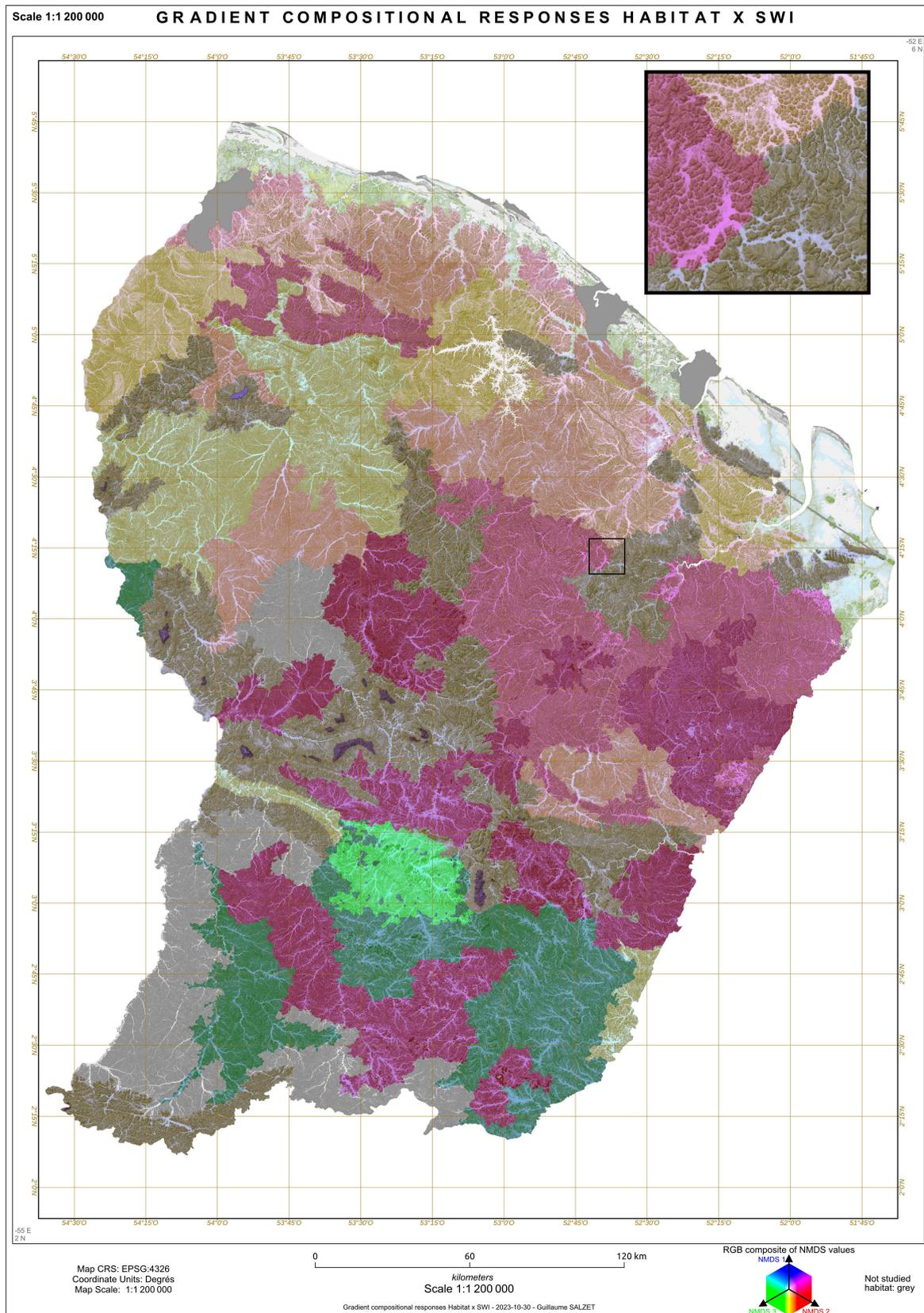


Figure 2-14 : Projection des gradients de composition des communautés d’arbre en RVB par axe de la NMDS. Les couleurs correspondent aux positions dans l’espace NMDS repositionné dans l’espace des couleurs (score 1 : Bleu, score 2 : Rouge, Score 3 : Vert). Les habitats non-étudié sont grisés. L’agrandissement en haut à gauche montre l’impact à fine échelle du SWI sur la composition via l’intensité de la composante NMDS1 (en bleu).

En plus de ces ensembles, nous pouvons observer le réseau hydrographique dense par une coloration bleue au sein des habitats. On peut noter que l'habitat ripicole est influencé par la matrice forestière environnante sur la composition des forêts ripicoles. On constate que malgré l'existence de blocs adjacents de compositions similaires (zones littorales et zones de pénégline intérieure), la zone centrale composée de plateaux est plus hétérogène. La principale observation réside dans l'organisation spatiale de la composante n°2 de la NMDS (en rouge) qui est marquée par un gradient littoral-intérieur.

Signal phylogénétique lié à l'affinité associée au gradient hydro-édaphique

Nous avons testé la présence de signal phylogénétique associé au SWI et aux habitats par les coordonnées NMDS des espèces. Nous avons identifié des signaux phylogénétiques significativement associés à l'affinité au SWI [$\lambda_{\text{Pregel}}(\beta_{\text{SWI}}) = 0,126$ ($p < 0,001$)] et aux axes de la NMDS [$\lambda_{\text{Pregel}}(\text{NMDS}_1) = 0,122$ ($p < 0,001$); $\lambda_{\text{Pregel}}(\text{NMDS}_2) = 0,149$ ($p < 0,001$); $\lambda_{\text{Pregel}}(\text{NMDS}_3) = 0,125$ ($p < 0,001$)].

Nous observons une fréquence importante d'espèces appartenant à des genres montrant une opposition d'affinité au SWI entre espèces congénères (70 % des espèces ayant au moins une espèce congénère dans notre étude). Cette différenciation a déjà été documentée pour certains de ces genres [*Iryanthera*, *Symphonia*, *Eschweillera*, *Lecythis*, *Licania*, *Protium* et *Eperua* (Schmitt, Tysklind, Derroire, *et al.* 2021; Allié *et al.* 2015; Fine, Zapata, et Daly 2014; Brousseau *et al.* 2013)]. Pour d'autres genres, cette différenciation n'a pas encore été documentée (voir Figure 2-16) : *Pterocarpus*, *Tovomita*, *Byrsonima*, *Hirtella*, *Sloanea*, *Tapirira*, *Sterculia*, *Eugenia*, *Miconia*, *Pradosia*, *Diploon*, *Micropholis*, *Ecclinus*, *Corythophora*, *Aspidosperma*, *Ocotea*, *Oxandra*, *Virola*.

Contribution contrastée des traits fonctionnels à la spécialisation associée au gradient hydro-édaphique et aux habitats régionaux

En utilisant 420 espèces en commun avec la base de données de Vlemincks *et al.* (2021), nous avons inféré une régression multiple multidimensionnelle liant les coordonnées des espèces dans l'espace NDMS. Compte-tenu du signal phylogénétique associé aux axes NMDS, nous avons intégré un paramètre d'autocorrélation phylogénétique par axe. Enfin, nous avons pris en compte les corrélations résiduelles entre axes de la NMDS pour étudier une éventuelle spécialisation croisée entre les échelles locale et régionale. Nous montrons que la part de variance expliquée par le modèle est de l'ordre de 17 à 25 % :

$$R_{\text{bayes}}^2(\text{NMDS}_1) = 16,5 \% ; \text{IC}_{95\%}[9,56; 24,03], \quad R_{\text{bayes}}^2(\text{NMDS}_2) = 26,11 \% ; \text{IC}_{95\%}[19,25; 33,21],$$

$$R_{\text{bayes}}^2(\text{NMDS}_3) = 21,32 \% \text{ IC}_{95\%}[13,49; 29,76].$$

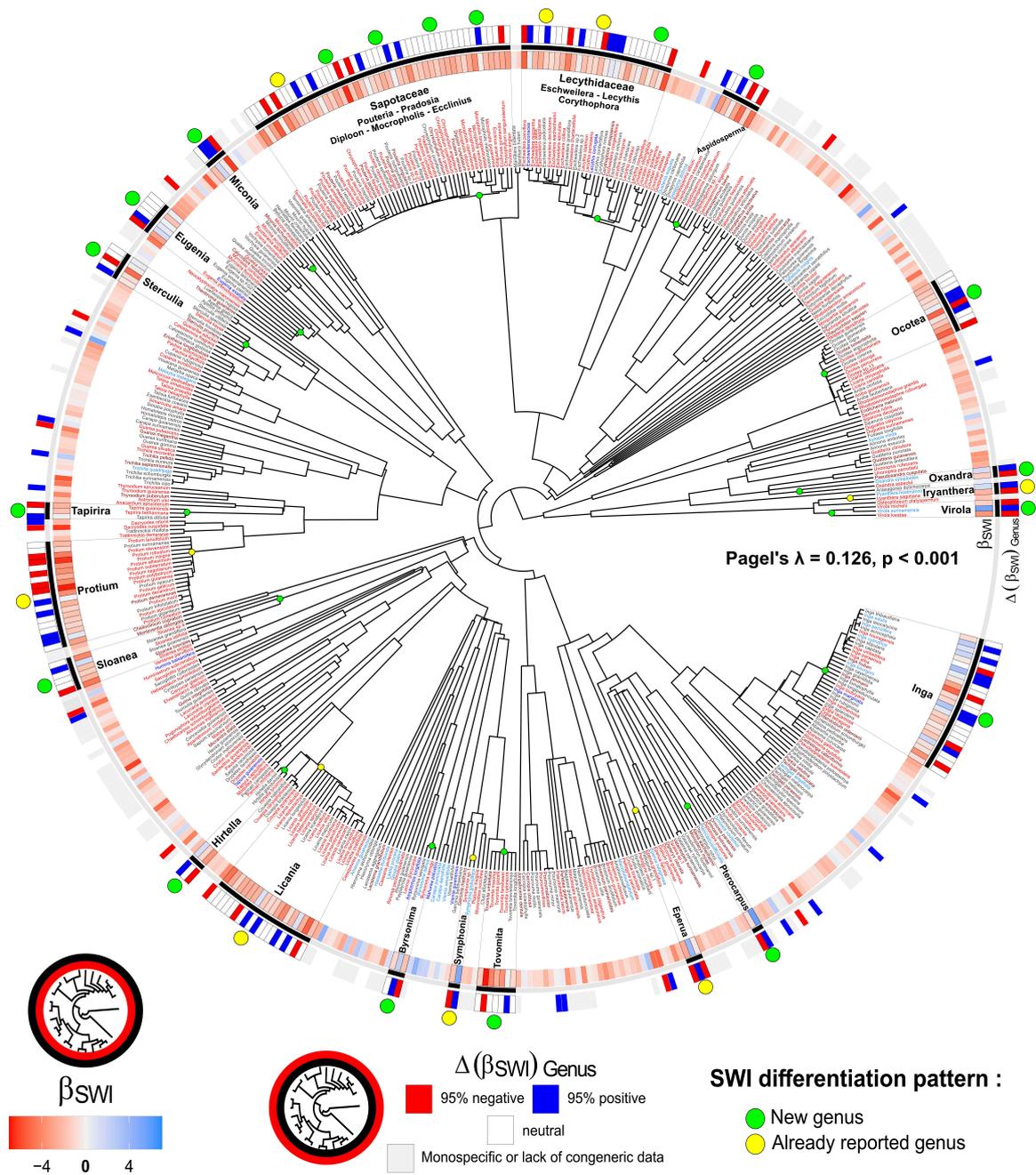


Figure 2-15 : Variation de l'affinités des espèces au SWI le long de la phylogénie et identification des genres différenciés selon l'affinité au SWI.

La distribution de l'affinité des espèces au SWI le long de la phylogénie (pour l'anneau central et noms d'espèces) va des espèces répulsées par le SWI (en rouge) aux espèces ayant une forte affinité au SWI (en bleu) en passant par des espèces insensibles au SWI (en gris). Pour les genres ayant au moins deux espèces congénères, les espèces sont classé selon le test d'égalité à 5% entre les indices d'affinité des espèces et la moyenne des indices du genre (rouge : significativement inférieur à la moyenne du genre ; bleu : significativement supérieur à la moyenne du genre ; blanc : non-significatif et gris espèce exclus faute d'espèces congénères). Les genres présentant une différenciation intra-genre en termes d'affinité au SWI sont indiqués par des disques. La couleur verte indique un genre dont la différenciation n'était pas documentée et en jaune ceux dont la différenciation l'est (Schmitt, Tysklind, Derroire, *et al.* 2021; Allié *et al.* 2015; Fine, Zapata, Daly 2014; Brousseau *et al.* 2013).

Les résultats de l'inférence, présentés dans la Figure 2-16, montrent que plusieurs effets des traits sont significatifs à 5 % et un seul à 1 %. Pour l'axe 1 de la NMDS, nous n'identifions aucun effet des traits et le signal phylogénétique est quasi-nul³⁵. Pour l'axe 2 de la NMDS, nous identifions un effet négatif de la concentration en carbone foliaire, un effet positif de la densité de tissu racinaire et un signal phylogénétique quasi-nul³⁶. Pour l'axe 3 de la NMDS, nous identifions des effets négatifs de la concentration en carbone et azote foliaire, de la branchaison racinaire et un signal phylogénétique quasi-nul³⁷.

2.5. Discussions

Dans cette étude nous avons étudié plusieurs aspects de la distribution spatiale des espèces d'arbres de Guyane. Nous avons agrégé l'ensemble des données des principaux dispositifs d'inventaires (réseau Guyadiv et GuyaFor) et de sondages pédologiques (le réseau Habitat) en Guyane. Nous avons identifié trois résultats majeurs : la corrélation entre les conditions hydro-édaphiques, le profil de couleur et le SWI ; la contribution du gradient hydro-édaphique à la niche hydraulique ; et la récurrence du motif de différenciation intra-genre pour l'affinité aux conditions hydro-édaphiques.

Corrélation entre les conditions hydro-édaphiques, le profil de couleur et le SWI

Un sol tropical, dans le cas guyanais, est généralement le résultat d'un processus de ferralitisaiton marqué par le lessivage de l'ensemble des éléments alcalins, alcalino-terreux et de la silice qui laisse en place des oxydes de fer. On distingue notamment deux états pour les oxydes de fer : la goethite de couleur jaune [FeO(OH)] et l'hématite de couleur rouge [Fe₂O₃]. La part de ces oxydes varie selon la roche mère et les conditions d'engorgement et définit le profil de couleur (Ferry, Freycon, et Paget 2003). Comme le soulignent Guitet *et al.* (2016), deux grands types de sols apparaissent en lien avec les processus géomorphologiques : les ferralsols (majoritairement rouges) et les acrisols (majoritairement jaunes). Les ferralsols sont particulièrement abondants pour les paysages les moins érodés, comme les montagnes et plateaux. Cette observation concorde avec l'hypothèse que ce type de sol est lié à des conditions pédogénétique stable sur socle pré-cambrien comme cela est observé à l'échelle amazonienne (Quesada *et al.* 2011). A l'opposé les acrisols sont principalement observés dans les zones de collines marquées par une érosion physique importante. Sur la base d'observations dans la zone littorale, Fritsch *et al.* (1986) montrent que les acrisols correspondent à des ferralsols transformés par l'érosion et l'éluviation des argiles.

³⁵ $\frac{\lambda^2_{NMDS_1}}{\lambda^2_{NMDS_1} + \sigma^2_{NMDS_1} + \rho^2(NMDS_{1-2}) + \rho^2(NMDS_{1-3})} = 8 \times 10^{-4} \pm 4 \times 10^{-4}$

³⁶ $\frac{\lambda^2_{NMDS_2}}{\lambda^2_{NMDS_2} + \sigma^2_{NMDS_2} + \rho^2(NMDS_{1-2}) + \rho^2(NMDS_{2-3})} = 6 \times 10^{-4} \pm 4 \times 10^{-4}$

³⁷ $\frac{\lambda^2_{NMDS_3}}{\lambda^2_{NMDS_3} + \sigma^2_{NMDS_3} + \rho^2(NMDS_{1-3}) + \rho^2(NMDS_{2-3})} = 1,1 \times 10^{-3} \pm 7 \times 10^{-4}$

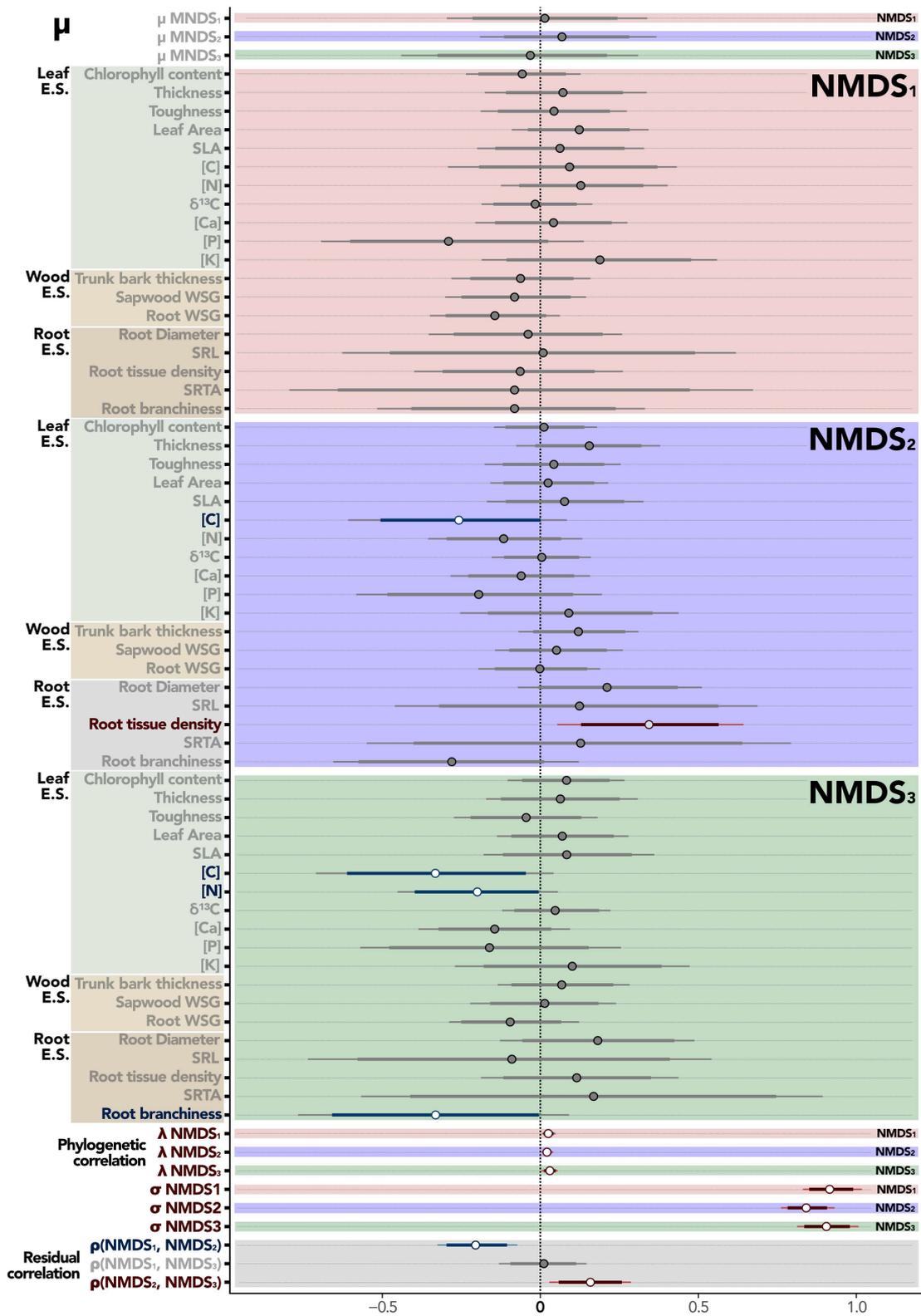


Figure 2-16 : Estimation des paramètres du modèle de régression multiple entre les axes NMDS et les traits fonctionnels des espèces.

En abscisse : les valeurs des paramètres. Pour chaque paramètre en ordonnée, le point indique la valeur médiane, le trait épais indique l'intervalle à 95 % et le trait fin 99 %. Les paramètres sont rassemblés par axes de la NMDS (1 : rouge, 2 : bleu et 3 : vert) et par spectre économique – *Economic Spectrum* (feuille : vert clair, bois : marron clair et racines : marron foncé). Les paramètres significatifs (95 %) sont colorés selon le signe de leur contribution sinon ils sont grisés.

Les ferralsols et acrisols ne diffèrent pas significativement sur les profils de couleurs mais leur impact est pris en compte par l'intermédiaire des paysages géomorphologiques. A cela s'ajoute les variations liées au drainage local qui modifient l'état de déferruginisation du sol et d'accumulation de matière organique. D'après Ferry, Freycon et Paget (2003), l'enfoncement des cours d'eau dans le socle a été à l'origine d'une érosion créant les situations de *catena*. Le processus de rajeunissement du sol s'est traduit par une faible épaisseur de sol reposant sur un horizon imperméable de saprolite (Boulet, Brugière, et Humbel 1979). Cet horizon imperméable est à l'origine de conditions de drainages latéraux et hydromorphes (Guehl 1984). Les systèmes de drainages latéraux et hydromorphes provoquent des situations d'engorgement matérialisées par la déferruginisation et l'accumulation de matière organique dans les horizons de surface.

Le long de la toposéquence (amont vers aval), nous observons une baisse de la concentration en oxydes qui modifie la couleur initiale vers le blanc qui est captée par la fonction principale n°1. De même, la hausse de la concentration de matière organique, le long de la toposéquence, assombrie la couleur de l'horizon est captée par la fonction principale n°2 (Emmanuel Fritsch *et al.* 1986; Ferry, Freycon, et Paget 2003). La fonction propre n°2 contribue à discriminer spécifiquement le système hydromorphe à eau libre.

L'analyse des données de profil de couleur du réseau régional de sondage pédologiques (HABITAT) résumée par la mfPCA **valide H 2.1** et met en lumière une forte corrélation entre les conditions de drainage et la topographie par l'intermédiaire du SWI. Le HAND, un indice classiquement utilisé pour l'étude des communautés d'arbre en Amazonie s'est révélé moins performant que le SWI. Cette différence de corrélation peut s'expliquer par deux éléments : les aspects modélisés par ces indices et le contexte hydro-édaphique guyanais.

Le HAND est une estimation de la profondeur de nappe fondée sur la topographie et le réseau hydrographique. Sous l'hypothèse de conditions de sols et de sous-sols homogènes, le HAND correspond alors à une interpolation des profondeurs de nappe en utilisant les tronçons hydrographiques comme des affleurements (B. White *et al.* 2012). Il a été montré que le HAND est un prédicteur efficace des communautés d'arbre en Amazonie (Costa *et al.* 2023; Sousa *et al.* 2022), et en Guyane (Allié *et al.* 2015). D'après Costa (2023), la profondeur de nappe est un indice intégrateur du risque de stress hydraulique lors de sécheresses prolongées. Ainsi, il est attendu que le HAND distingue efficacement les drainages verticaux libres des systèmes hydromorphes.

Le SWI correspond à un indice topographique d'humidité (TWI) avec une correction pour les zones de faible pente (Böhner et Selige 2006). Il modélise les zones de départ et d'accumulation d'eau selon des flux de ruissellement de surface et des flux latéraux superficiels sous la surface. A l'échelle du pixel, un TWI dépend de la pente et la surface de

bassin versant spécifique (Kopecký, Macek, et Wild 2021). Cependant, pour un pixel donné, la valeur de TWI est influencée par celle du pixel en aval (Pourali *et al.* 2016). Le SWI apporte une réponse à ce problème en réalisant un ajustement itératif sur le bassin versant spécifique de chaque pixel. Comme le montre Drolet (2020), le terme correctif modélise d'une part un effet d'infiltration vers la nappe et d'autre part un effet de lissage dans les zones de faible pente. Il est attendu que le SWI distingue efficacement les spécificités d'engorgement entre les différents systèmes hydromorphes.

A la différence du contexte amazonien, le relief marqué en Guyane génère des variations importantes d'estimation de profondeur de nappe. L'hypothèse d'homogénéité du sol et du sous-sol n'est alors plus valable pour le HAND. Par défaut, l'effet d'infiltration du SWI est plus bas que pour les autres TWI. Cette particularité est donc adaptée aux conditions guyanaises de pluies qui saturent le sol et génèrent l'engorgement (Guehl 1984). Ainsi, l'hypothèse de flux latéraux superficiel semble être vérifiée indépendamment du relief. Nous expliquons par cette observation la corrélation du SWI avec le score n°2.

Néanmoins, nous ne pouvons pas écarter l'hypothèse d'une erreur d'estimation pour le HAND. A la différence d'autres études, nous avons utilisé des tronçons hydrographiques, validés empiriquement par l'IGN, issus de la base données Carthage Guyane (Mourguiart et Linares 2013). Cette différence méthodologique peut induire un biais dans le pouvoir prédictif du HAND car généralement l'estimation du réseau hydrographique est lui-même calculé à partir de la topographie (Nobre et al. 2011).

Après avoir validé l'utilisation du SWI comme proxy des conditions hydro-édaphiques, nous avons inféré un modèle joint de distribution d'espèces d'arbres à l'échelle régionale.

Les habitats régionaux et locaux forment un même espace de spécialisation construit par le type de sol, la réponse à l'anoxie et l'histoire biogéographique

En utilisant des données d'inventaires rassemblant des campagnes étalées sur 38 ans, nous avons pu définir précisément la spécialisation de 508 espèces tropicales pour les habitats géomorphologiques et hydro-édaphiques.

Après avoir inféré et validé le modèle (voir Équation 2), nous avons réalisé une NMDS sur un ensemble de prédiction croisant les conditions d'habitat régional et de variation des conditions hydro-édaphiques locales. Le résultat de la NMDS a été analysé sous l'angle des communautés et des espèces. Nous montrons que l'axe n°1 de la NMDS correspond pour les communautés à la différenciation intra-habitat des conditions hydro-édaphiques. Le plan lié aux axes n°2 et 3 est interprété comme un ensemble d'axes de divergence d'habitats.

L'axe n°2 oppose les habitats littoraux à ceux de l'intérieur. Deux interprétations nous semblent possibles : soit cet axe est lié à un gradient abiotique tel que les conditions climatique littoral-

intérieur (Paget 1999) ; soit cet axe correspond à un effet d'autocorrélation spatiale à grande distance lié à la dispersion limitée (Degen, Bandou, et Caron 2004). La seconde explication est plus étayée avec les travaux de Guitet *et al.* (2015) qui mettent en avant cette même autocorrélation spatiale littoral-intérieure après avoir testé la contribution de variables climatiques (précipitations et la durée de la saison sèche).

L'axe n°3 constitue un gradient avec d'un côté (valeur négatives) les habitats à ferralsols et drainage verticale profond, en position intermédiaire (valeur nulles) de type acrisols à hydromorphie variable et à l'opposé (valeur positive) un habitat à sable blanc. Les corrélations de d'intensité spécialisation pour les habitats de terre-ferme et sable blanc, tiré de Baraloto *et al.* (2021), s'opposent le long de cet axe.

Ainsi, nous montrons que la spécialisation identifiée comme locale présente une correspondance avec des axes de spécialisation à l'échelle régionale. Nous avons pu découpler les contributions hydro-édaphiques de l'effet biogéographie *a priori*. **Cet apport confirme H 2.2** car la répartition des espèces en Guyane semble répondre à une contrainte hydro-édaphique et une contingence historique.

La corrélation d'un ou plusieurs traits en réponse à un gradient est souvent posée comme hypothèse en écologie fonctionnelle (Schmitz *et al.* 2015). Nous avons identifié plusieurs effets des traits pour les axes 2 et 3 de la NMDS mais aucun pour l'axe 1. La différenciation sur le plan 2-3 est cohérente avec les spectres économiques des traits fonctionnels.

On identifie pour l'axe 2 principalement un effet positif important de la densité de tissu racinaire. Ce trait est généralement associé dans le spectre économique racinaire au gradient de stratégie de conservation de ressource (Bergmann *et al.* 2020). On identifie un changement de stratégie acquisitive pour les espèces intérieure vers conservative vers le littoral. La pénéplaine intérieure est en effet marquée par un apport continu de sédiments érodés des reliefs environnant alors que les zones littorales présentes des conditions édaphiques fortement altérées et donc plus pauvres (Blancaneaux et Brugière 1974; Guitet, Brunaux, *et al.* 2015a).

On identifie pour l'axe 3 des effets négatifs conjoints de la concentration du carbone et azote foliaire avec un effet négatif de la branchaison racinaire. Ces trois traits sont impliqués de manière corrélés dans les stratégies d'acquisition-conservation des arbres (Weigelt *et al.* 2021). L'axe 3 indique un changement de stratégie vers une plus forte conservation de ressource ce qui est cohérent avec des conditions de sable blanc plus pauvre et contraignantes (Baraloto *et al.* 2021).

Le plan 2-3 de spécialisation séparent principalement les communautés selon des stratégies d'acquisition/conservation en relation avec la condition de fertilité et d'humidité du milieu. Les

zones intérieures se distinguent par des stratégies d'acquisition plus marquées comparativement aux zones littorales. De même, les zones de terre ferme sont caractérisées par une stratégie moins conservatrice que les zones de sables blancs.

Nous ne pouvons pas écarter l'hypothèse que les estimations des traits utilisés soient biaisées ou non représentatives des variations car la précision de l'échelle d'étude ne serait pas adaptée (Schmitt et Boisseaux 2023). De nouvelles approches en écologie fonctionnelle proposent que la spécialisation le long d'un gradient environnemental passe non pas par une stratégie dominante liée à la covariation d'un ensemble de trait mais plutôt par un « resserrement » des stratégies disponibles marqué par une hausse des covariances entre traits (Delhaye *et al.* 2020).

Le seul effet significatif identifié est une forte corrélation négative entre l'axe 1 et 2 de la NMDS. Cette corrélation indique une divergence marquée en zone littorale entre les espèces à SWI faible (haut de colline) et SWI fort (bas-fond). Les conditions en zone de plaine intérieure et de montagne convergent avec celles des zones de bas-fond par une humidité du sol importante induite respectivement par une position au pied des montagnes et par des pluies orogéniques.

La niche hydro-édaphique a principalement été étudiée sous l'angle de différentiels locaux de fertilité et de sécheresse. Nous montrons que l'assemblage des communautés d'arbres peut être analysé via le type de sol, ce qui correspond à la partie édaphique, et via le drainage, ce qui correspond à la partie hydraulique. L'utilisation du SWI indique que l'effet structurant de la niche hydraulique semble majoritairement lié à l'anoxie et non à la sécheresse. Comme le montrent Muscarella *et al.* (2020), la contribution du SWI doit être analysée au regard des conditions climatiques. La Guyane française présente un climat de type Af marqué par de fortes précipitations malgré une hétérogénéité régionale. La cinétique d'engorgement, liée à la topographie, génère des conditions humides mais aussi anoxiques à l'échelle de l'ensemble des réseaux hydrographiques (Humbel 1978; Boulet, Brugière, et Humbel 1979), ce qui peut expliquer le pouvoir prédictif du SWI. Ainsi, il a été proposé que, dans le contexte du changement climatique, les bas-fonds constituent un refuge hydrique pour les espèces de plateaux (Costa *et al.* 2023). Lors des épisodes el niño, la faible distance de la nappe est en effet un élément essentiel pour la survie des espèces sensibles à la sécheresse. Nous questionnons cette assertion par l'observation des axes de spécialisation opposés entre les espèces de bas-fond et les autres. La survie en zone de bas-fond semble résider principalement en une aptitude à résister à une contrainte très forte d'anoxie. Les zones de bas-fond constituent peut-être un refuge hydrique en période el Niño mais elles constituent une impasse anoxique lors des périodes la Niña. Ce dernier type d'anomalie, moins étudié, peut engendrer une mortalité massive pour les espèces qui ne résistent pas à ces conditions d'anoxie prolongée.

Ce dernier point sur l'adaptation des espèces aux conditions de bas-fond nous amène à notre dernier résultat sur la présence répandue d'un motif de différenciation par l'affinité au SWI.

Motif de différenciation selon gradient hydro-édaphique

Nous avons placé l'affinité au SWI le long de la phylogénie des angiospermes pour les espèces de notre étude. Nous avons identifié un signal phylogénétique faible mais significatif lié à l'affinité associée au SWI à l'aide de l'indice de Pagel. Nous avons approfondi notre analyse en testant la présence d'un motif dit « différencié à l'échelle du genre », c'est-à-dire qu'au sein d'un genre au moins deux espèces présentent des spécialisations opposées le long du gradient de SWI. L'exemple type est le genre *Symphonia* avec une espèce *Symphonia globulifera*, abondante seulement pour des SWI forts (bas-fond), qui évolue en opposition avec *Symphonia sp1.* (plateau), abondante seulement pour des SWI faibles. Nous avons identifié au moins 27 genres qui représentent 70% des espèces ayant au moins une autre espèce congénérique présentant une spécialisation en opposition.

Cette observation tend à valider l'hypothèse H 2.3 et s'inscrit dans l'objectif de compréhension des mécanismes à l'origine et du maintien de la diversité en zone tropicale. La question de la coexistence notamment à l'échelle locale a été à l'origine de nombreux travaux dont ceux sur les *syngameon*³⁸ (R. Buck et Flores-Rentería 2022a). Ces genres riches en espèces ont souvent été présentés comme des cas particuliers des mécanismes de diversification (R. Buck et Flores-Rentería 2022a). La spéciation sous flux de gène, mécanisme central pour les complexes d'espèces reste mal comprise en contexte tropical (Caron *et al.* 2019). Pourtant des premiers résultats sur leur écologie montrent que leur forte diversification semble être alignée le long du gradient hydro-édaphique (Schmitt, Tysklind, Hérault, *et al.* 2021; Brousseau *et al.* 2021). Les hypothèses explicatives de cette observation supposent qu'en générant plus rapidement des hybrides adaptés à des conditions hydro-édaphiques intermédiaires, les *syngameons* se maintiennent et prolifèrent dans le milieu (R. Buck et Flores-Rentería 2022b; Runemark, Vallejo-Marin, et Meier 2019; Schmitt, Tysklind, Hérault, *et al.* 2021). Le gradient hydro-édaphique constituerait un support de diversification. Ce constat a été principalement discuté pour les complexes d'espèces des genres *Eperua* (Brousseau *et al.* 2013), *Protium* (Fine, Zapata, et Daly 2014), *Eschweillera* et *Symphonia* (Schmitt, Tysklind, Hérault, *et al.* 2021; Audigeos *et al.* 2013).

³⁸ Le terme "syngameon" dans le contexte des complexes d'espèces se réfère à un groupe d'espèces étroitement apparentées qui interagissent et se reproduisent entre elles, souvent de manière complexe, ce qui peut rendre difficile la distinction nette entre les différentes espèces au sein de ce groupe. Il s'agit généralement d'une collection d'espèces qui partagent des caractéristiques génétiques et écologiques similaires et qui peuvent former un ensemble interconnecté dans leur interaction et leur reproduction (Pernès & Lourd 1984; R. Buck & Flores-Rentería 2022a; Schmitt 2020).

La principale limite et source d'incertitude de notre étude réside dans la fiabilité de la détermination botanique. Le taux d'erreur d'identification reste important en zone tropicale en lien avec la forte richesse spécifique et une relative instabilité de la classification pour les genres de ces zones (Slik *et al.* 2015; Araza *et al.* 2022). Cette source d'incertitude reste limitée dans notre étude par un niveau d'identification supérieur à 95 % à l'échelle du genre et une expertise des équipes botanique de haut niveau (Molino *et al.* 2022).

Nous montrons que non seulement ce motif de différenciation écologique n'est pas restreint aux complexes d'espèces connus mais qu'il est répandu dans l'ensemble des familles. Nous pouvons supposer que ce mécanisme reste une spécificité des complexes d'espèce et implique que de nombreux genres sont susceptibles d'en être. Nous pouvons aussi interpréter notre résultat comme un processus de diversification répandu en forêt tropicale impliquant que le gradient hydro-édaphique local constitue un moteur de diversification indépendamment de la dynamique propre aux *syngameons*.

2.6. Conclusions

L'anoxie et la géomorphologie structurent la diversité et son maintien à petite et large échelle en forêt guyanaise

Dans cette étude nous avons mis en lumière des axes de spécialisation des arbres en forêt guyanaise. La place de l'anoxie, initialement suspectée comme structurante pour le filtrage hydro-édaphique des communautés constitue un axe clé de la diversification des genres riches en espèces. Nous avons aussi identifié la géomorphologie comme un processus intégrateur des conditions édaphiques à l'échelle régionale. Les différences édaphiques impactent fortement les communautés avec la mise en place d'un plan de spécialisation discriminant les espèces tolérantes à des conditions de fertilité faibles. Enfin, nous avons identifié certaines corrélations entre les traits fonctionnels et les axes de spécialisation en lien avec la géomorphologie. Nous n'avons pas pu identifier de traits appartenant aux spectres économiques classiques associé à la spécialisation aux conditions anoxiques.

Malgré des limites méthodologiques, nous suggérons que les traits liés à l'anoxie constituent un angle mort des mesures de traits actuels. Des modifications de structure des tissus racinaires ont été documentées comme la mise en place d'aérenchymes ou de pneumatophores qui ne sont pas présents dans la plupart des bases de données (Parent *et al.* 2008).

La majeure partie des efforts de collectes de traits récents a été réalisées avec une optique d'estimation de la résistance à la sécheresse (Costa *et al.* 2023; Cambon *et al.* 2022; Engelbrecht *et al.* 2007). Cependant, les effets croisés de l'alternance des conditions de

sécheresse extrêmes avec des périodes de pluies intenses pourraient montrer des interactions importantes. Loin de constituer des refuges hydrauliques, les bas-fonds pourraient constituer des impasses anoxiques pour les espèces inadaptées. Un effet de tenaille pourrait apparaître sur la diversité avec des bas-fonds sujets à de l'engorgement intense et des plateaux marqués par des risques de sécheresse prolongée.

2.7. Apport à la gestion forestière guyanaise :

Analyse critique de la stratégie d'aménagement au regard de la superposition des enjeux production et conservation

Nous avons décrit dans les sections précédentes de ce chapitre comment la composition de la communauté d'arbre était définie par l'habitat forestier régional et les conditions hydro-édaphiques locales. Ce résultat nous permet d'apporter un éclairage nouveau sur les questions de l'aménagement forestier à l'échelle régionale en proposant une cartographie des enjeux de gestion et de leur superposition.

Nous avons réalisé la prédiction des enjeux de production de bois, de la diversité (voir SI : Figure 2-18) et le stockage de carbone pour l'ensemble des conditions habitats et hydro-édaphiques. Nous avons sélectionné comme proxys : la part espèces appartenant aux essences commerciales majeures principales (ECMP) dans la communauté et la mesure de richesse taxonomique équivalente (Nombre de Hill d'ordre 1), obtenus à l'aide du modèle de composition floristique, et la biomasse épigée tirée de Fayad *et al.* (2016). Cette prédiction a été projetée à l'échelle régionale à la résolution intermédiaire de 250 m (voir annexe dédiée en SI :0 – p.100). Nous résumons l'analyse des enjeux par habitat dans le Tableau 2-2. Nous y comparons qualitativement les niveaux d'enjeu disponibles dans les cartes des proxy (voir en SI les cartes : AGB – Figure Figure 2-19 ; ECMP – Figure Figure 2-20 ; Nombre de Hill d'ordre 1 – Figure Figure 2-21) avec ceux de référence tirés du catalogue des habitats forestiers de Guyane (Guitet, Brunaux, *et al.* 2015a).

Une estimation des enjeux étayant la description des habitat forestiers.

Nous montrons une concordance partielle de nos estimations avec celles de références (14/24 critères- en couleur grise). Les critères divergeant portent principalement sur les niveaux de diversité (4/8) et stockage de carbone (4/8) et moins sur le potentiel de production de bois (2/8). Cette divergence sur la diversité s'explique par les différences de résolution taxonomique des études (HABITAT : essence ; cette étude : espèces/ morpho-espèce) et de méthode d'estimation de l'AGB (HABITAT : estimation allométrique ; cette étude : produit de télédétection).

Tableau 2-2 : Comparaison qualitative des enjeux associés aux habitats forestiers présents dans le domaine forestier permanent entre notre étude et le référentiel du catalogue des habitats forestier de Guyane (Guitet, Brunaux, *et al.* 2015a).

Habitat forestier régional	Enjeux de l'aménagement				
	Préservation diversité spécifique	Stockage de carbone	Potentiel	Risque sol	
 C	⑥ Référence	Fort	Fort	Moyen	Faible
	Observation : Magenta à vert	Moyen	Fort	Faible	
 B	⑦ Référence	Fort	Moyen	Moyen	Fort (érosion)
	Observation : Magenta	Moyen	Faible	Moyen	
 J	⑧ Référence	Faible	Moyen	Fort	Moyen à Faible (tassement)
	Observation : Jaune - rouge	Faible	Moyen	Fort	
 I	⑨ Référence	Moyen à faible	Fort	Fort	Moyen à Faible (tassement)
	Observation : Blanc	Fort	Fort	Fort	
 E	⑩ Référence	Moyen	Fort	Très fort	Faible
	Observation : Jaune - rouge	Faible	Fort	Fort	
 G	⑪ Référence	Faible	Fort	Fort	Faible
	Observation : Jaune - rouge	Faible	Fort	Fort	
 H	⑫ Référence	Très fort	Moyen	Faible	Fort (érosion)
	Observation : Blanc - magenta	Très fort	Fort	Moyen	
 H	⑬ Référence	Fort	Moyen	Faible	Fort (érosion)
	Observation : Cyan	Fort	Fort	Faible	

Note : Les habitats des paysages littoraux et de la pénéplaine ont été exclus de l'analyse (absent ou peu présent dans le DFP). Les estimations de références des enjeux et du risque sol sont issues du catalogue des Habitats forestiers de Guyane (Guitet, Brunaux, *et al.* 2015a). La mesure qualitative (couleur indiquée correspond à celle de la **Figure 2-5**) est estimée à partir place de la médiane de la distribution du proxy de l'enjeu considéré au sein de l'habitat par rapport à la distribution globale (Très Faible : inférieur 1^{er} décile ; Faible : entre le 1^{er} et le 3^{ème} décile ; Moyen : entre le 3^{ème} et le 7^{ème} décile, Fort : entre le 7^{ème} et le 9^{ème} décile, Très fort : supérieur au 9^{ème} décile). La couleur de la police indique si les estimations sont concordantes (en gris) ou discordantes (en noir). **Les paysages forestiers** sont : **C** Basses vallées fluviales ; **B** Collines irrégulières ; **J** Collines régulières ; **I** Collines peu élevées ; **E** Plateaux réguliers ; **G** Plateaux élevées ; **H** Montagne. Les cartes de répartition des paysages géomorphologiques sont tirées du catalogue des Habitats forestiers de Guyane (Guitet, Brunaux, *et al.* 2015a).

Le principal résultat de cette comparaison est l'identification d'une séparabilité partielle entre habitats des enjeux entre conservation (maximisant la préservation de la diversité spécifique et le stockage de carbone) et l'exploitation (maximisation la production de bois par la présence conjointe d'un stock important de carbone et d'un potentiel de production). Nous confirmons les observations de Guitet *et al.* (2015a) en montrant que les zones de plateaux ((10),(11)) et dans une moindre importance les collines régulières ((8)) sont propices pour l'exploitation. A l'opposé, les habitats de vallées et de montagnes ont un intérêt patrimonial fort pour l'axe de conservation. Les autres habitats présentent des enjeux mixtes qui ne peuvent être séparé spatialement à large échelle.

L'objectif de l'aménagement étant de réaliser une stratégie de *land-sparing* en allouant les zones entre conservation et exploitation, nous avons approfondi notre analyse par la cartographie de la superposition des enjeux et l'évaluation la cohérence des zonages d'aménagement avec ces superpositions d'enjeux.

Une répartition hétérogène des enjeux répartis en trois ensembles géographiques

La Figure 2-17 présente la cartographie des enjeux en mettant en lumière leur superposition via l'espaces des couleurs [zone à mono-enjeu : rouge – production de bois / vert – stockage de carbone/ bleu – préservation de la diversité ; zone à deux enjeux : magenta- bois & diversité/ jaune – bois & carbone/ cyan – diversité & carbone ; superposition des trois enjeux : blanc]. Le Domaine Forestier Permanent (DFP) est indiqué par un trait rouge épais.

En nous focalisant sur la répartition des enjeux (*i.e.* les couleurs en fond de carte), nous observons eu sein du DFP une répartition hétérogène des enjeux scindée en trois ensembles :

Un **premier ensemble au Nord-Ouest (NO)**, définit de la bordure Ouest du DFP au lac de Petit-Saut (en noir au sein du DFP), présente une importante diversité de paysages géomorphologiques [vallées (C), multi-convexe (I,J,B), plateaux (G) et sub-montagnards (H)] et d'habitats [forêts de basses vallées ((6)), de collines ((7)(8)(9)) de plateaux ((11)) et de montagne ((12)(13))]. En particulier, on peut remarquer la présence d'une zone de plateau plus propice à l'exploitation (en jaune/rouge) au milieu d'une zone de colline à forts enjeux (en blanc/magenta). Au sud, on note la présence des massifs de Lucifer et de Dékou-Dékou (à proximité de la lettre A) qui se distinguent par leurs forts enjeux de diversité et de stock de carbone (en couleur cyan).

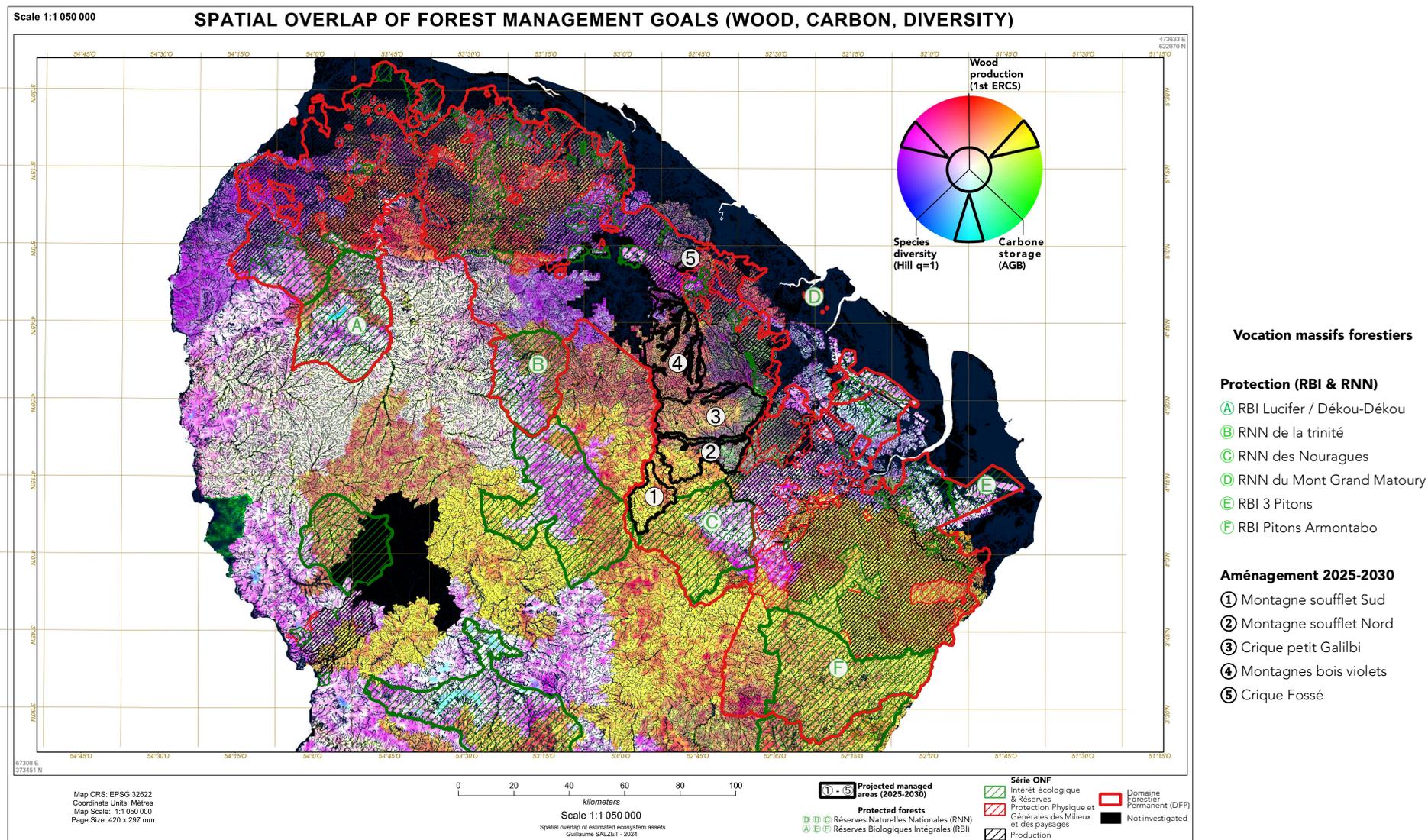


Figure 2-17 : Superposition des enjeux des aménagements forestiers (production de bois, stockage de carbone, conservation de la diversité) à l'échelle du Domaine Forestier Permanent (DFP). Les couleurs correspondent aux valeurs normalisées des proxys des enjeux (trois couleurs primaires correspondant à trois enjeux en haut à droite - bleu : la mesure ^{1D} de la diversité ; rouge : la part d'espèces appartenant aux Essences Commerciales Majeures Principales dans la communauté (ECMP) ; vert : la biomasse épigée). Les zones de superposition de deux enjeux sont indiquées par les couleurs secondaires (triangles en haut à droite – cyan : diversité & biomasse ; magenta : diversité & ECMP ; jaune : biomasse & ECMP). Les zones aménagées sont hachurées selon leur vocation (hachuré vert : intérêt écologique & réserves naturelles ; hachuré rouge : protection physique et générale des milieux et des paysages ; hachuré noir : production). Les massifs forestiers protégés sont indiqués par une lettre verte. Les futures zones aménagées en 2025-2030 sont indiquées par un chiffre noir. Les habitats non-étudiés apparaissent en noir.

Un **deuxième ensemble au Sud-Est (SE)**, définit de la bordure Est jusqu'au prolongement de la bordure Ouest de la Réserve Naturelle Nationale des Nouragues (le C vert), est caractérisé par une prédominance des paysages [plateaux (G) et sub-montagnards (H)] et des habitats de plateaux [plateaux (⑩⑪) et de montagne (⑫)]. On y retrouve de vastes zones de plateaux propices à l'exploitation (en jaune/ rouge) qui sont bordés au nord (massifs des 3 pitons et mont de l'observatoire et secteur Kourouaïe à proximité de la lettre E) et à l'ouest (secteurs des Nouragues, Ekini, Roche fendée et Montagne Tortue) par des zones à enjeux mixtes (en blanc/ magenta).

Un **troisième ensemble Central (C)**, autour du lac de Petit-Saut (en noir au sein du DFP), présente au Nord du lac des paysages de vallées et de collines irrégulières [vallées (C) : forêts de basses vallées (⑥) ; collines (B) : forêts de collines irrégulières (⑦)] et complété au Sud par un paysage de collines régulières [collines (J) : forêts de collines régulières (⑧)]. Les zones de collines au Sud revêt un intérêt pour la production (en jaune/rouge) à l'opposé des zones au Nord qui montre un déficit en gros bois par un faible stock de carbone malgré une composition riche dont en ECMP (en couleur magenta).

Si nous intégrons la stratégie d'aménagement (*i.e.* les hachures colorées), nous pouvons étudier la cohérence de la stratégie de *land-sparing* des zonages vis-à-vis des enjeux dans les ensembles précédemment décrits.

Un réseau périphérique de forêts protégées connecté avec le parc national

Sur le volet conservation, les zones cœurs du parc national – le Parc Amazonien de Guyane (PAG), sont situées en dehors du DFP et sont indiquées par des hachures vertes. Au sein du DFP, le réseau complémentaire de massifs forestiers protégés [Réserves Naturelles Nationales (RNN) et Réserves Biologiques Intégrales (RBI)] sont indiquées par des hachures vertes et numérotées par des lettre vertes.

L'aménagement forestier en Guyane est fondé sur une logique d'évitement de l'impact par une définition « en creux » des zones de production. La définition des zonages est réalisée hiérarchiquement par la mise en place successif de dispositif de conservation (à l'échelle d'un massif puis d'un secteur et enfin une série) et *in fine* ce qui n'a pas été protégé est disponible pour l'exploitation (Livre I - PRFB 2019-2029, 2019).

Au sein du DFP, chaque massif forestier a fait l'objet d'un examen des enjeux de conservation et de production [voir : Tome III du Programme Régional Forêt-Bois 2019-2029 (Somival 2019)]. A partir de ce diagnostic, un premier classement en réserves a été réalisé historiquement avec les Réserves Naturelles Nationales puis complété au fil de l'eau par des Réserves Biologiques Intégrales. Nous constatons que la localisation des principaux massifs forestiers protégés est dans la périphérie du DFP. Cette localisation limite les conflits d'usage car ces zones sont peu

accessibles pour l'exploitation forestière (à distance des axes routiers). Nous distinguons plusieurs situations avec : les réserves qui recourent entièrement (A, D, E) ou partiellement (B, C) des habitats à enjeux de préservation de la diversité (⑫⑬ et ⑨) ; et les réserves qui sont localisées sur des habitats potentiellement productifs (⑩) mais s'inscrivent dans la continuité du réseau de réserve (F). Ainsi la stratégie de conservation à l'échelle régionale a gagné en cohérence avec la mise en place de réserves au sein du DFP sur les habitats à fort enjeux patrimoniaux.

Une production forestière historiquement de proximité se centrant sur les habitats de plateaux

Sur le volet production, les aménagements réalisés jusqu'en 2022 sont indiqués sous forme de zones hachurées selon le type de vocation du secteur (vertes : conservation stricte ; rouges : conservation avec autorisation d'infrastructures de transport ; noires : exploitation). En nous reportant aux ensembles spatiaux d'enjeux précédemment définis (NO, SE et C) nous observons une répartition des types de zones plus cohérents dans le SE que dans le NO.

On constate dans l'ensemble Nord-Ouest que l'aménagement est concentré à proximité du pôle de consommation qu'est la commune de Saint-Laurent du Maroni. A l'opposé, l'aménagement de l'ensemble Sud-Est est articulé autour de la zone de forêt de plateaux de Régina Saint-Georges très propice à la production. Cette différence s'explique par une exploitation plus précoce au NO (permis forestier dès 1930) qu'au SE (désenclavement du SE par la mise en place de la route nationale en décembre 2003). L'acquisition de connaissances sur les habitats a été prise en compte dans l'aménagement et a permis de mieux séparer les enjeux lors de la définition des séries ONF.

Les futurs aménagements de la période 2025-2030 sont indiqués par un trait noir épais et numéroté par un chiffre noir. Nous notons que l'exploitation forestière est amenée à se relocaliser à terme dans la partie centrale qui dispose de réserves foncières (zones de ① à ⑤). Les zones prochainement aménagées se situent à proximité du lac de Petit-Saut dans des habitats de collines régulières au nord (zone ②, ③ et ④) et de plateaux (zone ①) au Sud qui tous deux sont propices à l'exploitation. La valorisation de ces zonages pose question car leur accessibilité actuelle est limitée ce qui implique la mise en place d'un important réseau de piste forestières. La zone ⑤ fait exception car elle est localisée sur un habitat de basses vallées dont la vocation productive sera fortement limitée par le risque de tassement. A la différence de l'exploitation des ensembles NO et SE, l'exploitation ne peut s'appuyer sur un pôle urbain à proximité pour la main d'œuvre et la 1^{ère} transformation. Ce dernier point pose la question du coût d'exploitation car, comme souligné par Yeboua (2022), la mise en place d'infrastructure et les coûts de transport restent malgré les subventions des freins pour l'exploitation. De plus,

la faible accessibilité de ces zones peut constituer des limites sociales à l'exploitation (Estivals 2021).

Limites de l'approche par proxy

Malgré la robustesse des modèles utilisés, plusieurs limites doivent être soulignées dans l'analyse par proxy réalisée dans cette étude.

D'abord, l'interprétation du proxy de fourniture en bois fournit une estimation fiable pour les situations de faible niveau de ressource et moins pour les situations riches. En effet, une faible part d'ECMP dans la communauté implique une faible ressource bois. Cependant, une plus forte part des ECMP dans la communauté n'implique pas systématiquement une plus forte richesse en ressource bois car la structure diamétrique entre en compte via le diamètre minimum d'exploitation qui est généralement supérieur à 35 cm de DBH. Or le seuil de précomptage du proxy est de 10 cm de DBH. Néanmoins, ce biais doit être relativement modéré car nos observations concordent qualitativement avec les estimations de Guitet *et al.* (2015a) qui intègrent la structure diamétrique.

Concernant la mesure du stockage de carbone, la biomasse épigée est une mesure standard en forêt tropicales qui a fait l'objet d'une étude régionale à partir des données de télédétection de type ICE-GLAS (Fayad *et al.* 2016). Cependant, la biomasse épigée n'est qu'une partie du stock de carbone forestier qui compte en plus la biomasse souterraine, morte et la litière (Houghton, Hall, et Goetz 2009). Cependant différentes études ont montré l'existence de relations allométriques entre ces autres compartiments et la mesure de l'AGB (Spawn *et al.* 2020). Ainsi, l'AGB reste une mesure usuelle de l'enjeu carbone pour les compartiments de biomasse et de la nécromasse (Aalde *et al.* 2006; Domke *et al.* 2019).

Enfin l'enjeu de préservation de la diversité a été estimé à l'aide de nombres de Hill d'ordre 1. La mesure de nombres de Hill permet d'estimer un niveau de richesse équivalent selon la « focale » q qui néglige de manière plus ou moins forte les espèces les moins abondantes (voir Équation 1). Selon Marcon (2020), à l'ordre 1 le nombre de Hill « donne la même importance à tous les individus. Il est adapté à une approche d'écologue, intéressé par les interactions possibles : le nombre de combinaisons d'espèces en est une approche satisfaisante ». Cet indice s'inscrit dans une approche de conservation des interactions entre espèces. Ce point est discutable car cette richesse neutre néglige les espèces rares et les différences fonctionnelles et phylogénétiques. Or le poids des différentes espèces dans le fonctionnement des écosystèmes reste une question de recherche ouverte avec un panel d'hypothèses allant d'un poids important des espèces rares localement (Gaüzère *et al.* 2023) à la redondance fonctionnelle (H. Zhang, Ye, et Lian 2019). Néanmoins l'estimation des nombres de Hill d'ordre 1 répond à l'objectif de quantification de la richesse spécifique « sans

pour autant s'attacher à un fixisme de la composition floristique » (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016, 45).

Et après la phase de *land-sparing* initial du DFP ?

Finalement, la progression des surfaces aménagées arrive bientôt à son terme avec des secteurs restant peu accessibles à proximité de la commune de Saint-Elie et à l'ouest de la RBI Pitons Armontabo (F). Ce constat questionne la gestion forestière post-aménagement du DFP. La stratégie d'exploitation a consisté jusqu'ici en la récolte d'une ressource fortement capitalisée. Cette phase d'aménagement correspond à une stratégie extractive de la ressource en exploitant les gisements forestiers d'abord les plus accessibles (au NO) puis les plus propices (au SE). L'approche par *land-sparing* a été au cœur de cette phase via la mise en place de forêts et de secteurs protégés en priorité. Cette stratégie a été efficace car elle a abouti à la mise en place d'un réseau de réserves cohérent avec les enjeux patrimoniaux à l'échelle du DFP et en connexion avec le parc national. Nous pouvons néanmoins nous interroger sur le coût d'opportunité de la RBI Pitons Armontabo (F) dans la mesure où nous montrons que son potentiel patrimonial est a priori plus limité que ce qui a été précédemment décrit.

Cependant, cette phase de première exploitation ne peut être maintenue par le manque de réserves foncières aménageable et l'échéance prochaine du temps de rotation des premières parcelles exploitées (vers 2030). Ces premières parcelles principalement localisées dans le NO rassemblent de multiples enjeux qui nécessitent une gestion multifonctionnelle de la forêt pour garantir une gestion durable au sens guyanais.

De manière concomitante à l'approche de *land-sparing* par l'aménagement régionale, la gestion et l'exploitation forestière des zones productives intègre une approche *land-sharing* avec une gestion multifonctionnelle. L'étude des trajectoires à long-terme des dynamiques forestière est un enjeu majeur pour l'identification des conditions de gestion durables des forêts notamment tropicale. Cependant, le cas guyanais présente plusieurs spécificités tant sur les normes que sur les habitats forestiers qui rendent l'estimation des trajectoires de dynamique forestière complexe. Cette question constitue l'enjeu des deux prochains chapitres avec d'une part la modélisation des impacts de l'exploitation forestières selon les normes techniques guyanaises et d'autre part l'estimation des trajectoires de dynamique forestière pour l'ensemble des conditions environnementales régionales (climatiques et floristiques) et de pratiques d'exploitations.

2.8. Informations supplémentaires :

Matériel et méthode cartographie des enjeux de gestion forestière

Projection régionale moyenne des parts des Espèces commerciales principales dans la communauté forestière

Nous avons réalisé une projection des régionales des ECMP à partir des chaînes du modèle présenté dans la section 2.4 (voir Équation 2 – p.68). Pour cela nous avons estimé la part cumulée de espèces appartenant aux ECMP (*Dicorynia guianensis*, *Qualea rosea*, *Ruizterania albiflora* et *Sextonia rubra*) pour une grille de condition représentant l'ensemble des habitats forestiers étudiés et une séquence régulière des valeurs de $\log(SWI + 1)$ de 0 à 3 ce qui équivaut aux bornes observées de SWI ($SWI \in [0,20]$). Nous avons sélectionné aléatoirement 1000 itérations parmi les chaînes d'estimation du modèle et pour chaque vecteur de paramètre associé, nous avons estimé la part des ECMP. Ainsi, nous avons réalisé une estimation jointe des espèces appartenant aux ECMP ce qui assure la propagation des incertitudes. Enfin, nous avons calculé la valeur médiane pour chaque couple d'habitat forestier et de SWI que nous avons projeté à la valeur la plus proche pour chaque pixel de la carte agrégant les habitats forestiers et le SWI à 10 m.

Projection régionale moyenne de la mesure de richesse équivalente (nombre de Hill - $q=1$)

Nous avons réalisé une projection des régionales des ECMP à partir des chaînes du modèle présenté dans la section 2.4 (voir Équation 2 – p.68). Pour cela nous avons estimé la part des différentes espèces pour une grille de condition représentant l'ensemble des habitats forestiers étudiés et une séquence régulière des valeurs de $\log(SWI + 1)$ de 0 à 3 ce qui équivaut aux bornes observées de SWI. Pour chaque condition, la part d'espèces non-attribuée a été répartie de manière uniforme entre l'ensemble des espèces absente du modèle pour l'habitat forestier considéré (au moins observée une fois dans cet habitat). Nous avons sélectionné aléatoirement 1000 itérations parmi les chaînes d'estimation du modèle et, pour chaque vecteur de paramètre associé, nous avons estimé la part de chaque espèce dans la communauté. Ainsi, nous avons réalisé pour chaque itération une estimation de la composition de la communauté. Chaque communauté a été converti en nombre de Hill d'ordre 1 à l'aide du package R *Entropart* (Marcon et Hérault 2023). Enfin, nous avons calculé la valeur médiane du nombre de Hill de la communauté pour chaque couple d'habitat forestier et de SWI (voir SI : Figure 2-18). Nous avons projeté à la valeur la plus proche pour chaque pixel de la carte agrégant les habitats forestiers et le SWI à 10 m.

L'ensemble de cette analyse a été réalisée à l'aide des package R *brms* (Bürkner 2017) et *terra* (Hijmans *et al.* 2023). Cartes créées avec le logiciel Libre et Open Source QGIS.

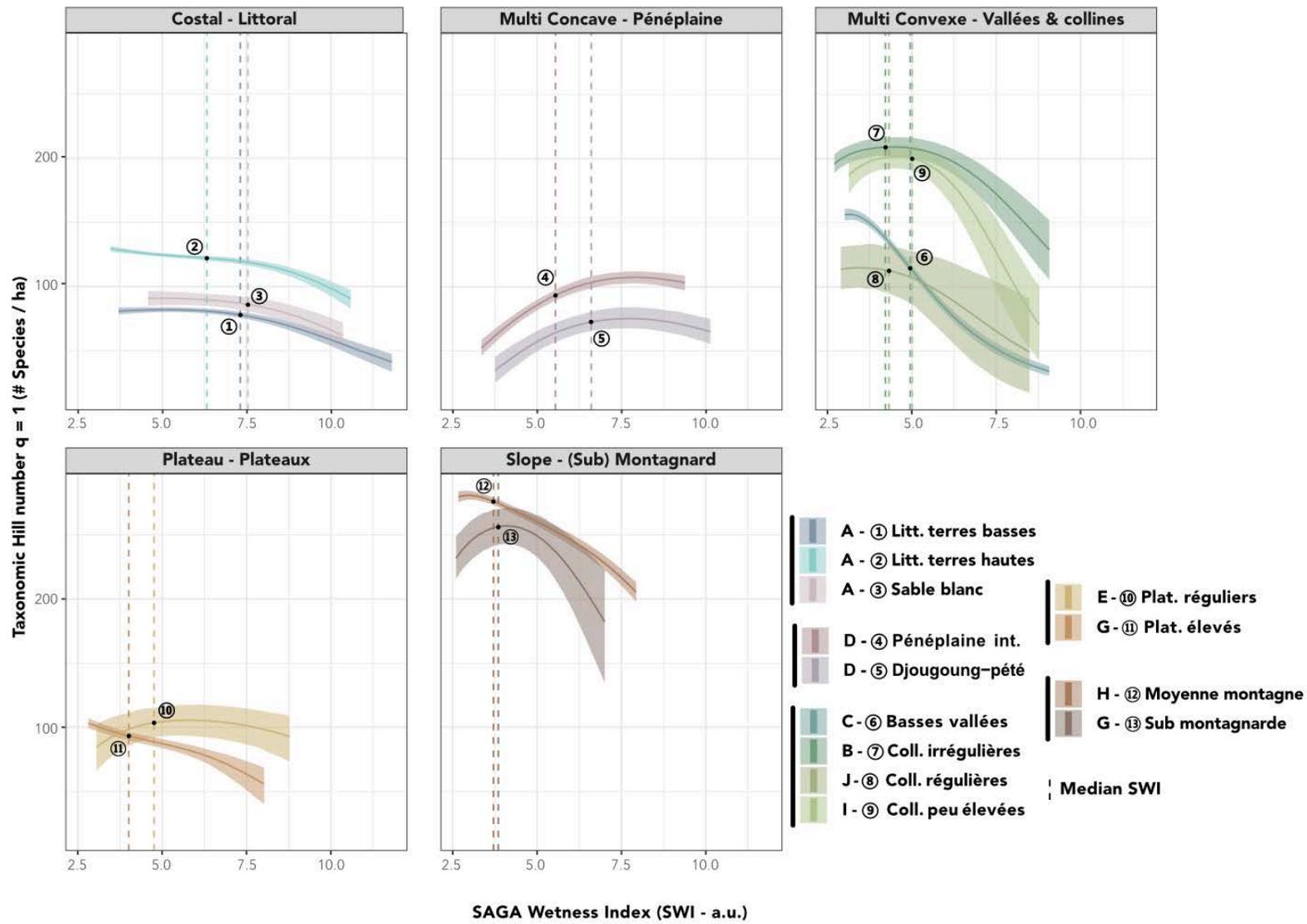


Figure 2-18 : Estimations de la richesse taxonomique sous forme de nombre Hill ($q = 1$) selon l'habitat régional et les conditions hydro-édaphiques locales (SWI).

En **abscisse** : la condition hydro-édaphiques estimée via le SWI. L'estimation médiane du SWI par chaque habitat est indiquée par un trait pointillé. L'estimation est réalisée pour l'intervalle à 95 % du SWI pour chaque habitat.

En **ordonnée** : l'estimation de la richesse taxonomique via les nombres de Hill d'ordre 1. L'estimation des nombres des Hill a été réalisée en substituant de manière uniforme la part des espèces absentes du modèle par celles présentes dans l'habitat considéré.

Les couleurs correspondent aux habitats forestiers. Chaque panel rassemble les habitats par paysage géomorphologique au sens de Guitet et al (2015b). Pour chaque habitat, l'enveloppe d'incertitude à 95 % est indiquée. Le point noir indique l'estimation à la valeur médiane du SWI de l'habitat considéré.

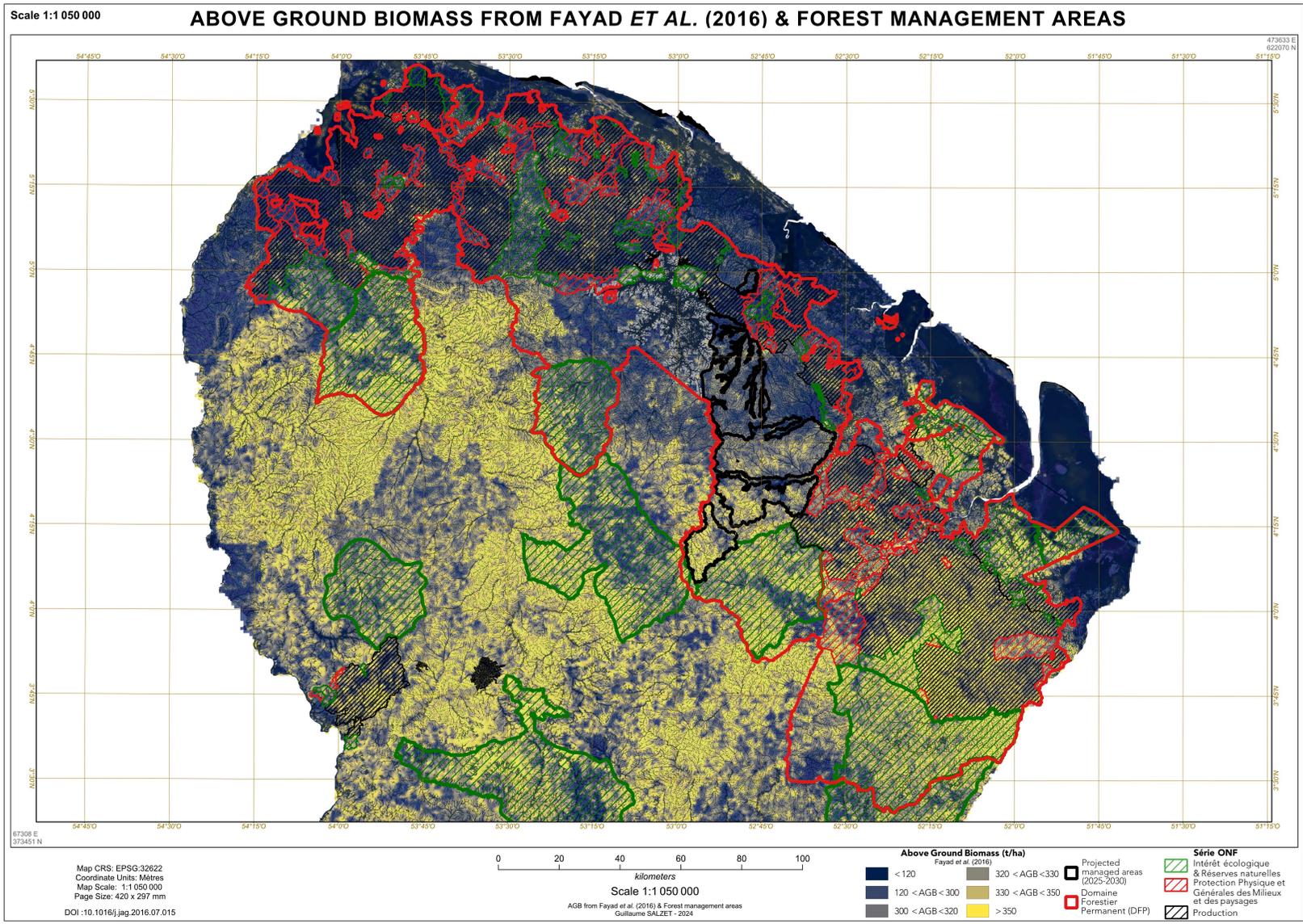


Figure 2-19 : Carte de la biomasse épigée (AGB) à l'échelle du domaine permanent [Fayad et al. (2016)]

En **fond de carte** : la couleur indique le niveau de biomasse épigée tiré de Fayad et al. (2016) (de bleu foncé : < 120 t.ha⁻¹ à jaune franc : > 300 t.ha⁻¹) ; le **contour rouge** indique la localisation du domaine forestier permanent ; le **contour noir** indique les zones futures aménagées pour la période 2025-2030 ; les **hachures** indiquent pour les aménagements déjà réalisés leur vocation (en vert : protection stricte, en rouge : protection des milieux et en noir : production).

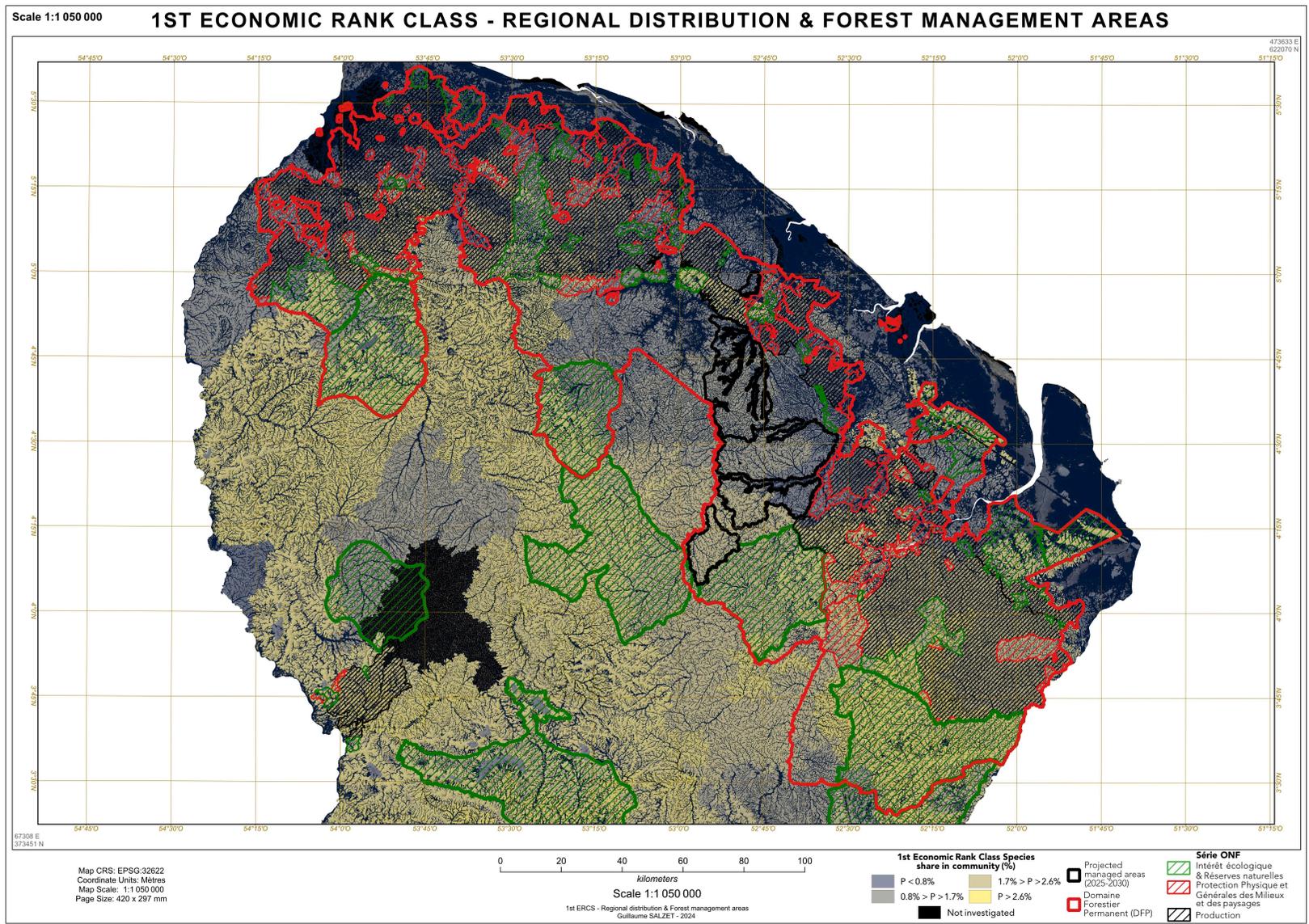


Figure 2-20 : Projection régionale de la part des espèces commerciales principales à l'échelle du domaine forestier permanent

En **fond de carte** : la couleur indique la part des espèces commerciales dans la communauté des individus - DBH \geq 10 cm (en bleu foncé : < 0,2% jusqu'à jaune franc : > 2,6 %) ; le **contour rouge** indique la localisation du domaine forestier permanent ; le **contour noir** indique les zones futures aménagées pour la période 2025-2030 ; les **hachures** indiquent pour les aménagements déjà réalisés leur vocation (en vert : protection stricte, en rouge : protection des milieux et en noir : production).

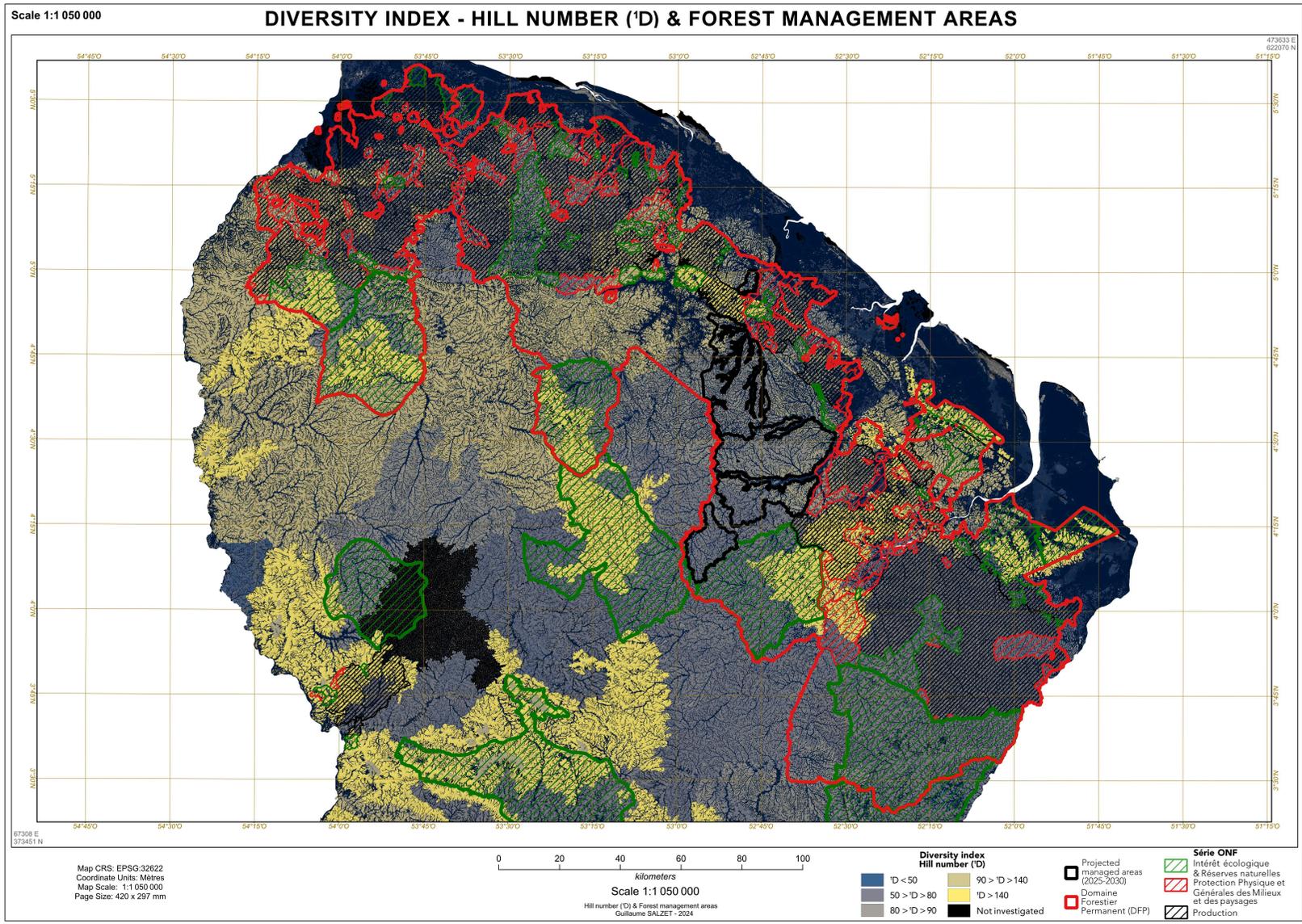


Figure 2-21 : Projection régionale de la mesure de richesse spécifique à l'échelle du domaine forestier permanent

En **fond de carte** : la couleur indique les niveau de richesse taxonomique selon l'indice des nombre de Hill ($q = 1$) des communauté d'arbres - DBH ≥ 10 cm (en bleu foncé : < 50 % jusqu'à jaune franc : > 140 %) ; le **contour rouge** indique la localisation du domaine forestier permanent ; le **contour noir** indique les zones futures aménagées pour la période 2025-2030 ; les **hachures** indiquent pour les aménagements déjà réalisés leur vocation (en vert : protection stricte, en rouge : protection des milieux et en noir : production).

Chapitre 3 : Modélisation des impacts immédiats et à moyen terme de l'exploitation forestière sélective :

Dans les chapitres précédents, nous avons précisé les critères de durabilité de la gestion forestière et nous avons mis en lumière la structure spatiale de la ressource en bois à l'échelle régionale en lien avec les stratégies de zonage.

Nous abordons dans ce chapitre la question de recherche suivante :

(QR3) Quels sont les niveaux de mortalité induits par les pratiques d'exploitation forestière en Guyane française à court et moyen terme ?

À la différence des services de régulation et de maintien, le service de fourniture en bois implique une intervention sylvicole pour extraire la matière première. Cette intervention correspond à la phase d'exploitation forestière et elle est encadrée par des normes techniques définies, en Guyane, par la charte d'exploitation faible impact (Charte EFI 2017). Ces normes visent notamment à limiter les dégâts générés par le cheminement des engins et l'abattage des arbres. Ces dégâts sont soit directs avec la mort des arbres sélectionnés, soit collatéraux par la coupe ou les blessures à des arbres qui n'ont pas été sélectionnés. L'ensemble de ces impacts provoquent une mortalité induite immédiatement lors de l'exploitation et dans les années qui suivent par la baisse de vigueur ou les blessures.

Un premier volet porte sur l'estimation des impacts immédiats de l'exploitation forestière. À ce titre, j'ai participé au développement du simulateur spatialement explicite d'exploitation forestier *LoggingLab* sous forme de package R (Badouard, Schmitt, **Salzet** *et al.* 2024). L'avantage de ce simulateur est le choix d'un volume objectif, d'une liste d'espèces commerciales et d'une norme technique d'exploitation faible impact. Nos résultats dans le cadre du projet ManagFores suggèrent que l'intensification (passage de 20 à 30 m³.ha⁻¹) et la mécanisation (passage d'un débardage par grappin au lieu du câble) génèrent une hausse de la biomasse perdue imputable à l'extension du réseau de piste.

Un second volet cherche à estimer les dégâts post-exploitation à moyen terme. Pour cela, j'ai collaboré sur l'estimation de mortalité à l'horizon de 5 ans selon la distance à la perturbation (trouée d'abattage et piste forestière). Nous montrons que ces perturbations impactent le peuplement résiduel selon une fonction exponentielle décroissante de la distance relative à la lisière. En conséquence, l'extension du réseau de piste présente un effet de mortalité additionnel à moyen terme qui invite à modérer les stratégies d'intensification de la récolte.

3.1. Introduction : l'exploitation forestière tropicale et les dégâts induits

L'exploitation forestière en zones tropicales représente un enjeu critique à la fois pour l'environnement et pour les économies locales. L'extraction de bois et l'exploitation forestière sont les causes prédominantes de la dégradation des forêts tropicales et représentent 53 % de leurs émissions totales (Hosonuma *et al.* 2012; Pearson *et al.* 2017). Ces activités impliquent une réduction notable de la biomasse forestière, en général entre 10 et 30 %, mais pouvant s'élever jusqu'à 60 % dans des contextes d'intensité élevée d'exploitation (Pinard & Putz, 1996; Rutishauser *et al.*, 2015).

Une évolution des méthodes d'exploitation vers la limitation de la mortalité induite

Nous distinguons différentes modalités d'exploitation selon leur niveau de prise en compte des enjeux de conservation, avec de manière croissante : les méthodes dites « conventionnelles », puis des méthodes « sélectives » et enfin à « faibles impacts » (Asner *et al.* 2005; FAO 2020). Cependant, quelle que soit la modalité d'exploitation, cette activité induit une dégradation du couvert forestier (Sist et Nguyen-Thé 2002), des émissions de gaz à effet de serre (Pearson *et al.* 2017), et un impact sur la biodiversité (Mirabel, Herault, et Marcon 2020).

Une première approche de réduction des impacts consiste en l'exploitation sélective qui rationalise l'exploitation (Bedrij *et al.* 2022). Ce premier niveau de normes se traduit par la récolte des espèces d'intérêt commercial quasiment exclusivement (Asner *et al.* 2005). Alors que l'exploitation conventionnelle privilégie les rendements à court terme, souvent au détriment de l'environnement, l'exploitation sélective se concentre sur un équilibre entre la production forestière et la conservation à long terme des écosystèmes forestiers (Claeys 2018).

Malgré l'adoption de ces pratiques limitant l'intensité de récolte, l'exploitation sélective a encore des impacts importants sur la biomasse et déstructure le peuplement (Géraldine Derroire *et al.* 2021; Beibei Zhang *et al.* 2023). Pour pallier les impacts environnementaux, un second niveau de normes pour la réduction d'impact a été développé : les pratiques de Réduction de l'Impact de l'Exploitation Forestière (*Reduced Impact Logging - RIL*) dit aussi Exploitation Faibles Impacts – EFI (Hari Poudyal, Maraseni, et Cockfield 2018). Ces pratiques se distinguent de l'exploitation sélective par une planification préalable visant à optimiser les opérations d'exploitation (Boltz *et al.*, 2003). Elles permettent de réduire de façon considérable les impacts environnementaux (Ellis *et al.*, 2019) et il est possible d'extraire une plus grande quantité de bois tout en préservant l'intégrité de la forêt (Dykstra et Heinrich 1996; Pinard *et al.* 1995; Sist 2000a). La mise en œuvre de pratiques d'EFI peut aussi se révéler être plus rentable pour l'exploitant que l'exploitation conventionnelle du fait de cette planification (Holmes et Sills 2016). L'objectif de cette réduction d'impact est de conserver une emprise

forestière dont les caractéristiques de peuplement et de sa dynamique se rapprochent de ceux observés en forêt naturelle (Fredericksen et Pariona 2002). Cette condition permettrait de garantir le maintien et le potentiel renouvellement des services écosystémiques qu'elle offre (Sist 2000b). Toutefois, même en appliquant l'EFI, l'exploitation induit des modifications dans la composition forestière, notamment une augmentation de l'abondance des espèces pionnières et héliophiles (Arets *et al.*, 2003).

Au-delà des impacts liés à leur réalisation, les perturbations sur le peuplement induites par l'exploitation forestière se traduisent généralement par une hausse de la mortalité à moyen terme [entre 5 et 10 ans, voir (Gourlet-Fleury, Guehl, *et al.* 2004, 282; Dionisio *et al.* 2017)]. Malgré des progrès dans la réduction de la mortalité liée à l'optimisation des infrastructures, la déstructuration du couvert forestier reste importante par l'abattage d'arbres de diamètre important (Beibei Zhang *et al.* 2023). Cette déstructuration n'est pas seulement une augmentation de la mortalité localement par chablis. Elle s'accompagne d'effets liés aux infrastructures comme le passage d'engins sur les pistes qui peut générer des blessures et des tassements de sol localement (Kleinschroth *et al.* 2016). De manière évidente, les blessures augmentent le risque de mortalité d'un individu. Pour un même niveau de blessure, la taille de l'individu entre en compte avec une mortalité accrue pour les petits diamètres (Khai, Mizoue, et Ota 2020b). De manière moins triviale, le tassement du sol modifie les conditions hydro-édaphiques locales et donc les conditions de survie des racines (Parent *et al.* 2008). De plus, la création de trouées forestières de taille importante et contigüe génère des modifications de régime de vent qui peuvent augmenter le risque de chablis en lisière (Quine, Gardiner, et Moore 2021). On observe un impact localisé autour de l'emprise des perturbations que sont les pistes et les zones d'abattage (Pereira *et al.* 2002). La mortalité post-exploitation et la résilience des peuplements sont des phénomènes très étudiés afin d'améliorer les normes d'exploitation à faible impact (Khai, Mizoue, et Ota 2020a; Tavankar, Majnounian, et Bonyad 2013; FAO 2004). Néanmoins son estimation à moyen et long terme reste plus marginale empiriquement et mobilise des méthodes par modélisation des peuplements (Sist et Nguyen-Thé 2002; Mazzei *et al.* 2010; Weger 2011; Shenkin *et al.* 2015; Piponiot *et al.* 2018).

En résumé, l'exploitation forestière en zone tropicale a un impact significatif sur la dégradation des forêts et les émissions de gaz à effet de serre. Les pratiques de RIL, bien qu'efficaces pour atténuer certains impacts, entraînent néanmoins des dommages conséquents et modifient la dynamique et la composition floristique de la forêt à long terme. Une évaluation précise des dommages et le développement de nouvelles pratiques s'avèrent cruciaux pour améliorer la performance économique et préserver l'écosystème.

Deux types d'approches pour l'évaluation de la mortalité induite par l'exploitation

Les données expérimentales sur les impacts de l'exploitation forestière sont onéreuses et impliquent des dispositifs de long terme (Lindenmayer *et al.* 2011; Bezard 2011). Les modèles et simulateurs d'exploitation forestière ont été conçus pour mimer l'exploitation conventionnelle, sélective et/ou à impact réduit, et offrent la possibilité de tester un éventail de scénarios pour favoriser le développement de pratiques d'exploitation améliorées (Picard, Gourlet-Fleury, et Forni 2012). Ils permettent d'estimer par exemple les effets sur la biomasse forestière, la zone basale, et la production de bois (Sist et Nguyen-Thé 2002; Mazzei *et al.* 2010). Les résultats de ces modèles aident à comprendre le temps nécessaire pour la récupération de la forêt après l'exploitation et à évaluer l'impact économique des différentes méthodes d'exploitation (Khai, Mizoue, et Ota 2020b). Par exemple avec le module sylviculture du simulateur forestier FATES, il a été montré une différence de temps de résiliences selon les critères de résilience entre ceux associés aux flux de carbone (3 à 4 ans) et ceux des processus démographiques (> 30 ans) (Huang *et al.* 2020). L'intégration de données empiriques et l'utilisation de simulateurs d'exploitation sont indispensables pour optimiser les pratiques d'exploitation forestière et minimiser leurs impacts environnementaux. La construction de modèle d'exploitation forestière peut être réalisée selon deux approches :

Une première **approche phénoménologique** vise à ajuster des fonctions d'impact afin de déduire les impacts à long terme. La fiabilité des extrapolations constitue une limite aux modèles d'estimation d'impact. Même calibrées à large échelle, les fonctions d'impacts empiriques restent difficilement transposables à d'autres sites (espèces exploitables et normes d'exploitables différentes) ni extrapolables en dehors des conditions d'exploitation et des types de communautés de référence. Ainsi, leur domaine de validité est généralement plus restreint que l'ensemble des conditions réelles d'exploitation.

Une deuxième **approche mécaniste** consiste à reproduire les schémas de décision de l'EFI sur des forêts *in silico*. Les logiques de décision mobilisent deux éléments essentiels (Guitet, Brunaux, et Traissac 2016). Le premier élément est l'ensemble des caractéristiques individuelles des arbres. On y retrouve le diamètre à 1.30m de hauteur, dit aussi diamètre à hauteur de poitrine (DBH), ainsi que l'identité taxonomique soit en espèce ou plus généralement en essence. Le second élément est la localisation des arbres notamment vis-à-vis de la topographie (accessibilité des machines selon la pente) et des distances aux cours d'eau (éviter l'embourbement et le tassement du sol). Ces éléments entrent dans le processus de sélection des arbres exploitables et de la conception des pistes forestières. Les questions de prospective peuvent être mieux prises en compte par les simulateurs fondés sur les processus de décision. Par l'élicitation de l'arbre de décision et des critères, il est possible de couvrir un ensemble de cas proche de celui rencontré lors de l'exploitation réelle.

Le principal défi pour ces deux méthodes est de calculer les répercussions de l'exploitation sur la dynamique forestière. Ces répercussions sont généralement partiellement retranscrites sous la forme de modification de la structure démographique et/ou de surface foliaire, ce qui peut induire des distorsions avec les impacts réels (DeArmond *et al.* 2023). Pour minimiser cette erreur, les résultats obtenus sont comparés aux données empiriques de suivi à long terme (2023; Lourens Poorter *et al.* 2021; DeArmond, Ferraz, et Higuchi 2021; Karsenty et Gourlet-Fleury 2006). À partir de ce constat, le projet ManagFores a été initié et auquel j'ai participé. Il a été développé une approche d'élicitation des processus de décision de gestion en collaboration avec l'ONF Guyane afin de mettre au point un simulateur d'exploitation forestière mimant les décisions du gestionnaire (Derroire, Badouard, Krebber 2021). Le package R *LoggingLab* est le fruit de cette collaboration disponible sur GitHub, CRAN et auquel j'ai participé en tant que développeur. L'outil est présenté dans l'article publié de Badouard, Schmitt, **Salzet** *et al.* (2024) dont je suis co-auteur.

Dans le cas de la présente étude, nous avons cherché à répondre à la question suivante :

(QR3) Quels sont les niveaux de mortalité induits par les pratiques d'exploitation forestière en Guyane française à court et moyen terme ?

Notre hypothèse est que la mortalité immédiate et à moyen terme résulte du patron spatial de l'exploitation. Ce patron spatial est prédictible via l'application de schéma de décision défini par le contexte hydro-topographique et les paramètres sylvicoles (volume objectif, assiette de récolte et norme technique EFI). La mortalité peut être approximée à partir de la localisation des arbres sous l'emprise du réseau de piste ou dans les trouées d'abattage. La mortalité à moyen terme s'ajoute au taux de mortalité intrinsèque annuel de la zone selon une fonction du type et de la distance relative à la lisière de la perturbation et du DBH de l'individu.

Pour tester notre hypothèse, nous avons utilisé le simulateur spatialisé d'exploitation forestière *LoggingLab* pour évaluer la variabilité des patrons spatiaux d'impacts pour un panel de paramètres sylvicoles et de parcelles du réseau GuyaFor. Les simulations ont été réalisées selon la méthode de M. Rojat dans le cadre du projet ManagFores (Geraldine Derroire *et al.* 2023; Rojat 2022). Ensuite, nous avons modélisé la mortalité à 5 ans de parcelles exploitées dans la zone de Manaré du massif de Régina Saint-Georges en 2010 conformément à la norme EFI.

3.2. Matériels et méthodes :

3.2.1. Simulation des dégâts immédiats induits par l'exploitation forestière (LoggingLab)

Le package *LoggingLab* permet de réaliser des simulations des impacts de l'exploitation faible impact adaptées au contexte tropical et notamment guyanais. Les impacts considérés sont la mortalité induite par le réseau de pistes forestières (l'ensemble des individus sous l'emprise de la piste) et la mortalité induite par l'abattage (prédiction de la probabilité de mortalité

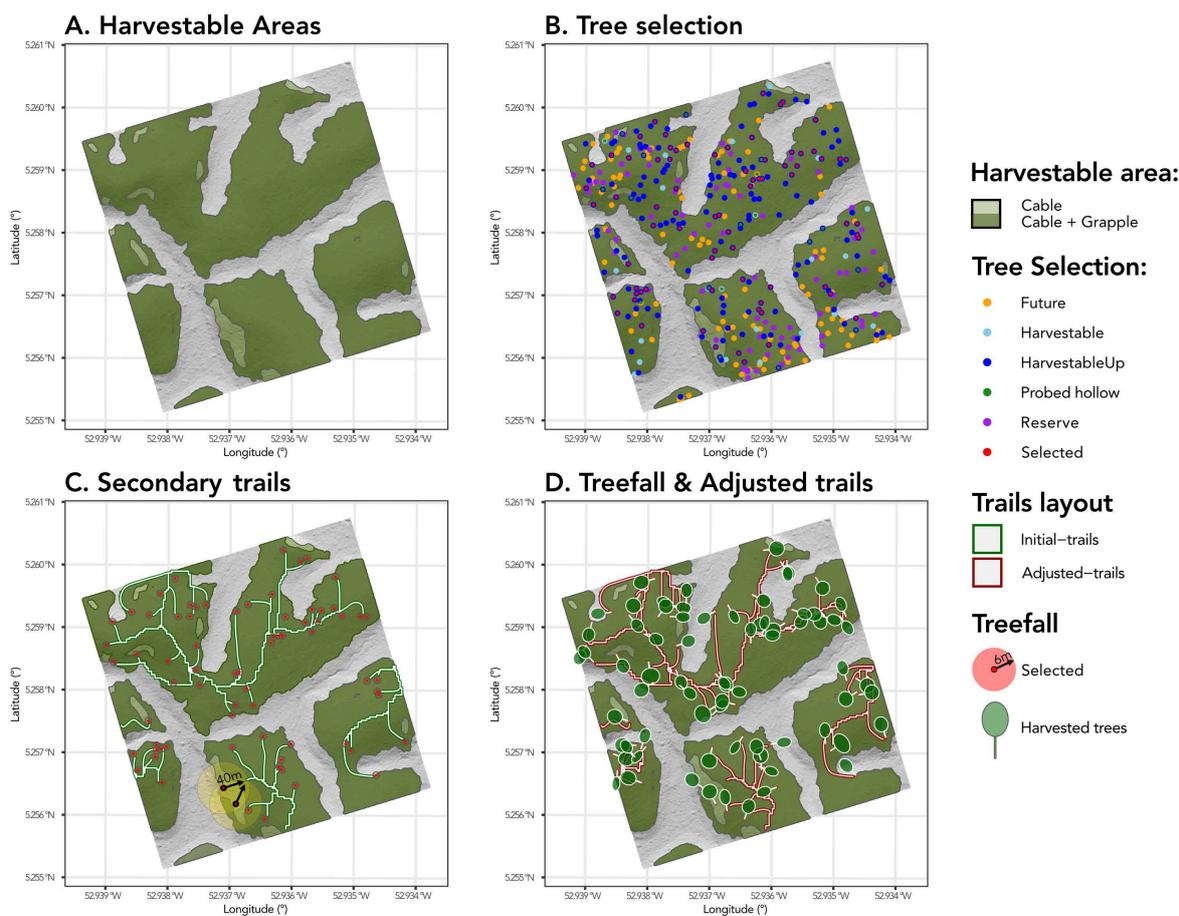


Figure 3-1 : Exemple des principales étapes de l'exploitation forestière faible impact par le simulateur *LoggingLab* sur la parcelle 16 de Paracou (25 ha).

La simulation d'exploitation EFI est réalisée selon une étape préparatoire (A.) d'estimation de la surface exploitable suivit de trois étapes de simulation d'action sylvicole.

La première étape (B.) est la désignation des arbres cibles parmi ceux qui sont récoltables (en bleu) et non-sondé creux (en vert). Un nombre égal d'arbre récoltable sont mis en réserve (en violet) pour la prochaine rotation. Les tiges d'avenir (en orange) sont répertoriées pour être préservées si possible.

La deuxième étape (C.) correspond l'estimation du réseau de piste reliant par le plus court chemin les zones de récoltes des arbres sélectionnées (6 ou 40 m selon l'accessibilité de l'arbre) à l'exutoire de la piste principale.

On note ici que l'ensemble des arbres sont débusqués par grappin sauf deux arbres qui doivent être débusqués par câble.

La troisième étape (D.) est l'abattage des arbres vers les pistes prédites le plus proche suivi du recalcul des pistes selon la disponibilité du point houppier ou tronc de l'arbre abattu.

En gris en arrière-plan : l'ombrage de la topographie.

immédiate selon le DBH de l'individu sous l'emprise de l'arbre abattu). L'échelle de la simulation est de l'ordre de plusieurs hectares. Cette spécificité restreint son usage pour l'estimation des impacts principalement des étapes d'abattage, de débusquage³⁹ et de débardage⁴⁰. À ce titre, nous distinguons le réseau de pistes de débardage principales (nommé pistes principales) du réseau de pistes de débardage secondaires (nommé pistes secondaires) par leur finalité : la **piste principale** correspond au réseau où le débardage est réalisé pendant la saison sèche exclusivement ; à l'opposé, les **pistes secondaires** sont utilisées uniquement par les engins pour réaliser le débusquage en toute saison. Les pistes principales sont entretenues le temps de l'exploitation du massif et les pistes secondaires sont réalisées lors du passage des engins et ne sont pas entretenues.

Les enjeux de la simulation de l'EFI par le package *LoggingLab* se sont portés sur trois étapes clés :

- **Étape 1 : la sélection des arbres** à abattre et à mettre en réserve sachant les objectifs de production (Volume objectif défini), les contraintes sur le choix des espèces (liste d'espèces commercialisables), le DBH (intervalle d'exploitabilité par essence) et l'accessibilité aux machines (à une distance minimum des cours d'eau et pas trop en pente – cf. Figure 3-1-A & B).
- **Étape 2 : l'évaluation du réseau de piste optimal** (minimisant les coûts d'accès) permettant de relier les arbres au réseau de piste (cf. Figure 3-1-C).
- **Étape 3 : l'abattage contrôlé** pour orienter l'arbre en direction de la piste la plus proche tout en évitant les arbres en réserve et d'avenir (cf. Figure 3-1-D).

À la suite des trois étapes d'exploitation par *LoggingLab*, une estimation des impacts immédiats est calculée en assignant un état mort aux individus sous le réseau de piste et en réalisant un tirage de l'état des individus impacté par la chute des arbres cibles selon leur DBH. Cette proposition méthodologique permet d'obtenir une simulation d'exploitation forestière qui a été validée par les aménagistes de l'ONF (Olivier Brunaux - ONF Guyane - *pers. com*). Le simulateur renvoie comme données produites :

- l'inventaire forestier initial avec en plus des informations sur allométries des arbres (hauteur, volume exploitable, hauteur du tronc, hauteur et diamètre de la couronne, densité du bois et biomasse aérienne), le statut commercial de l'arbre (exploitable,

³⁹ **Le débusquage** : Transfert des grumes par un engin à chenilles, généralement un bull, équipé d'un grappin ou d'un câble, entre le point d'abattage et la piste principale. La grume, attachée à un câble, est tractée sur quelques dizaines de mètres jusqu'à la piste de débardage.

⁴⁰ **Le débardage** : Transport par traînage des bois par un engin à pneus, appelé *skidder*, vers la zone de stockage des grumes accessible aux camions grumiers en saison sèche. La piste empruntée par le skidder est appelée piste principale et n'est pas accessible aux camions grumiers.

non-exploitable, arbre d'avenir, arbre de réserve, arbre sélectionné pour l'exploitation), la cause de la mort de l'arbre le cas échéant (ouverture de piste, chablis d'exploitation, exploité), et les coordonnées géographiques de l'empreinte de l'arbre au sol pour chaque arbre exploité.

- des couches géographiques des zones exploitables et du tracé des pistes.
- les résultats de l'exploitation pour chaque simulation : volume de grume et de bois énergie, surface exploitable, volume de dégâts d'exploitation, densité de pistes.

Pour des conditions d'exploitation identiques (parcelles et paramètres d'exploitation), on peut observer une certaine variabilité entre les simulations dues à la stochastique de certaines étapes. Au moment de la désignation, certains arbres considérés comme exploitables peuvent présenter des défauts (modèle probabiliste), d'autres sont alors désignés et exploités afin d'atteindre le volume objectif. De plus, le point d'entrée de chaque piste secondaire est choisi aléatoirement dans les zones d'intersection entre la surface prospectable (remplissant les conditions de passage des engins) et le tour de la parcelle. Enfin, au moment de l'abattage, une probabilité non nulle est associée à l'échec de l'abattage directionnel, l'orientation prise par le fût est alors aléatoire. Ce paramètre fait également varier le tracé des pistes secondaires adaptées après l'abattage dans le cas où les houppiers des arbres exploités sont récupérés. Du fait de cette variabilité, un nombre 20 et 30 itérations ont été identifiés comme suffisants pour la stabilité des analyses.

Nous invitons le lecteur à se reporter à l'article joint en **Article n°2** : pour davantage de détails techniques sur simulateur *LoggingLab*.

Méthode d'approximation du réseau de piste optimal

Note : Dans le cadre du projet ManagFores, j'ai notamment assuré le développement de la phase d'optimisation du réseau de piste (étape 2). Cette contribution est ici précisée en complément de l'article publié et disponible en Annexe.

Durant une exploitation de type EFI, l'objectif de la planification est de minimiser la surface du réseau de piste impactant la parcelle sous contrainte de la topographie et de la disposition des arbres à éviter. Cette étape est souvent réalisée manuellement, ce qui aboutit généralement à une solution sous-optimale. Pour limiter l'effet opérateur dans la recherche du réseau optimal, plusieurs auteurs ont proposé de traiter cette question sous l'angle du problème d'accès multi-cible (*multiple target access problem*). Dans la revue de Picard *et al.* (2006), les auteurs présentent un ensemble d'algorithmes permettant d'approximer la solution sous la forme de graphe. Nous nous sommes appuyés sur une représentation de l'espace en matrice de coûts associés à un graphe de conductance (Etten *et al.* 2023). Ainsi, nous pouvons minimiser le réseau de piste par **une approche itérée de l'algorithme de plus court chemin de Dijkstra** (Dijkstra 1959).

Coûts topographiques		Coûts de déplacement et de protection	
Seuil de pente	Coût	Type	Coût
Pente \leq 3 %	3	Initial	1000
3 % < Pente \leq 5 %	5	Hors UP	$+\infty$
5 % < Pente \leq 12 %	20	Arbre DBH > 50 cm	500
12 % < Pente \leq 20 %	60	Réserve	500
20 % < Pente \leq 35 %	1000	Tige d'avenir	50
Pente > 35 %	$+\infty$	Piste principale	10^{-4}
		Piste secondaire	10^{-1}

Tableau 3-1 : Matrice de coûts topographiques, de zones de protection des arbres et de déplacement sur les infrastructures utilisée dans *LoggingLab*

Note : la valeur absolue des coûts n'est pas informative (Etten *et al.* 2023). Lors de l'optimisation du réseau, le rapport de coût entre deux chemins alternatifs est la métrique utilisée. Les valeurs définies ici sont analogues en ordres de grandeur à l'inverse de la probabilité de passage. La calibration de ces coûts a été initialisé à partir de la matrice de coût de Sessions, Heinrich et Castaneda-Langlois (2016, 23). Elle a été affinée par essais successifs jusqu'à identifier la matrice générant des comportements d'évitement des zones de contrainte. UP : Unité de prospection.

Premièrement, les contraintes sont intégrées en pondérant la matrice de conductance par la perméabilité moyenne entre les pixels (inverse de la moyenne de la somme des coûts associés à chaque pixel). Ces perméabilités sont calculées à partir de la matrice de coût topographique, de zone de protection des arbres et de déplacement sur les infrastructures du réseau de piste (voir Tableau 3-1).

L'utilisation d'une approche itérative de l'algorithme de Dijkstra, en traitant les chemins du plus coûteux au moins coûteux, permet d'approcher le réseau optimal. L'intuition est que les axes les plus coûteux constituent les axes de premier ordre du réseau. À chaque itération les coûts des tronçons sélectionnés sont mis à jour avec une valeur proche de zéro (coût piste principale ou secondaire, voir Tableau 3-1) ce qui induit la réutilisation des tronçons existants. Le processus est répété jusqu'à ce que l'ensemble des arbres soient traités.

À la différence des approches antérieures qui ont été développées pour une exploitation au pied de l'arbre, la quasi-totalité des exploitations sont maintenant réalisées à l'aide d'engins de **débusquage** au **câble** ou au **grappin**. La récolte par ces engins se fait à distance de l'arbre cible, ce qui définit un rayon de récolte par individu. La minimisation du réseau doit tenir compte des **intersections entre les zones de récolte** des différents arbres (exploitation par câble : rayon de 40 m ; ou grappin : rayon de 6 m). L'implication principale de la prise en compte des zones de récolte est que plusieurs arbres peuvent être récoltés à l'aide d'une même piste. Ces zones d'intersection doivent être privilégiées, ce qui modifie l'ordre de traitement des arbres à collecter. Dans ce cas, un **ordre de priorité** est donné :

- (1) d'abord pour les arbres déjà accessibles par le réseau de l'itération précédente (la piste sélectionnée pour un arbre distant permet la récolte d'un arbre sans modifier le réseau),
- (2) puis pour les zones d'intersection permettant la récolte de plusieurs arbres (le point le moins coûteux du périmètre de l'intersection est sélectionné)

- (3) et enfin le point le moins coûteux du périmètre de la zone d'accès de l'arbre le plus coûteux.

Comparaison des normes techniques EFI 2/3 par simulation des patrons de mortalité immédiate pour des contextes hydro-topographiques contrastés

Tableau 3-2 : Modalités des scénarios d'Exploitation Faible Impact (EFI) testés dans cette étude.

N°	Volume objectif (m ³ .ha ⁻¹)	Mécanisation	Récolte bois énergie
1	20-25	Câble	<input checked="" type="checkbox"/>
2	25-30	Câble	<input checked="" type="checkbox"/>
3	20-25	Câble	<input checked="" type="checkbox"/>
4	25-30	Câble	<input checked="" type="checkbox"/>
5	20-25	Grappin + Câble	<input checked="" type="checkbox"/>
6	25-30	Grappin + Câble	<input checked="" type="checkbox"/>
7	20-25	Grappin + Câble	<input checked="" type="checkbox"/>
8	25-30	Grappin + Câble	<input checked="" type="checkbox"/>

Note : le **volume objectif** est le volume de grume Bois d'Œuvre (BO) par hectare visé par l'exploitation. La **mécanisation** correspond aux machines utilisées pour débusquer les grumes après l'abattage des arbres exploités. La distance maximale à laquelle l'arbre peut être collecté dépend du type de machine utilisé. Câble = les pistes peuvent s'arrêter jusqu'à 40 m du pied de l'arbre ; Grappin et câble = le grappin peut débusquer des grumes jusqu'à 6 m, et est moins destructeur sur son passage. La récolte de bois énergie provient du bois détruit de manière collatérale (≠ BO) ou BO sondé creux est utilisé en Bois Énergie (BE)

Après avoir précisé le fonctionnement de l'optimisation du réseau de piste, nous avons analysé plusieurs ensembles de simulations d'exploitations selon les normes techniques EFI 2 & 3 à partir des données d'inventaires du réseau GuyaFor. Nous nous sommes appuyés sur la méthode de l'étude de Rojat (2022) et résumée dans Derroire *et al.* (2023).

Le schéma expérimental est un plan factoriel complet testant les composantes de l'exploitation suivantes : le volume objectif (20-25 ou 25-30 m³.ha⁻¹), le type d'engin utilisé (câble seul ou grappin + câble) et la récolte de bois énergie (non ou à partir des bois sondés creux et abattus en plus).

Le design correspond à 8 scénarios testables (Tableau 3-2) selon une exploitation restreinte aux espèces commerciales majoritaires principales (ECMP). Nous avons sélectionné 3 parcelles du réseau GuyaFor (Jaouen, Dourdain, et Derroire 2021), aux contextes hydro-édaphique contrastés :

- la parcelle de Saut-Lavillette (surface : 6 ha, surface exploitable : 4,16 ha) marquée par un paysage géomorphologique de plateau (Habitat forestier 530 : forêt de plateaux élevés) ;
- la parcelle n°11 de Paracou (surface : 6,25 ha ; surface exploitable : 4,18 ha) marquée par un paysage géomorphologique littoral (Habitat forestier 220 : forêt littorale de terres basses) ;
- la parcelle de Montagne Plomb (surface : 6 ha, surface exploitable : 4,78 ha) marquée par un paysage géomorphologique de montagne (Habitat forestier 610 : moyenne montagne).

Le volume commercial est suffisant pour les parcelles de Saut Lavilette et Montagne Plomb où l'intensité d'exploitation est respectée. Pour la parcelle n°11 de Paracou, le volume commercial est insuffisant et donc l'intensité d'exploitation est comprise entre 10 et 20 m³.ha⁻¹. Pour chaque parcelle d'étude, un inventaire spatialisé issu de la base GuyaFor a été extrait (Jaouen, Dourdain, et Derroire 2021) et un modèle numérique de terrain acquis lors de plusieurs campagnes LiDAR aéroportées. Le réseau hydrographique a été inféré à partir de la topographie avec le module hydrographique du logiciel SAGA (Conrad *et al.* 2015b) selon la méthode décrite dans le package *LoggingLab* (voir vignette dédiée).

Nous avons réalisé 30 simulations par scénario d'exploitation pour chaque parcelle, ce qui correspond à un nombre total de 720 simulations. À partir des simulations, nous avons extrait les informations relatives à l'exploitation (volumes de bois d'œuvre et énergie extraits) et aux dégâts induits (perte de biomasse). Nous avons converti la perte de biomasse (en t.ha⁻¹) en équivalent carbone (en MgC.ha⁻¹) avec le coefficient 0,47 (Aalde *et al.* 2006). Nous avons inféré le modèle suivant :

$$\log(\text{LBIOM}_i + 1) \sim \mathcal{N} \left(\text{LB}_{\text{lim:Plot}} \frac{\text{LOGVOL}_i^h}{(\text{LV})^h + \text{LOGVOL}_i^h}, \varepsilon_{\text{LB},i} \right)$$

$$\text{où } \text{LV} = \text{LV}_0 + \text{LV}_{\text{Fuel}} + \text{LV}_{\text{EFI2} \rightarrow \text{EFI3}} \text{ avec } (h, \text{LV}) \in \mathbb{R}_+^*, \text{LB}_{\text{lim}} \in \mathbb{R}$$

Équation 3-1 : Forme réduite de la perte de stockage de carbone induit immédiatement par l'exploitation (LBIOM) selon le l'intensité d'exploitation (LOGVOL) et la norme technique utilisée (EFI)

Avec pour chaque simulation i , l'intensité d'exploitation - LOGVOL (en m³.ha⁻¹), le logarithme de la perte de biomasse asymptotique $\text{LB}_{\text{lim:Plot}}$ par parcelle, le facteur de forme h , et l'intensité de ½ perte de biomasse asymptotique LV (en MgC.ha⁻¹) composée de LV_0 en l'EFI2, sans récolte de Bois énergie, LV_{Fuel} l'effet de la récolte de bois énergie, $\text{LV}_{\text{EFI2} \rightarrow \text{EFI3}}$ l'effet du passage de l'EFI2 à l'EFI3 selon la parcelle; ε_i : erreur résiduelle. Les paramètres h et LV sont contraints à être positifs et non nuls. La forme paramétrique est de type équation de Hill.

L'inférence a été réalisée à l'aide du package *brms* (Bürkner 2017). L'inférence a été réalisée avec 4 chaînes, 1000 itérations de chauffe et 1000 itérations d'échantillonnage. La convergence a été vérifiée pour l'ensemble des paramètres selon l'indice $\hat{R} < 1,01$ (Plummer *et al.* 2006). La qualité de l'ajustement a été estimée à l'aide du R² bayésien (Gelman *et al.* 2019).

3.2.2. Estimation de la mortalité à moyen terme induite par les pratiques EFI

Note : cette étude est issue d'une collaboration avec Thomas Gaquière qui est co-auteur de cette contribution. Ma contribution a été dans la conception, la formalisation du modèle et l'analyse des résultats à part égale avec T. Gaquière.

Après avoir estimé la mortalité immédiate par simulation avec LoggingLab, nous avons utilisé les données des parcelles permanentes exploitées en EFI au sein du réseau GuyaFor.

Données d'inventaire et diagnostics post-exploitation

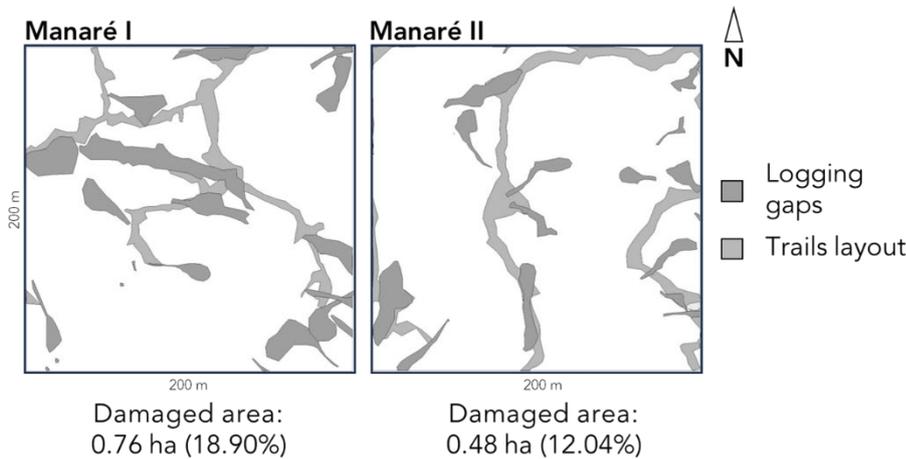


Figure 3-2 : Carte des dégâts d'exploitation de type faible impact pour les parcelles Manaré I et II.

Les parcelles Manaré I et II ont une superficie de 4 ha. L'exploitation a impacté les parcelles à hauteur de 0,76 ha (18,90%) et 0,48 ha (12,04%) respectivement.

En gris foncé : les trouées d'abattage ; en gris clair : les surfaces de piste.

Nous avons utilisé les données d'inventaire pré-exploitation et de diagnostic post-exploitation ONF (Bezard 2011) des parcelles de Manaré I (N 4° 7' 7.284" ; W 52° 10' 56.82") et II (N 52° 11' 4.667" ; W 4° 8' 10.572"). Les parcelles Manaré I et II ont une surface de 4 ha et sont incluses dans le réseau de parcelles permanentes GuyaFor (Jaouen, Dourdain, et Derroire 2021). Elles ont fait l'objet de deux inventaires pré-exploitation (Manaré-I : 2005 et 2009 ; Manaré-II : 2007 et 2009) selon le protocole du réseau (Jaouen, Dourdain, et Derroire 2021). L'abattage a été réalisé en 2010 avec une intensité de 4-5 tiges.ha⁻¹ (en accord avec la charte EFI version 2) et une récolte à forte dominance de *Dicorynia guianensis* (Manaré-I : 14 des 16 tiges abattues ; Manaré-II : 9 des 16 tiges abattues). Le débusquage et débardage ont été réalisés en 2011. Le diagnostic post-exploitation consiste en deux inventaires, (un après l'abattage et un après le débusquage et le débardage). Les zones impactées sont cartographiées sur le terrain en distinguant les trouées d'abattage et les pistes forestières (voir Figure 3-2).

Un inventaire au protocole standard GuyaFor a été réalisé en 2016, c'est-à-dire 5 ans après l'exploitation. Nous avons filtré les arbres des inventaires pour sélectionner ceux qui étaient présents lors de l'exploitation (avant abattage) mais ne présentant pas d'impact immédiat de l'exploitation (en police grise dans le Tableau 3-3). A l'aide des cartes de perturbation, nous avons calculé la distance relative de chaque arbre à la perturbation la plus proche (valeur négative dans l'enveloppe de la perturbation et positive si à l'extérieur).

Tableau 3-3 : Codification des dégâts post-exploitation par l'ONF par arbre.

Type d'impact	Zone impactée	Code de dégât ONF				
		①	②	③	④	
Abattage	Houppier	Ø dégâts	Dégât sur branche secondaire	Dégât sur branche principales	Arbre étêté	Arbre abattu
	Aplomb	Arbre non penché	Arbre penché < 10 % par l'exploitation	Arbre penché > 10 % par l'exploitation	Arbre tombé en chablis par l'exploitation	Arbre abattu au sol
	Tronc	Pas de dégât au tronc	Dégât de taille d'une main	Dégât de taille d'une feuille A4	Dégât supérieur à une feuille A4	Bois abattu – découpe souche
Débusquage/débardage	Etat sanitaire	Arbre sain – non impacté	Arbre vivant abîmé par l'exploitation	Arbre coupé pour faciliter l'abattage d'un bois commercial	Arbre mort à cause de l'exploitation	Arbre commercial coupé-abattu
	Piste	Non impacté par le passage de la piste	Mort par ouverture d'une piste (non retrouvé)	Abîmé ou mort en bordure de piste	Arbre sain (pas de dégâts) en bordure de piste	-
Niveau d'impact :		Non impacté	Impacté			

Note : l'estimation des impacts post-exploitation est réalisée en deux étapes (après abattage et après débusquage-débardage). Les impacts post-exploitation (en noir) sont différenciés des impacts immédiats de l'exploitation (en gris).

Modèle de mortalité distance-dépendant à la perturbation la plus proche

Nous avons inféré un modèle logistique inspiré de l'indice de perturbation de Hérault *et al.* (2010). La forme du modèle est la suivante :

$$\theta \in \mathbb{R}^*, \alpha_i, \beta_i \in \mathbb{R}_+ \text{ tel que } \alpha_i = \alpha_0 + \alpha_{piste} - \alpha_{DBH}DBH_i, \beta_i = \beta_0 + \beta_{piste} - \beta_{DBH}DBH_i$$

$$\text{avec } \log\left(\frac{p_i}{1-p_i}\right) = \theta + [\beta_i \times \exp(-\alpha_i \times RelDist_i)]$$

$$P(Tree_{i,t+5} = Dead) \sim Bern(p_i)$$

Équation 3-2 : Modèle de mortalité post-perturbation à 5 ans de type Bernoulli selon la distance relative à la perturbation.

Où l'état de mortalité de l'individu i suit une loi de Bernoulli de probabilité p_i calculée à l'aide d'une fonction logit. Elle dépend d'une probabilité de mortalité intrinsèque θ , d'un effet de la perturbation β_i et d'un paramètre de décroissance α_i selon la distance relative à la bordure de la perturbation la plus proche $RelDist_i$. Les paramètres α_i et β_i ont un effet pour le cas d'arbres à distance d'une perturbation de type trouée ($\alpha_0|\beta_0$) auquel s'ajoute un effet supplémentaire si la perturbation est de type piste forestière ($\alpha_{piste}|\beta_{piste}$) et l'effet du DBH de l'individu ($\alpha_{DBH}|\beta_{DBH}$).

Plusieurs contraintes ont été prises en compte pour l'ajustement du modèle (voir Tableau 3-5).

La mortalité est annualisée à l'aide de la formule suivante :

$$m_i(\% \text{ an}^{-1}) = 1 - \left(1 - \frac{\exp(\theta + [\beta_i \times \exp(-\alpha_i \times RelDist_i)])}{1 + \exp(\theta + [\beta_i \times \exp(-\alpha_i \times RelDist_i)])}\right)^{\frac{1}{5}}$$

Le modèle a été ajusté à l'aide du package *brms* (Bürkner 2017). L'inférence a été réalisée avec 4 chaînes, 1000 itérations de chauffe et 1000 itérations d'échantillonnage. La convergence a été vérifiée pour l'ensemble des paramètres selon l'indice $\hat{R} < 1,01$ (Plummer *et al.* 2006). La qualité de l'ajustement a été estimée avec un schéma de validation croisée de type leave-one-out (LOO), en comparant le modèle complet avec le sous-modèle nul (avec uniquement θ) selon le log de la densité moyenne prédite (elpd) (Gelman, Hwang, et Vehtari 2014). L'ensemble des analyses ont été réalisés sur R (R Core Team 2021).

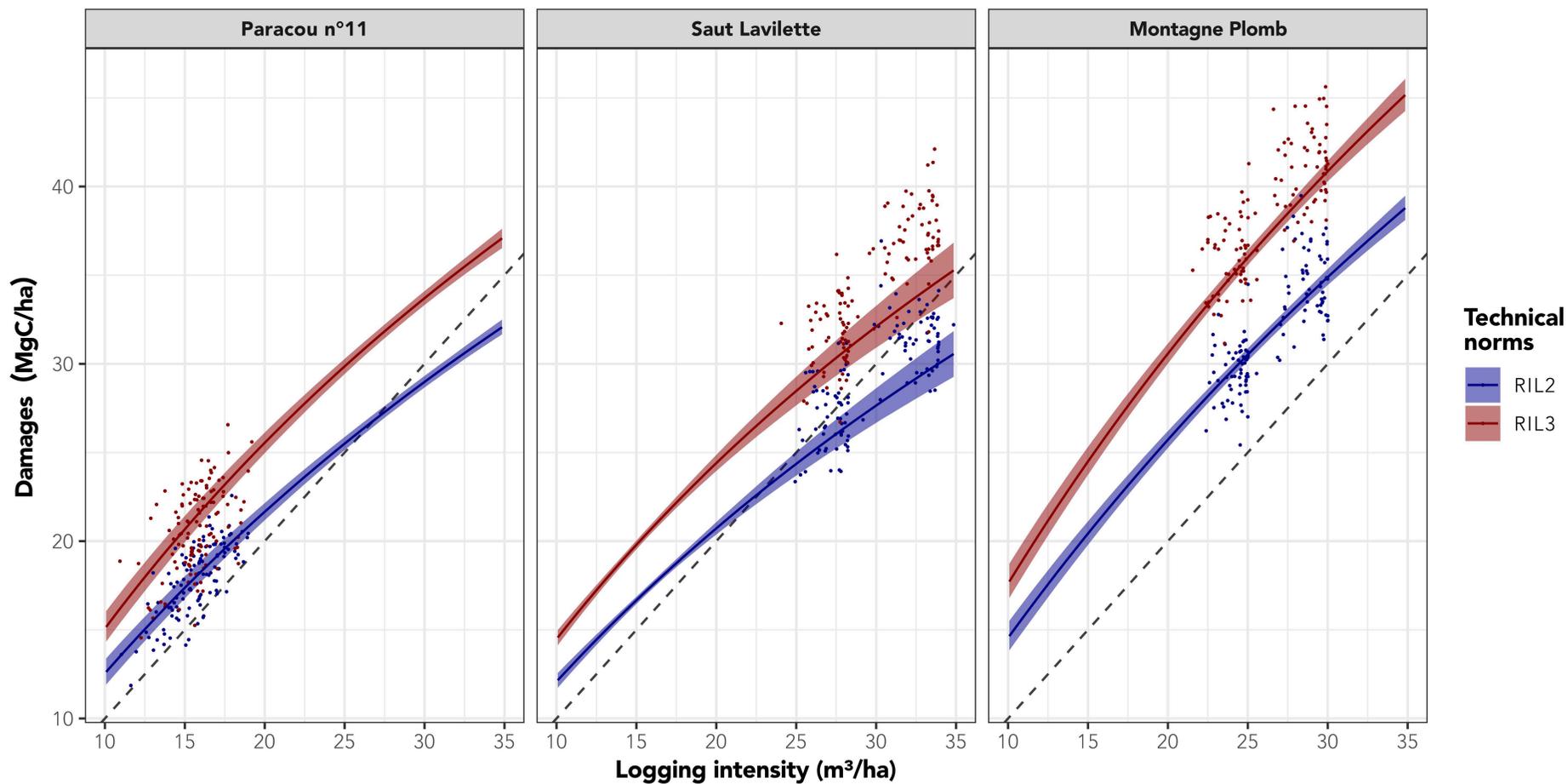


Figure 3-3 : Projection du modèle réduit de la perte de biomasse induite immédiatement par l'exploitation forestière en fonction de l'intensité d'exploitation et de la norme technique utilisée.

En **abscisse** : l'intensité d'exploitation (en $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$); en **ordonnée** : la perte de biomasse épigée induite immédiatement lors de l'exploitation en (en $\text{MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$). La norme technique employée est indiquée par la couleur bleue pour l'EFI 2 et rouge pour l'EFI 3. Les données de simulation correspondent aux points. La projection du modèle correspond à la ligne avec son enveloppe de crédibilité à 95 %. Les différents panels correspondent aux parcelles GuyaFor testées (de gauche à droite : Paracou n°1, Saut Lavilette et Montagne Plomb).

3.3. Résultats

3.3.1. Simulation des dégâts immédiats induits par l'exploitation forestière (LoggingLab)

Nous avons réalisé 720 simulations d'exploitation forestière à l'aide du simulateur LoggingLab pour trois parcelles du réseau GuyaFor. Nous avons ajusté un modèle d'équation de Hill pour estimer la biomasse perdue (voir Équation 3-1). L'ensemble des paramètres ont convergé ($\hat{R} < 1.01$) et sont présentés dans le Tableau 3-4. Le R^2 bayésien du modèle est de 94,12 % $IC_{95\%}[93,88\% ; 94,31\%]$. La forme du modèle suppose une relation entre l'intensification et les dégâts correspond à une fonction convergeant vers un niveau asymptotique soit de manière exponentielle ($h \leq 1$) ou sigmoïdale ($h \gg 1$). Le paramètre de forme (h) est inférieur à 1 ce qui indique relation de type exponentielle avec une saturation plus rapidement atteinte que celle de la forme de type Michaelis-Menten ($h = 1$).

Les valeurs de dégâts asymptotique par parcelle sont comprises entre 145 et 210 $MgC.ha^{-1}$ (Paracou n°11 : 145 $MgC.ha^{-1}$; Saut Lavilette : 154 $MgC.ha^{-1}$; Montagne Plomb : 201 $MgC.ha^{-1}$). Les effets de la mécanisation et de la récolte BE ont une valeur négative, c'est-à-dire qu'ils abaissent l'intensité d'exploitation de $\frac{1}{2} \log(LB_{lim:Plot} + 1)$ (ce qui est équivalent à la constante d'affinité K_m dans le modèle de Michaelis-Menten).

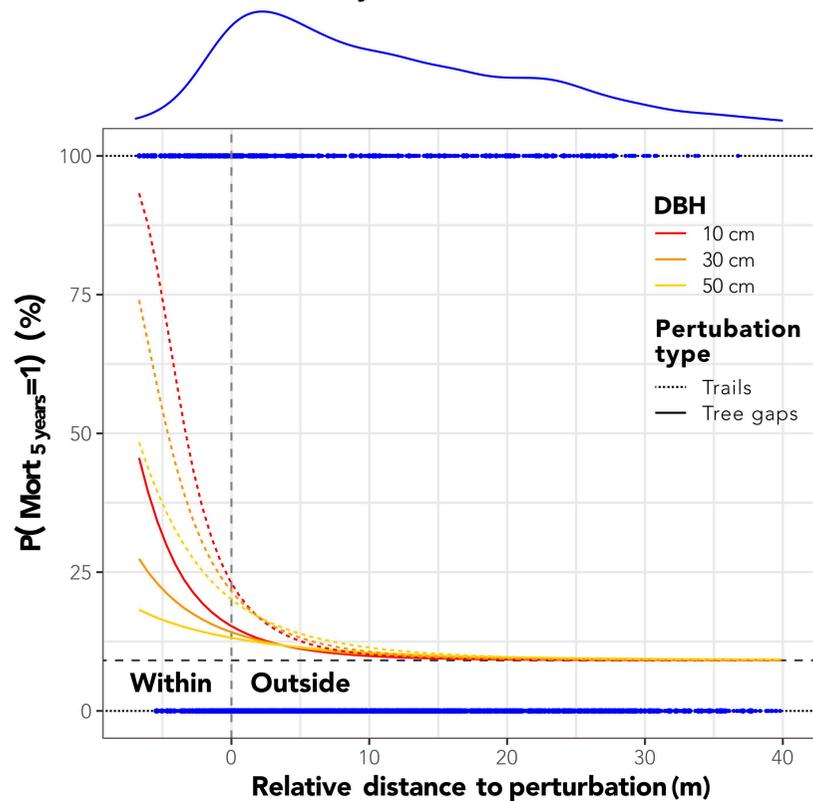
Pour une exploitation EFI 2 sans BE, le $\frac{1}{2} \log(LB_{lim:Plot} + 1)$ est atteint à 37 $m^3.ha^{-1}$. Le passage à l'EFI 3 réduit le $\frac{1}{2} \log(LB_{lim:Plot} + 1)$ à 25,55 $m^3.ha^{-1}$ et l'ajout du BE, réduit encore le $\frac{1}{2} \log(LB_{lim:Plot} + 1)$ à 23,39 $m^3.ha^{-1}$. Pour une intensité d'exploitation de 20 $m^3.ha^{-1}$, nous observons une hausse des dégâts induit par la mécanisation de +3,66 $MgC.ha^{-1}$ pour Paracou n°11, +4,04 $MgC.ha^{-1}$ pour Saut Lavilette et +5,28 $MgC.ha^{-1}$ pour Montagne Plomb (valeur médiane prédite).

Tableau 3-4 : Estimation des paramètres du modèle réduit de perte de biomasse induite par l'exploitation forestière.

Paramètre	Contraintes	Estimation	Intervalle de crédibilité à 95 %
$LB_{lim:Paracou\ n^{\circ}11}$		4,98	[4,62 ; 5,44]
$LB_{lim:Saut\ Lavilette}$	–	5,04	[4,69 ; 5,50]
$LB_{lim:Montagne\ Plomb}$		5,31	[4,93 ; 5,79]
h	$h > 0$	0,61	[0,52 ; 0,70]
LV_0		9,05	[7,12 ; 12,05]
LV_{Fuel}	$LV > 0$	-0,38	[-0,56 ; -0,25]
$LV_{EFI2 \rightarrow EFI3}$		-1,83	[-2,43 ; -1,48]

Note : les contraintes ont été prise en compte pour l'inférence et dans les distributions *a priori* utilisées sous forme de *prior* non-informatifs tronqués.

A. Inferred $P(\text{Mort}_{5\text{years}}=1)$



B. Simulated $P(\text{Mort}_{5\text{years}}=1)$ after LoggingLab

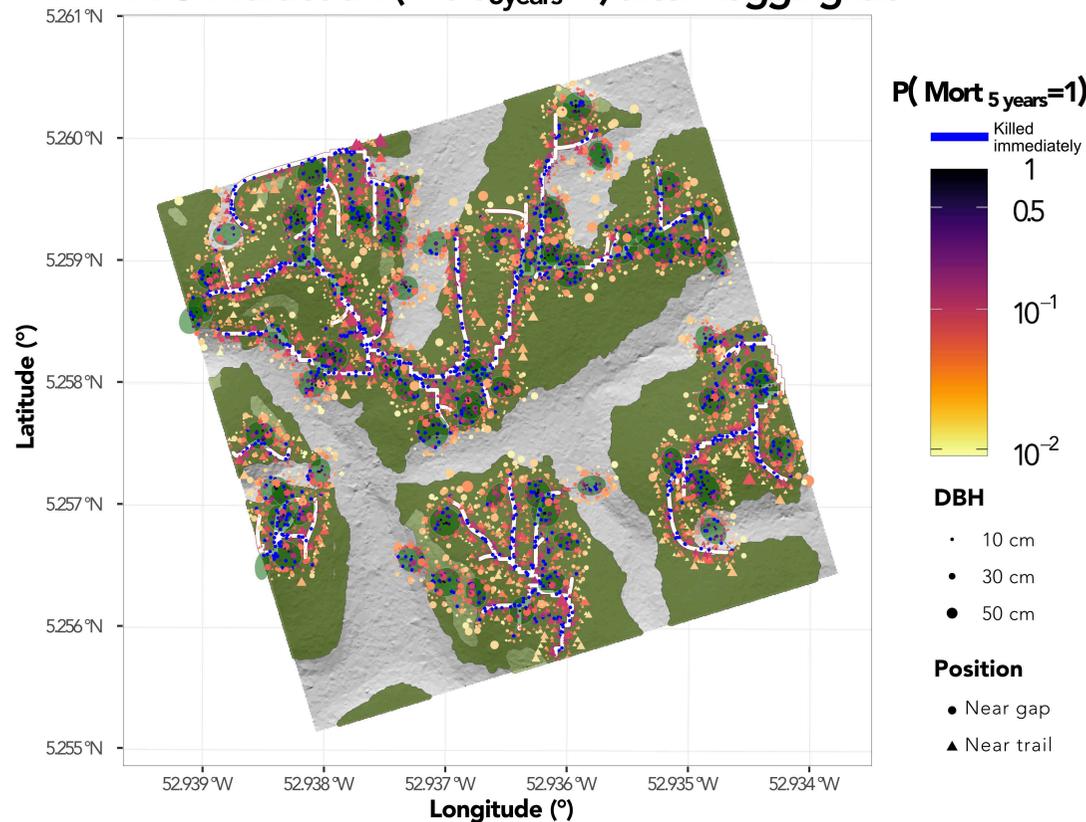


Figure 3-4 : Estimation conditionnelle du modèle de mortalité à 5 ans (A) selon la distance relative à la perturbation et prédiction du modèle dans le cas d’une simulation LoggingLab (B).

A gauche (A), on observe l’estimation conditionnelle de la probabilité de mortalité selon la distance relative à la perturbation. Les lignes colorées rouges orange et jaune indique l’estimation conditionnelle médiane respectivement d’un arbre de 10, 30 et 50 cm de DBH. Le type de perturbation la plus proche est indiqué par une ligne pointillée pour une piste et pleine pour une trouée d’abattage. La ligne grise horizontale en pointillé gris indique la valeur basale θ de la probabilité de mortalité. La ligne verticale en pointillé gris indique la limite de la perturbation (piste ou arbre abattu). On note que la hausse de probabilité commence significativement à 10 m

A droite (B), on observe l’estimation médiane de la probabilité de mortalité à 5 ans dans le cas d’une exploitation simulée par *LoggingLab* (voir Figure 3-1). Les points colorés indiquent les individus de plus de 10 cm de DBH ayant au moins 1 % de mortalité additionnelle. L’échelle de couleur est logarithmique avec une mortalité à 95% sur les pistes et au centre des zones de houpier. Cette mortalité post-exploitation correspond à une enveloppe autour des zones de perturbation. La taille des points/ triangles indique le DBH de l’individu. Le type de perturbation la plus proche est indiqué par la forme : rond pour une trouée d’abattage ; triangle pour une piste forestière. Les points bleus indiquent les individus morts immédiatement lors de l’exploitation.

3.3.2. Estimation de la mortalité à moyen terme induite par les pratiques EFI

Le relevé des dégâts montre un impact conforme aux normes EFI [surface impactée : Manaré I 0,76 ha (18,90 %), Manaré II 0,48 ha (12,04 %)]. Après filtrage des données d'inventaire, nous avons identifié une cohorte de 3894 arbres présents en 2009 et 2016. Le nombre d'individus morts après 5 ans est de 518. La distribution des distances relatives montre que 11,66% des individus sont inclus dans la perturbation (valeur négative). Après avoir inféré les paramètres du modèle logistique (Équation 3-2), nous avons vérifié la convergence ($100\% \hat{R} < 1,01$) et validé le modèle à l'aide de l'indice elpd à partir du LOO ($\Delta elpd = -73,7; \sigma_{\Delta elpd} = 12,6$). La différence est supérieure à $5 \sigma_{\Delta elpd}$ donc le modèle est significativement plus informatif que le modèle nul.

L'estimation des paramètres sont résumés dans le tableau ci-dessous. On note que la probabilité de mortalité basale à 5 ans est de 9,11 % $IC_{95\%}[7,79 ; 10,53]$. Ce qui correspond à une mortalité annualisée de $1,9\%.an^{-1}$ commune à tous les individus. L'effet de la perturbation à la lisière ($RelDist = 0$) augmente la probabilité de mortalité d'un individu de 10 cm de DBH de +9,73 % $IC_{95\%}[7,20 ; 12,54]$ pour une piste et de +9,73 % $IC_{95\%}[7,20 ; 12,54]$ pour une trouée d'abattage. L'effet de la trouée d'abattage reste supérieur à +1 % jusqu'à la distance de 8 m d'une trouée et 10 m d'une piste pour les individus de 10 cm de DBH ; 10 m d'une trouée et 12 m d'une piste pour les individus de 30 cm ; et 13,5 m d'une trouée et 15 m d'une piste pour les individus de 50 cm. Les individus à gros diamètre ont une probabilité de mortalité additionnelle moins forte mais à plus longue distance que les petits diamètres tant pour les pistes que pour les trouées d'abattage.

Tableau 3-5 : Estimation des paramètres du modèle de mortalité post-exploitation à 5 ans

Paramètre	Contrainte	Estimation	Intervalle à 95 %
θ	$\theta < 0$	-2,30	[-2,47 ; -2,14]
α_0		0,21	[0,13 ; 0,26]
α_{piste}	$\alpha_i \geq 0$	0,03	[0 ; 0,10]
α_{DBH}		0,23	[0,07 ; 0,33]
β_0		0,63	[0,32 ; 0,95]
β_{piste}	$\beta_i \geq 0$	0,51	[0,22 ; 0,81]
β_{DBH}		0,44	[0,04 ; 0,99]

Note : L'ajustement du modèle du modèle a été réalisé avec des *prior* faiblement informatif tronqués selon les contraintes.

3.4. Discussion

L'exploitation forestière sélective est une pratique de plus en plus répandue dans la gestion des forêts tropicales. Cependant, il est regroupé sous cette appellation différentes composantes techniques qui interagissent pour la production du volume objectif de bois d'œuvre et énergie, mais qui induisent aussi des dégâts.

Dans cette étude, nous avons cherché à identifier la part de chaque composante des pratiques sylvicoles dans la mortalité immédiate. Nous avons étendu ensuite notre analyse à l'estimation de la mortalité à moyen terme en identifiant un lien entre le patron spatial des perturbations et l'exposition à une mortalité accrue des individus.

La mortalité induite par les pistes et trouées est définie par l'intensité d'exploitation et la norme technique utilisée

Nous avons utilisé le simulateur *LoggingLab* pour tester un panel de scénario d'exploitation dans 3 contextes hydro-topographiques différents. Nous montrons que l'augmentation de mortalité immédiate est principalement imputable à l'intensification, mais aussi aux normes techniques employées. La mortalité immédiate simulée dans *LoggingLab* correspond à des blessures mortelles avec l'écrasement (par le passage des engins ou le tronc de l'arbre abattu) et les arbres tombés en chablis suite à l'abattage (chablis secondaire). Le simulateur a été validé par des experts du volet aménagement à l'ONF sur la vraisemblance des différentes étapes modélisées (désignation, réseau de piste et abattage) et il produit des niveaux de dégâts similaires à ceux disponibles dans la littérature [voir la section validation du simulateur dans Badouard *et al.* (2024)]. Plusieurs biais doivent être néanmoins pris en compte. L'optimisation du réseau de piste repose sur une information complète de la localisation précise des arbres avec leur DBH et essence. Cette situation n'est pas réaliste, car la location des individus d'essence non commerciale n'est pas relevée par exemple (Fuhr *et al.* 2001). Sachant ces biais, l'estimation des dégâts est sous-estimée vis-à-vis des mesures empiriques.

Nous avons fait l'hypothèse que la relation entre l'intensité d'exploitation et le niveau de dégâts induits présente une forme de type équation de Hill. Cette forme est une généralisation de la forme de Michaelis-Menten qui permet de conserver l'interprétation d'un processus convergeant vers une limite asymptotique, mais en ajustant la vitesse d'inflexion de la réponse. Notre approche suppose que les effets de la mécanisation et de la récolte de bois énergie se traduisent par un pourcentage de dégâts additionnels pour une même intensité d'exploitation. En utilisant des engins ayant un rayon de récolte plus faible, la mécanisation induit une hausse de la densité de piste qui se traduit par une mortalité accrue. De même, l'exploitation du bois énergie implique un abattage d'arbre supplémentaire de ceux sondés creux. Le résultat de l'analyse est la confirmation de l'augmentation des dégâts de manière importante entre les scénarios d'intensification (passage de 20 à 25m³.ha⁻¹). Cette hausse est

d'autant plus importante que le réseau de piste est étendu. Ce résultat est cohérent avec ceux précédemment obtenus en Guyane (Piponiot *et al.* 2018), et pour les autres dispositifs expérimentaux testant les normes d'exploitation faible impacts (Medjibe *et al.* 2011).

Le passage de la norme EFI 2 à EFI 3 ne constitue pas une amélioration en matière de diminution des dégâts comme montré dans nos résultats. Cette modification a eu comme but d'améliorer la rentabilité par m³. La rentabilité de l'EFI est une question récurrente dans la littérature avec une importante variabilité de résultats [voir revue de Medjibe & Putz (2012)]. Dans le cas guyanais, le coût moyen de mobilisation des bois est estimé à 70 €.m³ avec usage du grappin et 75 €.m³ avec usage exclusif du câble [en 2021 hors achat ONF et roulage (Données non publiées Yeboua 2022; Madoui, Raynaud 2020)]. Ce coût représente une part importante du prix des grumes en Guyane [environ 50 à 55 % du prix estimé à 125 et 140 €.m³ en 2021 - (Données non publiées - Fournier *et al.* 2021)].

Il convient de replacer ces estimations vis-à-vis des normes d'exploitation généralement utilisées en contexte tropical. Le rapport dégât : intensité proche 1,5 (15 MgC.ha⁻¹ de dégâts pour une intensité d'exploitation 10 m³.ha⁻¹) est très faible comparativement aux autres méthodes d'exploitation. L'exploitation conventionnelle présente des rapports de dégâts : intensité supérieure à 5 [170 MgC.ha⁻¹ de dégâts pour 32,5 m³.ha⁻¹ exploités - (Blanc *et al.* 2009; Rutishauser *et al.* 2010)]. Or, les dégâts induits par les infrastructures et les trouées d'abattage ont un effet à moyen terme sur la mortalité d'après les données des chantiers de Manaré I et II.

L'estimation de la mortalité à moyen terme qui souligne l'impact des pistes et des trouées d'abattage

Nous avons montré d'une part que la mortalité post-exploitation à 5 ans est significative malgré l'application de normes EFI, et d'autre part que l'effet de mortalité additionnelle reste significatif jusqu'à plus de 10 m.

Le taux de mortalité intrinsèque est de l'ordre de 1 à 2 %, ce qui est en accord avec les observations en forêt guyanaise (Gourlet-Fleury, Guehl, *et al.* 2004, 282). La surmortalité observée est de l'ordre de +2,20 %.an⁻¹ en moyenne à la lisière de la perturbation et augmente fortement dans les trouées d'abattage. Ce doublement de la mortalité est du même ordre de grandeur que ceux présents dans la littérature (Shenkin *et al.* 2015).

La mortalité n'est qu'une composante de la réponse de l'écosystème forestier à la perturbation. L'ouverture de trouée par l'abattage ou les pistes forestières modifient la croissance des arbres en place et stimule la régénération forestière. Oldemann & Dijk (1991) ont classé les espèces d'arbre de Guyane en selon leur besoin en lumière pour chaque stage ontogénique [plantule, juvénile et mature - (R. A. A. Oldeman 1990, 432)]. Ils confirment l'existence de stratégies indépendantes du stade ontogénique (tolérante à l'ombre et

héliophiles strictes), mais aussi ils montrent l'existence de stratégies mixtes qui nécessitent un accès à la lumière pour certains stades ontogéniques (notamment juvénile). Sachant l'existence de ces stratégies mixtes, la hausse de mortalité dans la trouée peut interroger puisqu'un compromis entre bénéfice d'accès à la lumière et blessures est attendu (DeArmond *et al.* 2023; DeArmond, Ferraz, et Higuchi 2021; DeArmond *et al.* 2019). Ce compromis ne s'équilibre pas de la même façon entre les arbres juvéniles et ceux matures⁴¹ (Shenkin *et al.* 2015). Nous suggérons l'effet négatif du DBH sur la mortalité est un proxy de cette balance hausse vigueur par un accès à la lumière et la perte de vigueur induite par les blessures et pathogènes. Nous n'identifions pas de diminution de la mortalité sous le seuil de la mortalité intrinsèque, signe d'une hausse de vigueur.

En termes de distribution spatiale, nous observons que la mortalité additionnelle induite par l'exploitation s'étend jusqu'à 10-15 m de distance pour le seuil + 1 % de mortalité additionnelle (voir panel A de la Figure 3-4). Cette enveloppe d'impact autour de la perturbation a un effet multiplicatif avec l'extension du réseau de pistes forestières. Pour illustrer cette observation, nous avons prédit la mortalité à 5 ans pour une simulation d'exploitation sur la parcelle 16 de Paracou (voir panel B de la Figure 3-4). Nous constatons que la zone impactée par l'exploitation couvre une part importante des zones exploitables malgré un réseau de piste limité. Cette observation est appuyée par les travaux du CTFT qui ont montré sur le dispositif de Paracou que l'extension du réseau de piste et de la surface de dégât sont liés au nombre d'arbres collecté (Centre Technique Forestier Tropical 1989). Ces travaux ont été notamment corroborés par les travaux de Derroire *et al.* (2021).

Une des limites de ce travail porte sur le choix de ne pas prendre en compte explicitement le type de blessure subit par les individus. Or, il a été montré que, durant le débardage, le passage des engins et de la manipulation des grumes peuvent blesser le peuplement résiduel et tasser partiellement le sol au niveau de la piste (DeArmond, Ferraz, et Higuchi 2021). De même, dans le cas des trouées d'abattage, la chute de l'arbre a pu détruire une partie du houppier des arbres à proximité (Arellano *et al.* 2019). Or, les blessures et le tassement de sol peuvent engendrer un dépérissement et sont la cause de la mortalité additionnelle (Werf *et al.* 2019). L'ensemble de ces processus sont pris en compte de manière implicite dans le modèle via la distance et le type de perturbation. L'effet distance intègre le risque de blessure et sa

⁴¹ On définit généralement un arbre juvénile comme étant un arbre qui se trouve dans les premières étapes de sa croissance, caractérisé par sa petite taille, sa structure encore en développement et son absence ou faible capacité à produire des graines. En revanche, un arbre mature est un arbre qui a atteint sa pleine maturité et qui présente une taille, une structure et une physiologie stables. Les arbres matures ont généralement une hauteur et un diamètre accrus, une ramification développée et une capacité de reproduction maximale, avec une production régulière de graines ou de fruits (R. A. A. Oldeman 1990)c.

gravité, mais pas son accumulation, ce qui exclut les interactions entre plusieurs sources de dégâts.

Enfin, l'étude des impacts à long terme sur la composition et la structure constituerait un apport substantiel pour l'estimation des impacts en condition polycyclique. De telles études existent au Brésil (Mazzei *et al.* 2010; Sist et Ferreira 2007; Sist *et al.* 2015a). Par simulation, Mazzei de Freitas (2010) montre que des coupes répétées durant 120 ans et en suivant un cycle de 30 ans et une intensité d'exploitation égale ou inférieure à $30 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ comme préconisée par la législation brésilienne, la forêt ne récupère plus sa surface terrière initiale (-18 %). La structure diamétrique et verticale sont durablement altérées et des taxons pionniers (*Tapirira*, *Vismia* et *Palicourea*) progressent alors que les essences commerciales régressent en volumes et densité de tige. L'auteur suggère que, sous un régime de 6 tiges. ha^{-1} ($34 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), seul un cycle de 100 ans permettrait la récupération du stock prélevé ainsi que la conservation de la structure de la forêt et de sa composition floristique. De même, il souligne que l'adoption d'un scénario d'exploitation durable de 3 à 4 tiges. $\text{ha}^{-1} \cdot \text{rotation}^{-1}$ est donc conditionnée à l'acceptation qu'une forêt de production possède une structure différente d'une forêt naturelle, ce qui est contraire à la définition de la durabilité écologique en Guyane.

En somme, notre étude met en lumière l'importance cruciale de prendre en compte la mortalité immédiate et à moyen terme induite par l'exploitation forestière de type EFI. Alors que de nombreuses recherches se sont concentrées sur les impacts immédiats de cette activité, notre travail révèle que les conséquences à moyen terme des dommages sur le peuplement résiduel peuvent compromettre la durabilité de la gestion des forêts tropicales.

L'adoption de mesures visant à minimiser les impacts à moyen terme de l'exploitation EFI est essentielle pour préserver le fonctionnement des écosystèmes forestiers tropicaux, la biodiversité qu'ils abritent et leur capacité à stocker du carbone. La connaissance de la réponse de l'écosystème forestier à la perturbation sur les processus démographiques ouvre la possibilité de pratiquer une sylviculture plus durable en adaptant la pratique de gestion afin de garantir le renouvellement de la fourniture en bois (Schütz et Oldeman 1996).

3.5. Apport à la gestion guyanaise

L'ensemble de ces travaux mettent en lumière la singularité de l'exploitation forestière pratiquée en Guyane. Le cadre technique appliqué est issu de la transposition d'un corpus de travaux de recherches pour définir une « exploitation exemplaire » (Husson 2021). Les normes techniques EFI 2 et EFI 3 intègrent des mesures d'évitement et de réduction des dégâts comparativement à une exploitation conventionnelle. Le faible prélèvement ($4 \text{ tiges} \cdot \text{ha}^{-1}$), planification des travaux, l'optimisation du réseau de piste ainsi que les prescriptions sur les engins (notamment la pression au sol), permettent de limiter les impacts sur le peuplement et le sol. En ce sens, l'exploitation EFI de Guyane réussissent à diminuer drastiquement le rapport dégâts : intensité d'exploitation (de 5 en conventionnel à 1 à 1,5 en EFI).

Malgré un cadre technique exigeant, les normes EFI peuvent être améliorées tant sur le contrôle de leur application que sur leur efficacité propre. Dans cette étude nous nous sommes intéressés à ce second point à l'aide d'un simulateur. Comme souligné dans la section précédente, le simulateur LoggingLab génère une exploitation optimisée au standard EFI à partir d'un ensemble d'informations plus précises que dans la réalité. Cette méthode d'évaluation « dans l'idéal » ignore l'effet du niveau d'application de la norme de la comparaison. Elle permet de répondre à la question : « toute chose égale part ailleurs, l'EFI 3 est-il plus générateur de dégâts que l'EFI 2 ? ». A ce sujet, nous avons montré que le l'usage de grappin au lieu de câble pour la phase de débusquage est susceptible de générer plus de dégâts dans les 3 contextes hydro-topographiques étudiés.

Nous montrons aussi qu'un passage de l'EFI 3 à l'EFI 2 pourrait permettre l'intensification de 20 à 25 m³.ha⁻¹ sans une hausse significative des dégâts immédiats. Cette substitution pourrait être d'autant plus avantageuse que la mortalité à moyen terme est sensible aux impacts liés au réseau de piste. Cependant, la question de la rentabilité de cette substitution se pose en termes de rendement économique. L'intensification compense-t-elle l'usage d'un engin a priori moins productif en termes de rendement horaire ? Cette question constitue une perspective de ce travail sous la forme d'une comparaison des normes EFI en fonction des bénéfices économiques et de la mortalité à moyen et long terme.

Chapitre 4 : Identification des déterminants de la fonction de production écologique jointe d'exploitation forestière des communautés d'arbre de Guyane

Après avoir étudié les critères de durabilité et la structure de la ressource en bois à l'échelle régionale, et après avoir estimé les dégâts induits à court et moyen terme par l'exploitation à l'échelle de la parcelle, nous abordons dans ce chapitre la question de l'identification des déterminants de la production de biens et services écosystémiques forestiers.

Dans ce chapitre, nous cherchons à identifier l'ensemble de pratiques garantissant la durabilité écologique au sens guyanais, c'est-à-dire permettant un retour à l'état pré-exploitation à l'issue du temps de rotation. La question de recherche de ce chapitre est la suivante :

(QR4) Quels sont les déterminants de la fonction de production écologique en services écosystémique associée aux communautés d'arbres de Guyane ?

J'ai réalisé un couplage de modèles afin d'estimer les réponses des écosystèmes guyanais avant et après exploitation forestière. À cet effet, une section de rappels conceptuels sur la dynamique forestière et sa modélisation est proposée au lecteur. Cette partie introductive souligne la balance entre les apports et les limites des différentes approches de simulation en les replaçant dans le cadre de la présente étude. Le couplage de modèle que j'ai réalisé inclus, dans un package R d'expérimentation numérique que j'ai développé, le simulateur forestier individu-centré TROLL et le simulateur d'exploitation LoggingLab. Ces deux simulateurs partagent une même échelle spatiale (un inventaire spatialisé à l'échelle de la parcelle) ce qui permet leur couplage en réutilisant les résultats d'un modèle comme entrée pour le suivant. En simulant 5000 simulations de manière optimisée, j'ai réalisé une analyse de sensibilité autour d'un point de calibration en Guyane. Cette analyse m'a permis d'identifier les processus majeurs pour la fourniture de biens et services écosystémiques. En me limitant aux paramètres identifiés comme influant sur les mesures de résiliences des écosystèmes, j'ai construit des modèles paramétriques de la réponse à l'exploitation.

Les principaux résultats sont que les processus concourant à la production de bois et au stockage de carbone dans la biomasse épigée sont distincts de ceux liés à la diversité en condition pré-exploitation. Concernant la réponse post-exploitation, je montre que, dans le cas d'une application stricte des normes EFI, la résilience de l'écosystème est un processus lent incompatible avec les conditions de gestion actuelle. Ce dernier résultat ouvre la discussion générale sur la pertinence de la forme actuelle de la durabilité écologique.

Encadré 10 : Succession forestière, cycle sylvigénétique et implication dans les modèles

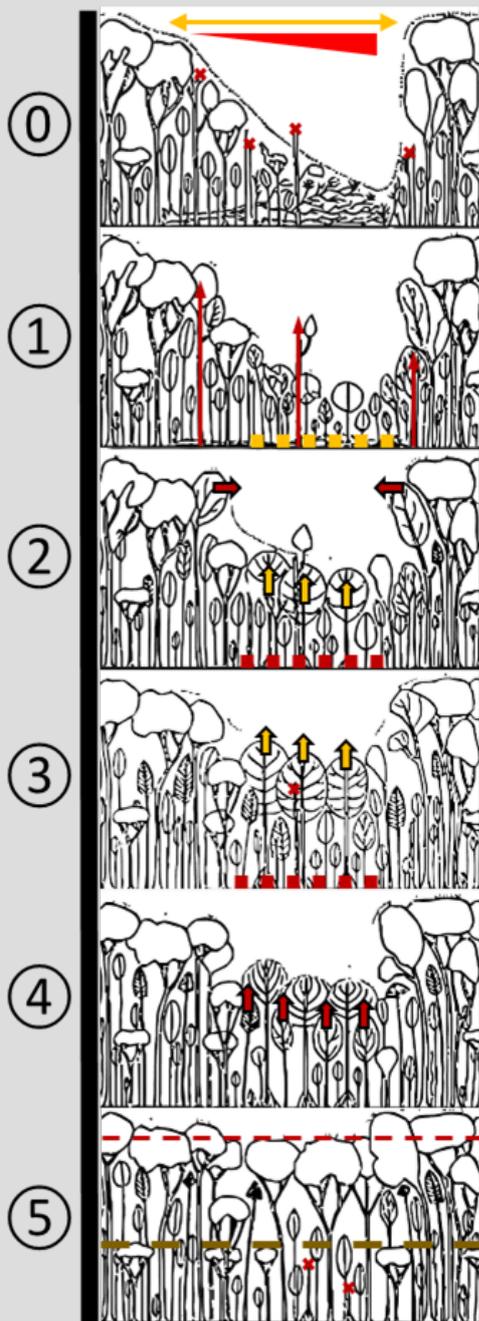


Figure 4-1 : Étapes du cycle sylvigénétique du chablis à la cicatrisation de la canopée.

① : Chute d'un arbre ayant généré une ouverture dans la canopée (en jaune) et des dégâts (gradient rouge). ① : colonisation par des essences pionnières (tiret orange) et résilience des arbres blessés (flèches rouges). ② : Croissance en hauteur des essences pionnières (flèche orange), fermeture latérale de la trouée (flèche rouge), installation des essences longévives (tirés rouges). ③ : fermeture de la canopée par les pionnières et mortalité par surcimage. ④ : exclusion des essences pionnières par les essences longévives. ⑤ : ré-étalement du couvert en un bloc de canopée (tirets rouges) et un bloc de sous-bois (tirets marron). Les croix rouges symbolisent les événements de mortalité.

Adapté de (Oldeman, 1974).

La succession forestière et le cycle sylvigénétique se réfèrent tous deux à des processus dynamiques observés dans les écosystèmes forestiers, mais ils diffèrent par leur amplitude temporelle et leur impact sur la composition.

Succession forestière : La succession forestière fait référence au processus ordonné et prévisible à long terme (plusieurs centaines d'années) par lequel une série de communautés végétales se succède dans un écosystème donné jusqu'à atteindre une communauté stable appelée « climax » (Reichle, West, et Shugart 1981). Cette stabilité peut être perturbée par des événements tels que les incendies, les tempêtes ou les activités humaines, entraînant le début d'un nouveau cycle successoral.

Il existe principalement deux types de succession : primaire (sur des terrains n'ayant jamais été colonisés auparavant) et secondaire (après une perturbation d'un écosystème précédemment établi).

La succession est généralement caractérisée par des étapes caractérisées par certaines espèces dominantes qui sont remplacées par d'autres au fur et à mesure que l'écosystème évolue.

L'emprise spatiale considérée est généralement de plusieurs hectares.

Cycle sylvigénétique : Le cycle sylvigénétique se concentre spécifiquement sur la dynamique des forêts (définie comme étant de l'ordre de plusieurs dizaines d'années) et décrit les différentes étapes de la vie d'une forêt, de la naissance à la maturité, en passant par diverses perturbations et régénérations (R. A. Oldeman 1974).

Il met l'accent sur les perturbations internes de la forêt, comme le chablis (chute naturelle d'un arbre mature qui crée une ouverture dans la canopée), et comment ces perturbations influencent la structure et la composition de la forêt (voir Figure 4-1). Le cycle sylvigénétique peut être vu comme une série de courtes successions, mais il est généralement à une échelle spatio-temporelle plus fine que la succession forestière et se concentre sur les interactions et les dynamiques internes de la forêt.

Implications dans les modèles : La succession forestière opère sur de longues échelles temporelles et spatiales, impliquant des facteurs externes comme le changement climatique, alors que le cycle sylvigénétique se concentre sur des dynamiques à court terme à l'échelle de la parcelle, mettant l'accent sur les interactions individuelles. Dans les modèles, cela signifie que la modélisation de la succession peut nécessiter une perspective plus large et déterministe, tandis que le cycle sylvigénétique peut nécessiter une résolution fine et une approche plus stochastique, reflétant les interactions à petite échelle (Jérôme Chave 1999).

4.1. La modélisation de la dynamique forestière

4.1.1. Une diversité de modèles pour une diversité de processus cibles

Deux approches principales ont émergé pour modéliser la dynamique forestière (Bonan 2019a) : les modèles biogéochimiques traditionnels ou les modèles globaux de dynamique de végétation (DGVM), fondés sur les flux de matières et les relations trophiques ; et les modèles de dynamique de population, fondés sur les interactions entre les différents objets d'études.

L'approche biogéochimique traditionnelle se concentre sur les flux de carbone, d'azote et d'autres matériaux à travers les différents compartiments d'un écosystème. Ces modèles, également appelés modèles de compartiments, ont été à l'avant-garde de la modélisation des écosystèmes depuis les années 1960. Ils utilisent des équations différentielles pour décrire les flux de matières entre les compartiments et ont permis d'obtenir des informations précieuses sur les cycles biogéochimiques.

Cependant, ces modèles ont été critiqués pour leur représentation simplifiée des écosystèmes, ce qui a suscité le développement d'approches à plus fine échelle. Les modèles de population s'inscrivent dans cette visée en cherchant à comprendre les déterminants des processus démographiques comme la croissance, la compétition, la mortalité et la régénération des arbres au sein de la forêt. Parmi les mécanismes mis en lumière, ceux de la succession forestière et du cycle sylvigénétique ont une importance cruciale en forêt tropicale (voir Encadré 10). Ils reposent sur l'alternance entre stratification et déstructuration verticale de la ressource lumineuse au cours du temps pour expliquer en partie le maintien d'un haut niveau de diversité d'espèces (Guitet *et al.* 2018; Molino et Sabatier 2001). Les modèles de population rassemblent deux principaux types de modèles distincts par la méthode de prise en compte des interactions : soit *top-down*, soit *bottom-up* (Bo Zhang et DeAngelis 2020).

Les modèles de peuplement forestier utilisant des équations différentielles (Pretzsch 2009), ou des matrices taille-structure (J. Liang et Picard 2013), prescrivent *a priori* le type d'interaction. On parle alors de prise en compte « top-down ». La prise en compte des interactions par une approche de type « top-down » reste difficile pour les forêts tropicales. Pour le cas de la Guyane, nous pouvons citer le modèle matriciel de Favrichon (1995) ou plus récemment le modèle par système d'équations différentielles de Ainseba *et al.* (2022). Pourtant, même dans les modèles récents, l'intégration jointe d'effet de la compétition pour les ressources ou des perturbations induites par la récolte reste éloignée de la gestion effective.

D'autres modèles se fondent sur le fonctionnement des arbres permettant l'émergence d'interactions généralement par l'intermédiaire de l'environnement. On parle alors d'une forme « bottom-up ». On y distingue deux sous-catégories par la méthode de représentation de l'environnement : les modèles de trouées et les modèles spatialement explicites.

Les modèles de trouées simulent la dynamique des arbres dans des petites zones, appelées *patches*, dont la taille correspond généralement à la taille d'une ouverture dans la canopée (environ 10 m de diamètre), sans spatialiser explicitement les individus à l'intérieur (Bugmann et Seidl 2022). Ils permettent de représenter la structure en taille et la composition de la communauté en prenant en compte les processus démographiques, tels que l'établissement de nouveaux arbres, la compétition pour la lumière et les ressources, ainsi que la mortalité. Ces modèles ont mis en lumière comment les propriétés de l'écosystème, tel que le stockage de carbone, résultent des interactions complexes entre les arbres individuels et ont pu être extrapolées à large échelle. En forêt tropicale, le modèle FORMIND a par exemple été utilisé à cet effet (R. Fischer *et al.* 2016; Rödig *et al.* 2017; 2018; 2019).

Néanmoins, l'absence de spatialisation au sein d'une trouée a ses limites. Premièrement, ces modèles opèrent sous l'hypothèse d'homogénéité des conditions environnementales au sein de chaque trouée. Cette simplification peut amener à ignorer des facteurs microclimatiques et pédologiques qui varient à des échelles plus fines et qui peuvent influencer la coexistence des espèces (Marselis *et al.* 2019). Par ailleurs, les modèles de trouées sont souvent conçus pour que les patches fonctionnent indépendamment les uns des autres, sans prendre en compte les interactions potentielles entre les trouées, tels que les chablis (primaires et secondaires) ou encore la dispersion des semences des arbres en place. Or une part importante des espèces tropicales présentent un caractère agrégatif dans leur recrutement qui est souvent ignoré malgré son importance pour l'exploitation forestière (Guitet, Brunaux, et Traissac 2014a).

Les modèles spatialement explicites ont été développés et offrent une représentation plus nuancée, car plus fine de la structure spatiale en localisant explicitement les individus (Bo Zhang et DeAngelis 2020). Initialement limités par le coût en ressource de calcul, ils constituent maintenant des outils efficaces pour la modélisation du cycle sylvigénétique des forêts tropicales. En effet, chaque arbre est spatialisé, ce qui permet par exemple de modéliser l'interception de la lumière par les couronnes d'arbres individuelles (Maréchaux *et al.* 2021). Leurs principales limites sont : (1) le nombre conséquent de paramètres ce qui complexifie leur calibration à partir des mesures empiriques ; (2) la ressource matérielle (en vitesse et mémoire) notamment dans le cas de simulations.

Une limite générale pour l'ensemble des modèles, et a fortiori ceux ayant beaucoup de paramètres, est la nécessité d'une vigilance accrue dans les phases de validation sachant que la calibration est souvent réalisée à une échelle très inférieure à celle d'extrapolation [ex. : réseau de parcelles d'inventaire pour une estimation à l'échelle du bassin amazonien - (Rödig *et al.* 2019)].

Les modèles précédemment exposés reposent sur des choix méthodologiques accordant des poids différents entre réalisme⁴², généralité⁴³ et précision⁴⁴ au sens de Orzack et Sober (1993). Ces modèles peuvent être replacés de manière qualitative dans la taxonomie des approches de modélisation de Levins (1966) pour illustrer ces compromis (voir Figure 4-2). Dans sa formulation d'origine, Levins mettait en avant que la rareté des données et des ressources de calcul rend impossible l'estimation d'un modèle généraliste, précis et réaliste. Cette justification est maintenant plus discutable sur la question des capacités de calcul, mais toujours valable pour la disponibilité en données (Maréchaux *et al.* 2021). Au-delà des aspects historiques, les différentes méthodes de modélisation forestière ont été développées pour répondre à des questions de recherches distinctes. Ces divergences de problématiques induisent des compromis différents, symbolisés par les zones hachurées (Turner et Gardner 2015). D'autre part, les choix de prescription des propriétés du modèle influencent particulièrement le type de formalisme. Comme le souligne Perry (2009), la position le long de l'axe de réalisme distingue les approches prescriptives (Top-down – en bas dans la Figure 4-2) des approches émergentes⁴⁵ (Bottom-up - en haut dans la Figure 4-2). Finalement, les modèles de dynamique forestière rassemblent un panel d'approches recoupant l'ensemble des compromis de modélisation, ce qui traduit un fort dynamisme dans le champ de recherche et des applications variées.

Le choix du modèle est conditionné par la question de recherche et les contraintes sur le type d'information souhaitée, l'échelle de l'objet d'étude et la disponibilité des données.

Nous allons préciser les choix de modélisation possibles pour étudier la production de service écosystémique dont la diversité d'arbre en lien avec dynamique forestière à l'échelle d'étude qui est la parcelle ($\sim 10^{4-5}$ m² d'étendue spatiale).

⁴² « Si un modèle s'applique à plus de systèmes réels dans le monde qu'un autre, il est dit plus générique » (Orzack et Sober 1993, 534).

⁴³ « Si un modèle prend plus de variables indépendantes connues pour avoir un effet qu'un autre, il est dit plus réaliste » (Orzack et Sober 1993, 534).

⁴⁴ « Si un modèle génère des prédictions plus précises qu'un autre, alors il est dit plus précis » (Orzack et Sober 1993, 534).

⁴⁵ Comportements ou des caractéristiques qui ne sont pas explicitement programmés par les concepteurs. L'émergence se produit lorsque des propriétés ou des comportements collectifs émergent à partir des interactions et de la coordination des parties constitutives du système (Pfeifer et Iida 2004, 9).

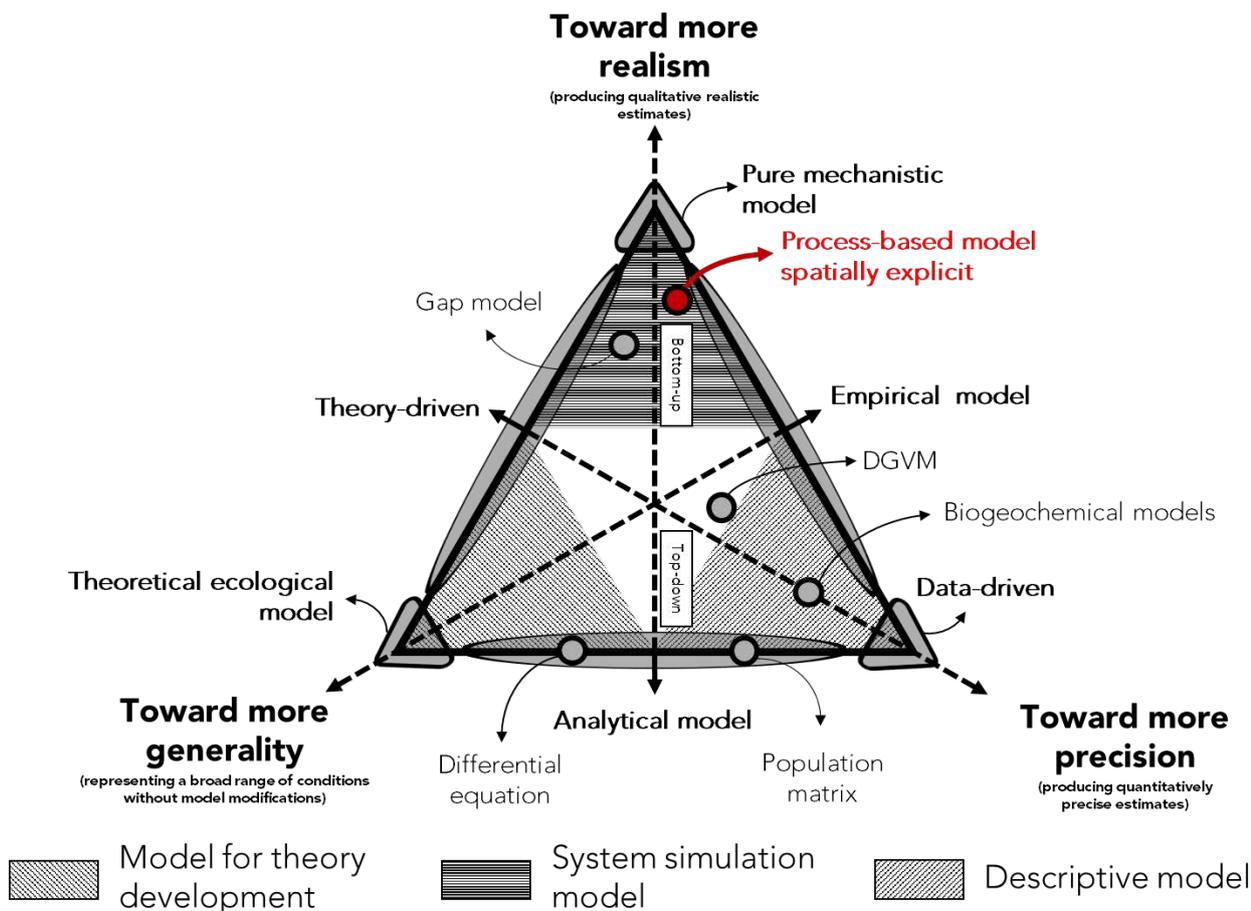


Figure 4-2 : Représentation des modèles de dynamique forestière dans le triangle des compromis de modalisation de Levins (1966)

Le triangle de Levins postule que les approches modélisation, notamment biologie, doivent réaliser un compromis entre les propriétés de généralité, de réalisme et précision. J’ai replacé dans ce schéma, sur la base des objectifs et propriétés décrites par Bonan (2019a) et des définitions de Orzack et Sober (1993), les différents modèles. On peut constater la présence de zones hachurées qui précisent le type général de modèle en fonction du compromis [tiré de (Turner, Gardner 2015)]. L’axe vertical lié au niveau de réalisme du modèle est corrélé au type de spécification des interactions [*Top-down* pour une spécification explicite et *Bottom-up* pour une spécification implicite, adapté de (Perry 2009)]. Enfin, on peut différencier les classes générales de modèles sous forme d’ellipse et triangles gris des types spécifiques de modèle de la dynamique forestière sous forme de cercle gris. En rouge, on distingue la classe du modèle utilisé dans ce chapitre TROLL qui est un simulateur forestier individu-centré et spatialement explicite, fondé sur des processus écophysio-logiques.

Inspiré de (Mathieu 2023; Turner, Gardner 2015; Perry 2009; Guisan, Zimmermann 2000).

4.1.2. Les effets de la diversité sur la dynamique forestière et sa modélisation

La diversité en tant que notion intégrant la richesse et l’équitabilité est un objet d’étude majeur en écologie (voir 2.1). Sur les plans taxonomique, fonctionnel ou encore phylogénétique, les travaux de recherche sur les effets de diversité sur le fonctionnement des écosystèmes sont nombreux [voir méta-analyse de Hong *et al.* (2022)]. On distingue plusieurs relations possibles entre diversité et fonctionnement de l’écosystème qui questionnent l’importance relative des espèces. Dans certaines situations, des espèces jouent le rôle de clés de voûte et leur disparition impacte fortement l’écosystème auquel elle appartient, tandis que dans d’autres situations de redondance, les espèces sont substituables dans le

fonctionnement de l'écosystème et leur disparition n'aura que peu d'impact sur l'écosystème. (Loreau 2010).

Deux mécanismes sont proposés pour expliquer la relation diversité-fonctionnement : l'effet de complémentarité et l'effet de sélection (Loreau 2010). L'effet de complémentarité considère que les processus locaux augmentent la performance des communautés au-delà de ce qui serait attendu de la somme des performances des espèces individuelles. À l'opposé, l'effet de sélection suppose qu'une ou quelques espèces dominantes sont responsables de la performance de l'écosystème. Dans le cas spécifique des forêts tropicales, Schmitt *et al.* (2019) montrent par simulation que les forêts plus diverses sur le plan fonctionnel présentent une meilleure résilience. Cette résilience s'explique par un effet de complémentarité important subséquent à une perturbation, puis par un effet de sélection dans la phase de retour à l'équilibre.

La diversité est un élément essentiel à prendre en compte dans l'étude des dynamiques pré et post-exploitation des forêts riches en espèces (Xu *et al.* 2022). Deux approches de modélisation permettent de tenir compte des effets de la diversité sur la dynamique et réciproquement.

La première correspond à la simplification de la diversité en regroupant les végétaux en différents types fonctionnels de plantes - PFT⁴⁶ [*Plant Functional Types* - (Köhler et Huth 1998)]. La principale caractéristique retenue pour les arbres tropicaux est leurs comportements contrastés vis-à-vis des besoins en lumières (Bonan 2019b), et plus récemment des besoins hydriques (Wright *et al.* 2021). On distingue des espèces pionnières, de type héliophile des espèces longévives qui sont tolérantes à l'ombre (Favrichon 1994). La limite de ce type d'approche vient de la difficulté de créer des PFT en discrétisant les réponses démographiques et fonctionnelles d'un grand nombre d'espèces (Cranko Page *et al.* 2024; Maréchaux *et al.* 2021).

La seconde approche utilise l'identité taxonomique, et/ou les traits fonctionnels des espèces pour la simulation de forêts. Elle s'appuie sur une caractérisation précise des paramètres écophysologiques qui permettent de faire émerger les caractéristiques démographiques. La principale limite réside dans la disponibilité des données taxonomiques de traits précises et

⁴⁶ Un type fonctionnel de plante (PFT, pour *Plant Functional Type*) est une catégorie qui regroupe des espèces végétales sur la base de leur réponse aux facteurs environnementaux et de leur rôle dans les processus écologiques (Bonan 2019b). Dans les modèles de végétation globale (DGVM), les PFTs sont souvent définis en termes biogéographiques, incluant des groupes tels que les arbres à feuilles caduques ou persistantes, les herbes, et les arbustes (J. B. Fisher et al. 2014). Dans les modèles de trouées, les PFTs sont également utilisés pour réduire la complexité associée à la diversité des espèces. Ces modèles peuvent utiliser des critères tels que la tolérance à l'ombre ou la stratégie de croissance pour regrouper les espèces (Köhler et Huth 1998). L'utilisation des traits fonctionnels pour définir les PFTs est une voie en développement, offrant une classification plus mécanistique et potentiellement plus pertinente des types de plantes (Verheijen et al. 2015).

dans la paramétrisation des modèles les utilisant (Maréchaux *et al.* 2021). Néanmoins, ce type d'approche se généralise et permet le couplage de modèles écophysiologiques avec des modèles de population (Maréchaux et Chave 2017a; Falster *et al.* 2015; Falster, Duursma, et FitzJohn 2016; Jérôme Chave 1999), et plus rarement avec des modèles de dynamique adaptative de la métacommunautés (Falster *et al.* 2016; 2017).

4.1.3. Adéquation résolution-étendu spatiale :

Zhang et DeAngelis (2020) montrent, dans une revue de la littérature, que les différentes approches de modélisation forestières suivent une relation d'échelle entre la surface à modéliser et la résolution qui provient d'un compromis entre complexité du modèle et coût en ressource (Figure 4-3). Ce faisant, le choix du modèle conceptuel doit être en adéquation avec l'échelle spatio-temporelle du processus étudié.

Cependant, une approche alternative a été proposée (représentée dans la Figure 4-3 par le cadre en tirets noirs) pour déroger à cette relation : utiliser des modèles à haute résolution pour étudier la diversité des comportements typiques des trajectoires forestières de la zone d'étude et réaliser une projection à large échelle en utilisant des données spatiales de support pour l'*upscaling* (e.g. changement d'échelle vers une étendue plus grande qu'initialement).

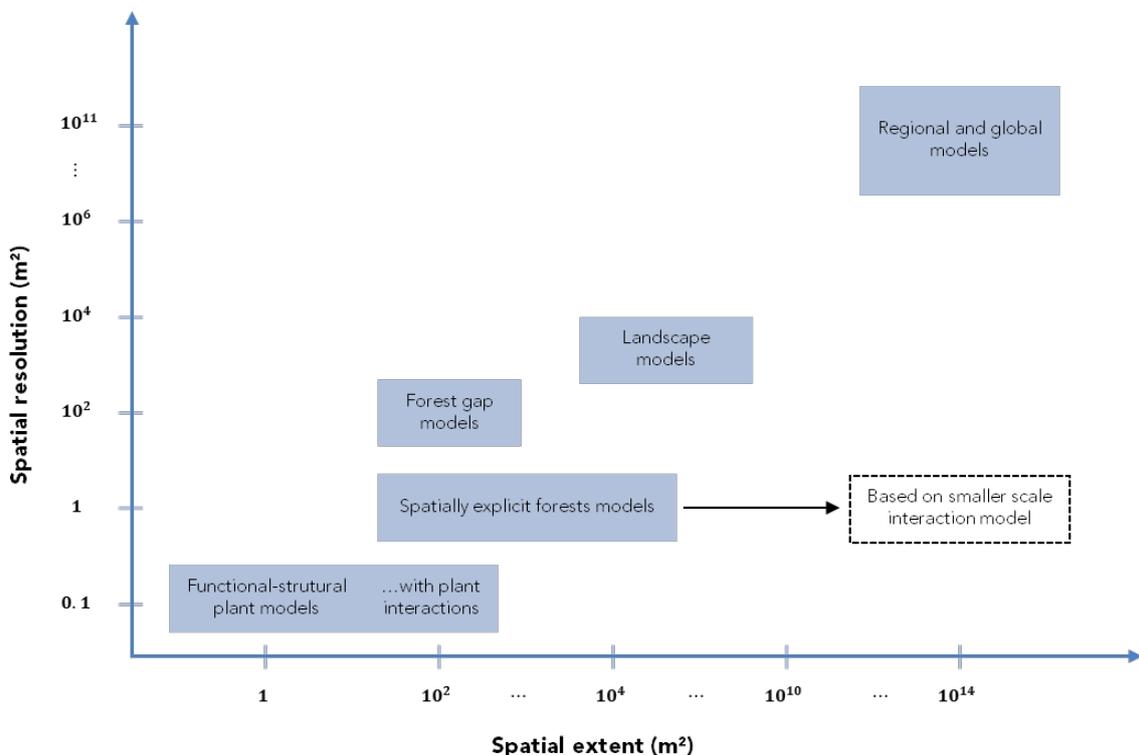


Figure 4-3 : Type de simulateur forestier sachant l'étendue et la résolution des simulations.

Les catégories sont : (1) Modèles structure-fonction (FSPM) ; (2) FSPMs intégrant les interactions entre plantes ; (3) Modèles de trouées ; (4) Modèles forestiers explicitement spatiaux ; (5) Modèles de paysage associant des modèles de trouées ; (6) Modèles régionaux de type DGVM.

Tiré de (Zhang, DeAngelis 2020)

Hiltner *et al.* (2022) mobilisent cette approche à l'aide du modèle FORMIND et de données de télédétection (Leaf Area Index MODIS⁴⁷, hauteur de canopée moyenne) pour estimer la perte de biomasse induite par la mortalité à l'échelle de la Guyane entière.

4.1.4. Le choix d'un modèle

Après avoir passé en revue les différents types de modèles, les possibilités de prise en compte de la diversité et le compromis entre étendu-résolution, nous pouvons définir les contraintes pour le choix du modèle de dynamique forestière.

Nous nous appuyons sur l'objet de notre étude qu'est la dynamique forestière à l'échelle d'une parcelle. Notre but est l'étude de la production jointe de services écosystémiques afin d'en estimer la conformité avec les critères de gestion durable de Guyane française.

Des critères de gestion durable minimisant l'impact sur la dynamique et la diversité forestière

D'abord, nous devons préciser ces critères de gestion durable. Dans le chapitre 1, nous avons identifié plusieurs conditions nécessaires de durabilités écologiques à l'échelle locale définie dans le cadre de gouvernance de la filière forêt-bois de Guyane. Ces critères portent notamment sur :

- (C1) la reconstitution de la ressource en bois (d'œuvre) à l'issue du temps de rotation⁴⁸ ;
- (C2) la préservation de la biodiversité sous la forme d'un haut niveau de richesse spécifique ;
- (C3) la préservation des fonctions et usages de la forêt (font le stock global de carbone).

À ces critères s'ajoutent les enjeux de préservation de la qualité des sols lors de l'exploitation forestière qui correspondent, dans le cas de poids de véhicules non significativement différents, à un objectif de minimisation du réseau de piste forestière.

L'évaluation de la durabilité à l'échelle locale implique l'estimation de manière jointe de ces conditions à l'aide de critères. Dans le chapitre 2, nous avons approximé ces conditions à l'aide de mesures pour chaque actif écosystémique :

Le **critère n°1** (reconstitution de la ressource bois) correspond à une estimation du niveau de reconstitution du stock de bois commercial à l'issue de la rotation. La disponibilité en bois commercial à long terme est reconnue comme un indice clé de la durabilité or, dans le cas

⁴⁷ Le LAI (indice de surface foliaire) est une quantification de la densité et de la distribution des feuilles dans la canopée forestière. Plus précisément, il représente la superficie de feuillage vert par unité de surface terrestre. Le satellite MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) utilise des données radiométriques multispectrales pour estimer le LAI en mesurant la réflectance des rayonnements solaires par la végétation. Cette mesure est une mesure de référence malgré des biais identifiés en zone tropicale (Qu *et al.* 2018; Zhao *et al.* 2020).

⁴⁸ Temps entre deux récoltes de bois. En Guyane, ce temps est actuellement fixé à 65 ans (Charte EFI 2017).

d'une exploitation polycyclique, cette condition implique la reconstitution du stock à l'issue du temps de rotation. Cependant, dans la définition de ce critère pour la sylviculture guyanaise, le gestionnaire fait le choix précautionneux de minimiser l'écart entre la dynamique pré et post-exploitation. Le contexte actuel étant une exploitation monocyclique, cet **écart** est donc mesuré **entre les états pré et post-exploitation**. Cette estimation partage comme visée celle du **critère n°3** (maintien du stock de carbone).

Nous faisons le choix d'adopter la stratégie proposée par Schmitt (2017) et Fisher (2019, 114-55) pour évaluer les critères C1 et C2. Cette approche propose de mesurer **l'écart entre l'état après un temps de résilience et celui de l'état de référence (pré-exploitation) via une métrique multidimensionnelle** [*structural disturbance index* – SDI]. Cette métrique correspond à la norme entre l'état pré et post-exploitation dans l'espace engendré par les mesures de biomasse épigée (AGB) des arbres de plus de 10 cm de DBH, de la densité de tige de plus de 10 ou 30 cm de DBH (ABU10/30) et de la production primaire brute (GPP).

Le **critère n°2** (maintien de la diversité) est différent des deux autres, car il implique une estimation de la richesse spécifique en précisant que le maintien de la composition est « illusoire ». Nous interprétons cette assertion comme une volonté du gestionnaire de garantir un haut niveau de diversité estimable par le nombre d'espèces équivalentes.

Nous faisons le choix d'une métrique synthétique sous la forme de **nombres de Hill d'ordre 1** afin d'obtenir une mesure robuste au biais d'échantillonnage sur les espèces rare.

L'évaluation de ces métriques nécessite d'estimer les réponses de l'écosystème pour l'ensemble des modalités de gestion effective en Guyane et pour les différentes conditions abiotiques et biotiques en Guyane française.

Des sources de données limitées pour décrire les conditions pré- et post-exploitation

La principale contrainte est liée à la disponibilité en données pour évaluer d'une part la dynamique forestière selon la variabilité environnementale et d'autre part la réponse de l'écosystème en lien avec les pratiques de gestion et d'exploitation.

Ce problème a fait l'objet de plusieurs travaux de recherche en Guyane qui ont supposé que soit la résilience des essences commerciales étaient proportionnelles à la résilience globale du stockage de carbone estimable à large échelle [approche par équations différentielles – cf. Piponiot *et al.* (2018)], soit la résilience de chaque essence ou groupe d'essences est identique pour l'ensemble des habitats [approche matricielle – cf. Favrichon (1995)]. Ces deux approches fournissent une estimation de la résilience du stock de bois commercial, mais elles nécessitent des données avec une grande profondeur temporelle. Or les données d'inventaire de long terme sont limitées en Guyane. Le réseau de parcelles permanentes GuyaFor couvre seulement la partie Nord de la diversité des habitats forestiers de Guyane (7 parmi les 13

habitats régionaux), au sens de Guitet *et al.* (2015a). Cette situation s'explique par des contraintes logistiques principalement.

De même, les données d'inventaires suite aux modalités d'exploitation actuelles [EFI version 2] ne sont disponibles que sur les parcelles de Manaré I & II. Ces données, utilisées dans le Chapitre 3, ont une représentativité et une profondeur temporelle limitée (5 et 10 ans après exploitation).

Cette situation n'est pas propre à la Guyane, car l'accessibilité depuis les centres de recherche historiques structure fortement la répartition des zones d'études pour le bassin amazonien (Carvalho *et al.* 2023). Dans le cas de l'étude de la dynamique forestière, les réseaux de parcelles permanentes mondiales ForestGEO (*Forest Global Earth Observatory - forestgeo.si.edu*) et pantropical TmFO (*Tropical managed Forest Observatory - www.tmfo.org*) couvrent une large gamme de variations environnementales à large échelle et, pour TmFO, de multiples modalités d'exploitation (exploitation conventionnelle et sélective d'intensité variable). Des travaux récents, mobilisant les données de ce dispositif, ont permis d'estimer des fonctions de réponses communes aux perturbations anthropiques [exploitation forestière, feux ou défriche – voir Maurent *et al.* (2023)]. Or les données d'inventaires couvrant des variations environnementales intrarégionales (ex. : les habitats forestiers de Guyane) et des modalités d'exploitation exceptionnelles (ex. : les normes de type EFI de Guyane) sont rares. Ainsi les fonctions de réponses calibrées à partir de ces réseaux présentent une capacité prédictive limitée pour ces conditions spécifiques puisqu'elles nécessitent l'estimation de paramètres *ad-hoc* avec données d'inventaires répétés.

À partir de ce constat, une méthode pour contourner cette limite consiste à identifier une forme fonctionnelle dont les paramètres dépendent explicitement de proxys spatiaux disponibles à la résolution adéquate sur l'ensemble de la zone d'étude. Cette approche a été mise en œuvre par Pioniot *et al.* (2019) sur la question de l'estimation de la durabilité de la stratégie d'exploitation de l'Amazonie brésilienne. Dans cette étude, les paramètres de la dynamique forestière sont estimés à partir de cartes de propriétés climatiques, pédologiques et floristiques, de paramètres exogènes comme l'estimation des propriétés des forêts à l'état climacique (voir **Encadré 11**) et des données d'inventaire du réseau de parcelles permanentes TmFO. Cette approche est transposable en Guyane, mais au prix d'une faible fiabilité sur

Encadré 11 : Hypothèse de l'état climacique

L'hypothèse de composition et structure stationnaire en condition pré-exploitation suppose que l'état observé des forêts peu perturbées à une échelle suffisamment grande (approximation du champ moyen) permet de négliger les effets de la mosaïque des cycles sylvigénétique et converge vers la trajectoire déterministe de la succession forestière. En supposant l'absence de perturbation de grande ampleur sur un temps long (> 500 ans), l'état observé correspond asymptotiquement à un état stationnaire dit « climacique » (Pretzsch 2009).

l'estimation des dynamiques de réponse post-exploitation. D'une part, les données sur le suivi post-exploitation de type EFI sont limitées aux données présentes dans le réseau GuyaFor (Manaré I & II). Les pratiques EFI en Guyane, originales par leur exigence en termes d'optimisation des pistes et de méthode d'abattage, diffèrent des pratiques d'exploitation sélectives disponibles dans le réseau TmFO. D'autre part, les données exogènes sur les propriétés climatiques des forêts sont issues du modèle individu-centré FORMIND (Rödig *et al.* 2017). L'utilisation de ces données spatialisées issues du modèle FORMIND montre que, seuls, les modèles statistiques issus des données d'inventaires n'arrivent que partiellement à prédire les propriétés de dynamique forestière hors réseau.

L'utilisation de modèles fondés sur les processus pour caractériser la dynamique forestière des zones faiblement instrumentées

La modélisation des processus (*process-based*) constitue une alternative efficace pour ce type de situation. Les modèles fondés sur les processus mobilisent en données d'entrée soit des données exogènes à la dynamique de l'écosystème (patron climatique, composition floristique sous forme de description fonctionnelle ou de PFT, propriétés pédologiques ...), soit des paramètres ad-hoc qui peuvent être calibrés à partir de données différentes des variables cibles. Ce dernier point repose sur la capacité de ce type de modèle à faire émerger conjointement des propriétés connexes en plus des propriétés cibles. Par exemple, le modèle FORMIND permet de prédire de manière conjointe des métriques estimables par télédétection telles que le LAI, la hauteur de peuplement ou encore le profil d'onde LiDAR⁴⁹ (Hiltner, Huth, et Fischer 2022; Rödig *et al.* 2019) et des propriétés d'intérêt comme la biomasse épigée (Rödig *et al.* 2019) ou temps de résilience post-perturbation (Hiltner *et al.* 2018). Grâce à l'estimation jointe de propriété d'intérêt et de métriques télédétectable, des cartes de biomasse et de hauteur de peuplement à l'échelle du bassin amazonien ont pu être estimées (Rödig *et al.* 2019).

Cependant, il serait faux d'imaginer que le choix entre approche empirique et modèles de simulation soit binaire. Les données empiriques et les théories qui en sont issues jouent un rôle majeur dans la boucle construction-validation des simulateurs, notamment ceux fondés sur les processus (voir **Encadré 12**). Après validation, ces modèles peuvent contribuer à identifier les interventions de gestion ou de politique les plus efficaces en explorant des scénarios alternatifs. À cet égard, ils offrent la possibilité d'examiner des compromis pertinents

⁴⁹ Le LIDAR, acronyme de "Light Detection and Ranging" en anglais, est une technologie de télédétection utilisée pour mesurer avec précision la distance entre un émetteur laser et une surface réfléchissante. Le lidar aérien (*Airborn Laser Scanning - ALS*), quant à lui, désigne spécifiquement l'utilisation de cette technologie depuis une plateforme aérienne telle qu'un avion ou un drone. Le lidar aérien est largement employé pour cartographier la structure tridimensionnelle des forêts.

Encadré 12 : Cadre de validation modèles/simulateurs pour l'usage prospectif

Selon Sargent (2013), nous pouvons scinder le processus de modélisation en deux ensembles avec un premier qui interagit avec le "réel" et un second qui est "le monde dans le modèle". Les liaisons au sein et entre ces ensembles représentent les processus de validation (voir Figure 4-4).

Le premier ensemble est composé de trois éléments liés : l'objet d'étude sur lequel il est possible de réaliser des expérimentations pour obtenir des données et faire des abstractions pour construire des théories. Parallèlement il est possible d'analyser les données et faire des hypothèses pour expliquer leur adéquation possiblement partielle aux théories.

Le second ensemble découle du premier et est composé de 4 éléments liés. Premièrement le (1) modèle conceptuel mobilise les théories pour le processus de modélisation. Deuxièmement le (1) modèle conceptuel est aussi la base mobilisée pour (2) l'implémentation d'un modèle de simulation. Enfin, les (4) résultats de simulations, obtenus par des expérimentations numériques à l'aide du (3) modèle de simulation, peuvent être analysés en relation avec les théories et les données empiriques.

Quatre niveaux de validation sont nécessaires pour assurer la cohérence d'un modèle ou simulateur :

la **validation des théories** à l'aide des données empiriques qui pose la question de l'adéquation entre les comportements théoriques et les données d'expérimentation,

la **validation conceptuelle** qui interroge le lien entre le modèle conceptuel et les théories sur lesquelles il se base. On peut résumer cela par la question : le modèle mobilise-t-il correctement les théories sur lesquelles il se fonde ?

la **validation interne**, dite aussi vérification, pose la question de la fiabilité de l'implémentation du modèle conceptuel en code informatique. Dit autrement, la programmation reflète-t-elle bien la logique du modèle conceptuel ?

la **validation opérationnelle** consiste à déterminer si les résultats des simulations sont satisfaisants par rapport à (1) les théories mobilisées, c'est-à-dire les connaissances *a priori* et (2) les observations dans le monde réel issues des expérimentations et collectes, nommées **points d'ancrage** du simulateur

Nous pouvons noter que la place des données est double dans la construction d'un modèle de simulation. Elles permettent d'une part de construire les théories sur lesquelles les simulateurs se fondent. D'autre part, elles permettent d'effectuer la validation opérationnelle des simulateurs pour les conditions communes entre observations empiriques et prédictions. Il existe une boucle « vertueuse » entre la collecte de données, qui affine les théories et étend le domaine de validation des modèles, et les modèles qui rassemblent et extrapolent les théories sous le contrôle de la validation empirique.

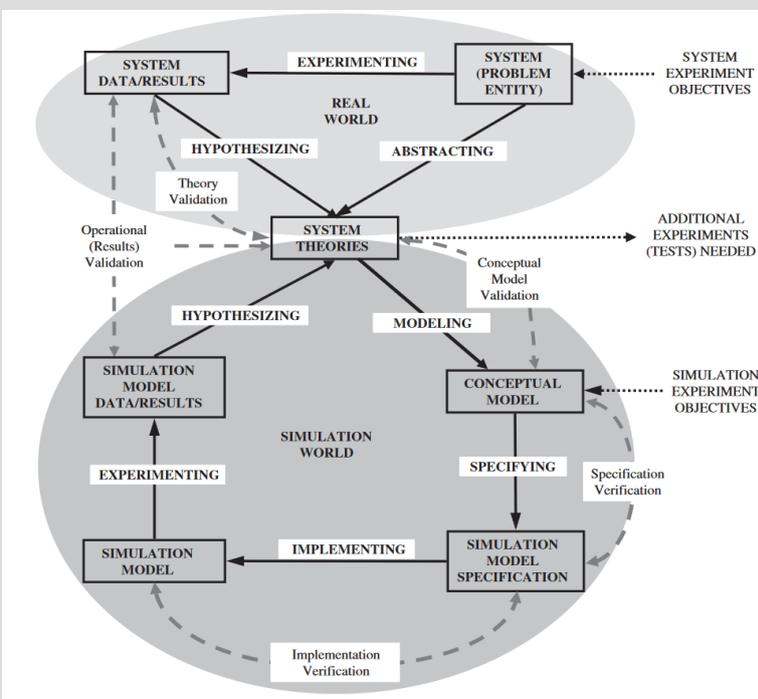


Figure 4-4: Schéma conceptuel des phases de validation d'un modèle de simulation.

On distingue deux ensembles : le monde réel (gris clair) et le monde simulé (gris foncé) qui sont reliés par les modèles théoriques. Le monde réel et le monde simulés sont constitués d'objets conceptuels (les rectangles noirs) qui interagissent par des processus d'analyse des informations (flèches noires pleines).

Les vérifications et validations (les flèches grises) ajoutent de la cohérence entre les différents objets, pour limiter les divergences inhérentes à l'accumulation d'analyses.

Les paramètres exogènes nécessaires à la construction du modèle sont la spécification des objectifs (flèches en pointillés noires). L'éventuelle sortie du système réside dans le besoin d'informations supplémentaires.

Tiré de (Sargent 2013).

entre le développement socio-économique à différentes échelles, la préservation des services écosystémiques et la protection de la biodiversité.

Les approches de modélisation des processus peuvent satisfaire la contrainte sur la faible disponibilité des données d'inventaire via l'utilisation de propriétés émergentes connexes télédélectables pour la calibration. Cependant, cette approche nécessite des points d'ancrage où les propriétés cibles et les propriétés connexes sont disponibles pour réaliser la validation. Ces points d'ancrage peuvent être explicites avec des zones d'inventaire, mais aussi implicites via des intervalles de crédibilité biologiques tirés d'une revue de la littérature.

Il existe différents modèles fondés sur les processus et applicables en zone tropicale (FORMIND, TROLL, SELVA...). Ces simulateurs ont des capacités variables de quantification des critères précédemment exposés.

Un des objectifs est la mesure de la richesse le long de la trajectoire de dynamique forestière. Sur cette question, nous pouvons distinguer les simulateurs ayant une représentation de la diversité sous forme de PFT [ex : FORMIND - (Köhler et Huth 1998; Hiltner, Huth, et Fischer 2022) et FATES] de ceux conservant l'identité taxonomique, mais qui se fonde sur une description écophysiologique des arbres [TROLL (Maréchaux et Chave 2017a; F. Fisher 2019) et SELVA (Aubry-Kientz 2014)]. La mesure de la diversité à l'aide de PFT risque une forte sous-estimation sauf dans le cas d'un nombre important de catégories. Dans ce cas, la principale difficulté devient la caractérisation de ces PFT. La mesure de la diversité est analogue aux conditions empiriques pour les simulateurs conservant l'identité taxonomique.

Concernant l'estimation de la résilience post-exploitation, nous faisons le choix d'utiliser un modèle spatialement explicite, car nous avons montré dans le chapitre 3 que les impacts immédiats et à moyen terme peuvent être quantifiés de manière fiable à partir des distances entre les arbres et les perturbations (pistes et trouées d'abattage). Ce choix est aussi motivé par l'absence de données d'inventaires pour les modalités EFI de Guyane qui peuvent être simulées à l'aide du simulateur d'exploitation spatialisé, LoggingLab. En utilisant un simulateur de dynamique forestière spatialement explicite, nous pouvons réaliser une estimation de dégâts additionnels à moyen terme par couplage « soft » (i.e. qui utilise les sorties d'un modèle comme entrée d'un autre modèle). Cette forme de couplage spatialement explicite permet de prendre en compte les dégâts de l'exploitation forestière sous forme de mortalité induite et d'en déduire les effets sur la dynamique forestière.

Nous avons finalement choisi d'utiliser le modèle TROLL, car il vérifie les points précédemment exposés, son format C++ est efficace sur le plan computationnel et sa calibration et validation complète (les 4 étapes de Sargent) sur le site guyanais de la station des Nouragues (E-Ping Rau *et al.* 2022; Maréchaux et Chave 2017a) ce qui nous permet de l'utiliser de manière fiable autour de point d'ancrage.

Le modèle TROLL a été encapsulé dans un package R pour le rendre accessible et ouvert dans un objectif de science reproductible. Ce projet a été réalisé durant cette étude avec le

développement du package R *rcontrol* que j'ai initié et auquel j'ai fortement contribué (voir la section dédiée : **Encapsulation dans le package R *rcontrol* – page 200**).

Après ce rappel sur la modélisation de la dynamique forestière, nous abordons l'objet de ce chapitre qui est l'étude des fonctions de production écologiques associées aux communautés d'arbre de Guyane.

4.2. Introduction

La gestion forestière est un secteur impliqué, par le contexte de la transition écologique, dans de nombreux enjeux globaux et territoriaux (Rotondo *et al.* 2022; Bennich *et al.* 2018; Coenen, Benneworth, et Truffer 2012). En tant qu'acteur de la gestion d'écosystèmes à plus ou moins forte naturalité, le gestionnaire doit réaliser une intégration rigoureuse des services écosystémiques dans ses processus décisionnels.

Cependant, l'estimation des services écosystémiques est une question de recherche interdisciplinaire qui ne fait pas consensus méthodologiquement. Dans la revue de littérature de Drechsler (2020a) sur la modélisation intégrée écologie-économie, l'auteur montre de fortes divergences méthodologiques au sein de la communauté scientifique. Ces divergences s'expliquent par des positionnements disciplinaires opposés sur les propriétés attendues des modèles en écologie et en économie (Drechsler 2020a, 212). Ces différences rendent difficiles les transferts de résultats pour l'estimation des services écosystémiques. Ainsi, une combinaison des approches écologique et économique peut être réalisée via des modèles biophysiques adaptés. Ces modèles doivent être valables écologiquement et mobilisables dans les cadres théoriques de l'économie. Dans cette perspective, le développement de modèles biophysiques capables d'informer sur la fourniture en services écosystémiques dans différents contextes et modalités de gestion occupe une place prépondérante dans l'agenda de recherche (Wong *et al.* 2015).

Quels actifs écosystémiques modéliser ?

Le choix de la grille d'actifs écosystémiques pour mesurer les impacts anthropiques est une question complexe [voir les synthèses de Harrison *et al.* (2018) et Barton *et al.* (2018; 2017)]. Dans le cas des écosystèmes forestiers tropicaux, la fourniture en bois, la séquestration de carbone et la préservation de la biodiversité constituent des services écosystémiques majeurs pour la gestion forestière (ITTO 2016).

La séquestration de carbone repose sur le fonctionnement biologique de la forêt qui, par la photosynthèse, capte le carbone présent dans le compartiment atmosphérique et le stocke dans le compartiment biomasse pour une durée limitée. Dans le rapport de l'IPCC, ce processus est présenté comme un important levier d'action de la limitation des émissions

carbone (IPCC 2023, 88; Bastin *et al.* 2019). Son bénéfice réside donc dans la régulation du climat via le cycle du carbone (Chazdon et Brancalion 2019; MEA 2005).

La préservation de la biodiversité, qui se traduit par le maintien d'un haut niveau de diversité pour une ou plusieurs guildes données dans un écosystème, affecte l'efficacité et la stabilité du fonctionnement des écosystèmes. Dans le contexte des changements environnementaux, la biodiversité assure un soutien au fonctionnement de l'écosystème (Sakschewski *et al.* 2016; B. Medlyn, Duursma, et Zeppel 2011; Hampe et Petit 2005), et participe indirectement à la production des autres services écosystémiques (Atkinson, Bateman, et Mourato 2014).

Enfin, la production de bois constitue généralement l'objectif principal du programme économique du gestionnaire. La valorisation de cette matière première est réalisée à l'aide de prix de marché qui découlent des mécanismes de marché domestique et international (Feuillette *et al.* 2015; Nunes et van den Bergh 2001; Arrow, Dasgupta, et Mäler 2003).

Ce dernier service écosystémique, à la différence des deux précédents, implique une action de récolte qui modifie l'écosystème en extrayant la matière première. Par conséquent, la gestion forestière réalise un arbitrage entre les modalités d'exploitation et les compromis entre les services écosystémiques (FAO 2022).

En Guyane, ces trois dimensions des écosystèmes forestiers ont été souvent étudiées, mais rarement conjointement : le **volume de bois commercial** pour la production de bois (Hérault *et al.* 2020; Guitet 2015) ; la **biomasse épigée** pour la séquestration de carbone (Fayad *et al.* 2016; Guitet, Hérault, *et al.* 2015; Hérault *et al.* 2020) ; et les **différentes mesures de la diversité** pour la préservation de la biodiversité (Mirabel, Marcon, et Hérault 2021; Mirabel *et al.* 2019).

À partir de ces mesures d'actifs, il est possible d'estimer si leurs trajectoires *a priori* sont en accord avec les normes de gestion durable au sens défini dans le guide de sylviculture de l'ONF Guyane (2016) : « les objectifs d'une gestion durable des forêts de production en Guyane sont : la valorisation et la rentabilité, la reconstitution des stocks, la préservation de la biodiversité et des milieux, et le maintien des fonctionnalités des forêts » [Guitet, Brunaux et Traissac (2016, 43) - voir la description des critères page 138].

En appui à la gestion, le développement de fonction de production écologique doit permettre une estimation de ces compromis pour l'ensemble des modalités de gestion et des variations des conditions environnementales.

Encadré 13 : Critère de qualité (QC) des fonctions de production écologique (FPE)

QC1 Estimer les indicateurs des services écosystémiques finaux (SE) : Il est utile de comprendre les services intermédiaires, mais les FPE qui estiment les services finaux (c'est-à-dire ceux qui sont directement utiles aux bénéficiaires humains) sont les plus utiles aux décideurs.

QC 2 Evaluer de manière quantitative les SE : Les EPF qui produisent des résultats qualitatifs sont parfois utiles pour le cadrage et la cartographie, mais la quantification est nécessaire pour l'analyse des compromis en matière de SE.

QC 3 Intégrer l'état de fonctionnement de l'écosystème : Étant donné que la fourniture de SE peut varier en fonction de l'état de l'écosystème, les EPF ne devraient pas s'appuyer uniquement sur la classification de l'utilisation des terres et de la couverture terrestre (LULC).

QC 4 Intégrer les facteurs de perturbation ou les scénarios de gestion potentiels : Les EPF doivent inclure les variables nécessaires à l'évaluation des impacts des facteurs de stress et à la prévision des résultats des scénarios de gestion.

QC 5 Modéliser de manière appropriée la complexité écologique : Les EPF doivent refléter les complexités critiques (par exemple, les non-linéarités et les rétroactions affectant la fourniture d'EE) tout en restant suffisamment simples pour être compréhensibles.

QC 6 S'appuyer sur des données standardisées : Les EPF doivent pouvoir fonctionner en utilisant des données "typiques", c'est-à-dire celles qui sont disponibles pour la plupart des zones géographiques.

QC 7 Être performant dans des gammes de variation étendues : Les EPF étant utilisés pour évaluer des scénarios hypothétiques, il est important de tenir compte de la similitude entre les situations dans lesquelles leurs performances ont été évaluées et celles auxquelles le décideur est confronté.

QC 8 Être pratique à l'usage : Les EPF doivent fonctionner sur des ordinateurs personnels classiques, produire des résultats utilisables avec des données modestes et être utilisables par des personnes autres que des modélisateurs expérimentés.

QC 9 Être ouvert et transparent : Les EPF doivent être soigneusement documentés et les codes doivent être accessibles au public, bien que des modèles propriétaires bien documentés puissent être utiles dans certaines situations.

Tiré de Bruins *et al.* (2017).

Les fonctions de production écologiques comme outil intégré pour l'évaluation des actifs écosystémiques

Les fonctions de production sont depuis longtemps utilisées dans les domaines de l'économie forestière et industrielle, où la fourniture d'une commodité (par exemple la production de bois d'œuvre) est liée à la quantité et à la qualité de divers intrants (par exemple le type d'engin utilisé). Cette méthode peut être mobilisée à travers des fonctions de production écologique décrivant les liens entre les modalités d'exploitation, les écosystèmes et les communautés, ainsi que la fourniture d'actifs écosystémiques.

Cependant, notre compréhension de la relation entre le type de gestion réalisée, la biodiversité et la fourniture d'actifs reste limitée, et par conséquent, les fonctions de production écologique ont tendance à être simplistes. Par exemple, elles ne prennent généralement pas en compte la contribution des différents composants de la biodiversité. En outre, les relations entre actifs doivent être intégrées dans des cadres multi-actifs.

Un cadre de développement de fonctions de production écologique a été proposé par Bruins *et al.* (2017). Ce cadre propose plusieurs critères de qualités pour la construction de fonctions

de production écologique présentées dans l'Encadré 13. La finalité de cette fonction de production est d'être mise à disposition des utilisateurs afin qu'ils puissent réaliser leurs arbitrages en tenant compte des rétroactions de leurs choix de gestion. L'estimation de la fonction de production peut être complexe, mais cela n'est pas dommageable si son utilisation est rapide, efficace et peu coûteuse.

Quatre types d'approches pour l'estimation des fonctions de production écologiques

Pour réaliser cette estimation, quatre types d'approches sont disponibles comme le soulignent Lavorel *et al.* (2017).

Les approches de type « proxy » consistent en la conception de modèles plus ou moins sophistiqués pour estimer les relations entre un indicateur de la fourniture en service écosystémique et des caractéristiques abiotiques et parfois biotiques de l'environnement. Ce type d'approche permet avec simplicité de prédire les impacts des choix de gestion sur la fourniture en service écosystémique. Néanmoins, cette capacité prédictive est limitée au domaine d'entraînement et repose sur un volume de données assez important.

Les approches dites **phénoménologiques** s'apparentent aux modèles de type « proxy », car elles s'appuient sur des données empiriques pour l'estimation des SE. Cependant, elles se fondent sur une construction de modèles à partir de connaissances sur les processus biologiques. Leur calibration est réalisée à partir d'un jeu de données spécifique, mais leur forme paramétrique est généralement étayée par la littérature. Comme les approches par « proxy », les approches « phénoménologiques » sont robustes dans leur domaine de calibration, défini par leur jeu de données d'entraînement. Néanmoins, leur capacité prédictive en cas d'extrapolation reste assez fiable, car leurs formes paramétriques intègrent généralement des conditions limites au fonctionnement biologiques.

Une forme particulière de modèles phénoménologique est distinguée par les auteurs : les modèles fondés sur les propriétés des espèces (répartition ou caractéristiques fonctionnelles). L'approche fondée sur la répartition des espèces mobilise des modèles de distribution d'espèces [SDM – voir revue de Pecchi *et al.* (2019)]. Ce type d'approche est utilisée quand la fourniture en actif repose sur un ensemble limité d'espèces dont la présence ou l'abondance est déterminante (ex. : la production de bois selon l'abondance des espèces objectifs). Dans le cas où la production d'actif repose sur des effets liés à l'assemblage fonctionnel des espèces, l'étude de traits fonctionnels à l'échelle de la communauté peut fournir des prédicteurs robustes de la fourniture de l'actif écosystémique cible [ex. : la productivité biologique d'une prairie est approximable à la concentration en azote foliaire (Sandra Lavorel *et al.* 2011)]. On parle alors en écologie fonctionnelle de traits d'effet pour le lien avec les caractéristiques de la communauté et de trait de réponse pour les caractéristiques de l'écosystème. Ces deux approches présentent l'avantage d'être fondées sur des relations

mécanistes établies et fiables (Sandra Lavorel *et al.* 2017). La principale limite à ce type d'approche reste la disponibilité en données soit d'inventaires ou d'occurrences pour les SDM, soit en traits fonctionnels pour les modèles à trait d'effet et de réponse. La constitution de base de données d'occurrences [ex : gbif - www.gbif.org] ou de traits [ex. : TRY - www.try-db.org (Kattge *et al.* 2020)] des espèces tendent à lever cette contrainte. Cependant, ces bases de données sont hétérogènes dans l'espace, et il existe des zones faiblement étudiées.

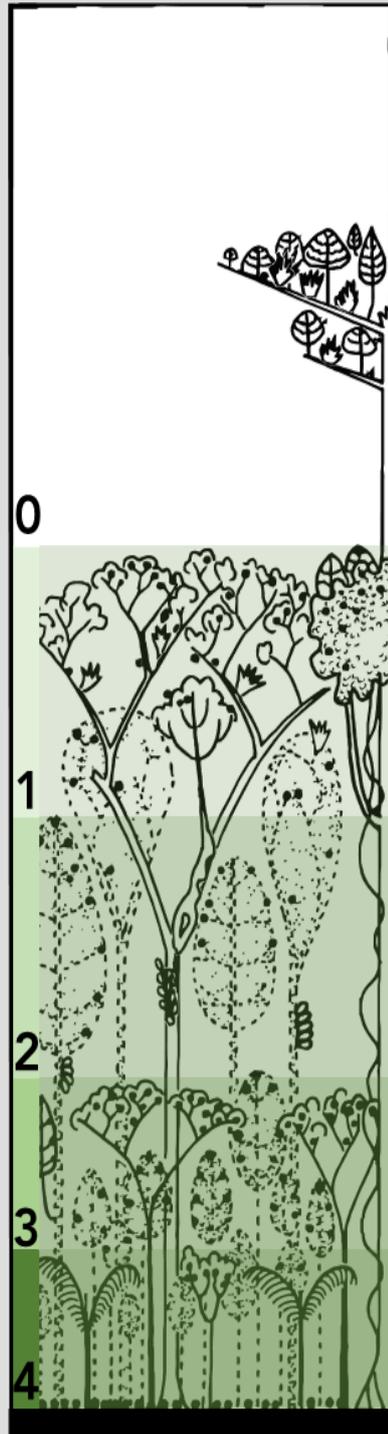
Enfin, les approches dites par **modélisation des processus** correspondent à l'assemblage de processus biophysiques concourant au fonctionnement de la dynamique de l'écosystème dont est tirée la fourniture des actifs cibles. Les simulateurs basés sur les processus génèrent un ensemble de variables décrivant l'état de l'écosystème *in silico* à partir desquelles il est possible de calculer la fourniture en actifs. Compte tenu de la complexité des mécanismes aux différentes échelles spatiales, plusieurs compromis entre les attendus sur la généralité, le réalisme et la précision du modèle sont à l'origine de la diversité des approches de simulations. Les limitations de ressources sur les capacités de calculs sont à l'origine d'un compromis entre résolution et étendue de l'étude [voir Figure 4-3 - (Zhang, DeAngelis 2020)]. Dans le cas des écosystèmes forestiers ayant pour objectif la fourniture en bois, on parle de modèles de **dynamiques forestières** dont la modélisation a fait l'objet d'un rappel (*cf.* section 4.1).

Les approches mécanistes de dynamique forestière pour la construction des fonctions de production écologiques en contexte faiblement instrumenté

L'un des enjeux lors de la conception d'une fonction de production écologique jointe de services écosystémiques est faible disponibilité en données empiriques. Pour surmonter ce problème, une approche fondée sur l'étude des relations structure-fonction des écosystèmes forestiers a été développée (Henniger *et al.* 2023; Hiltner, Huth, et Fischer 2022; Bohn et Huth 2017). L'idée est de caractériser à l'échelle d'un dispositif ou réseau expérimental les relations entre les propriétés de l'écosystème (ex. : composition en espèces, réponse aux variations climatiques ...) et les processus écologiques (flux de matière et d'énergie, la séquestration du carbone, la productivité primaire ...). L'hypothèse sous-jacente à cette approche est la généralité des mécanismes biologiques dans une aire géographique restreinte. Sous cette hypothèse, les paramètres calibrés des mécanismes approximent la valeur moyenne pour l'ensemble de la zone d'étude à une erreur ϵ^{50} près. Il est alors possible d'étudier la réponse des écosystèmes au voisinage du ou des points de calibration afin d'approximer des relations entre des variables observables et des variables cibles inobservables.

⁵⁰ Mathématiquement, cette analyse correspond à un développement de Taylor au voisinage du point de calibration dans l'espace des paramètres du modèle de dynamique forestière.

Encadré 14.1 : Structures des peuplements et leur mesure par LiDAR *full waveform*



La structure des peuplements forestiers, en tant que composante fondamentale de l'écologie forestière, peut être appréhendée à travers deux dimensions principales : la structure diamétrique et la structure verticale.

La **structure diamétrique**, c'est-à-dire la description de la répartition des individus selon les classes de diamètre, a fait l'objet de nombreuses études, du fait de la relative facilité de son estimation à partir d'inventaires forestiers (Guitet, Hérault, *et al.* 2015; Farrior *et al.* 2016; Rödig *et al.* 2018; Picard 2019). Elle informe sur plusieurs processus démographiques à l'échelle du peuplement [équilibre recrutement, croissance et mortalité ; (Farrior *et al.* 2016)]. Elle permet d'évaluer la diversité et la répartition des classes de taille des arbres, offrant ainsi des indications sur la régénération, la croissance et la dynamique de la population.

De son côté, la **structure verticale**, aussi appelée « *crown packing* », décrit l'agencement des couronnes des arbres dans le peuplement (Oldeman 1974; Hallé, Oldeman, et Tomlinson 2013; Carrasco *et al.* 2019). Cette répartition génère des gradients de lumière induits par la répartition de la densité de feuille selon la hauteur (Taubert *et al.* 2015; Jucker, Bouriaud, et Coomes 2015). On distingue au moins deux strates principales : **(1)** la **strate de canopée** (niveaux 0 et 1 dans la Figure 4-5) qui est une zone où les plus grands individus établissent leur couronne et qui capte la majeure partie de la lumière incidente ; **(2)** et la **strate de sous-bois** (niveaux 3 et 4 dans la Figure 4-5) qui concentre l'ensemble des individus immatures d'espèces pouvant atteindre la canopée (espèces de canopée) ou d'individus de maturité variable appartenant à des espèces n'atteignant pas la canopée à maturité (espèce de sous-bois). Cette dimension met en lumière la stratification de la végétation en fonction de la hauteur et de la position des différents individus, influençant ainsi les principaux processus démographiques et de différenciation de niche liés aux stratégies d'acquisition/ conservation en forêt tropicale (Dalagnol *et al.* 2021).

Cependant, la disponibilité de ces informations est limitée sous forme de mesures empiriques. Pour pallier ce problème, des approches de télédétection ont notamment été développées pour l'étude de la structure verticale avec au premier rang la technologie LiDAR.

Le **LiDAR à onde complète (*full waveform*)** enregistre un profil continu de l'énergie lumineuse renvoyée par chaque impulsion laser (voir Figure 4-6), capturant ainsi des informations sur les différents niveaux de la végétation, du sommet des arbres jusqu'au sol. Cette caractéristique rend le LiDAR à onde complète particulièrement apte à estimer les variations verticales de densité foliaire, nommée structure verticale de la canopée (Sun *et al.* 2008; Fayad, Baghdadi, et Lahssini 2022; Dwiputra, Coops, et Schwartz 2023). Les missions aéroportées utilisant le capteur Land, Vegetation, and Ice Sensor (**LVIS**), ou les acquisitions réalisées par le capteur Global Ecosystem Dynamics Investigation (**GEDI**) installé sur la Station Spatiale Internationale, permettent de cartographier la topographie et la structure verticale de la canopée à haute résolution. Ces données permettent d'analyser la biomasse, la densité du feuillage, et d'autres aspects cruciaux pour comprendre la dynamique des écosystèmes forestiers.

Figure 4-5 : Représentation de la structure verticale de la canopée de la strate émergente (0) au sous-bois (3/4).

L'agencement des houppiers des arbres génère une stratification verticale (de 0 à 4 ici) occupée de manière hétérogène. La strate émergente (0) est marquée des individus ayant leur couronne entièrement libre. La strate de canopée (1) rassemble des individus de grande taille interceptant la majorité de la lumière. On observe un espace sous-canopée (2) de dimension variable avec seulement certains individus. La strate de sous-bois (3) rassemble des individus soit en croissance vers la canopée (en pointillés) soit mature (en traits pleins) et des palmiers (4).

Adapté de Oldeman (1974).

Encadré 14.2 : Structures forestières et leur mesure via le LiDAR *full waveform*

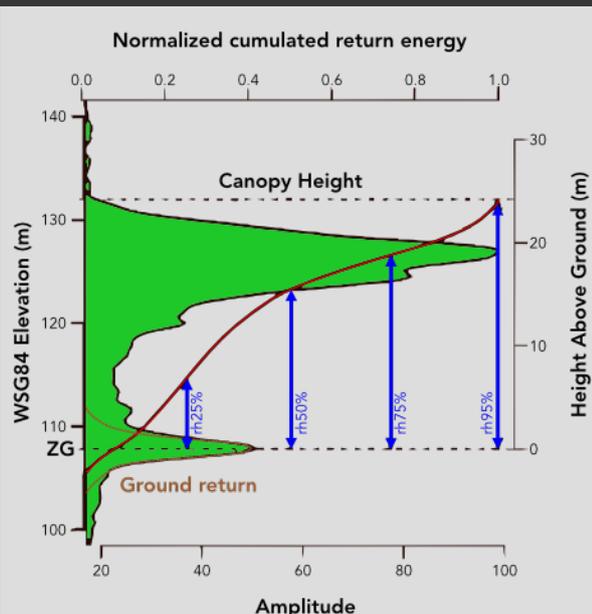


Figure 4-6 : Exemple de spectres LiDAR *Fullwave form* au format L1A et L2 avec les métriques dérivées de la détection du signal sol (*ground return*) et de la hauteur de canopée ($rh95\%$).

Le signal acquis (surface verte) est traité pour détecter l'altitude du sol (ZG). Le signal est débruité et cumulé (ligne rouge) pour estimer les hauteurs relatives des quantiles ($rhX\%$). La hauteur de canopée est évaluée avec la hauteur relative du quantile 95 % ($rh95\%$).

Adapté de (Silva et al. 2021).

Les données géolocalisées LVIS et GEDI sont disponibles en [accès libre](#) après un prétraitement filtrant les données aberrantes (produit de niveau **L1B**, en vert dans Figure 4-6). Un second produit (niveau **L2**, en rouge dans la Figure 4-6) correspond aux spectres cumulés filtrés selon des critères de qualité [voir Hofton et Blair (2019)], qui peuvent être résumés par les quantiles d'ondes cumulées (*relative height % - rhX* ; en bleu dans la Figure 4-6).

La Guyane est le seul point de calage inter-instrument LVIS-GEDI en zone tropicale (projet [Cal/Val GEDI 2021](#)). Ainsi, des données LVIS haute résolution et des données GEDI sont disponibles à l'échelle régionale, avec des paramètres d'acquisition permettant leur comparaison.

L'avantage des données LVIS et GEDI pour la modélisation forestière réside aussi dans la possibilité d'être simulées à l'aide du GEDI simulator (Hancock et al. 2019) à partir d'un nuage de point LiDAR acquis par ALS⁴⁹. Or la simulation de nuage de point LiDAR est possible dans les simulateurs forestiers comme FORMIND ou TROLL. Par exemple, le package *rcontroll* permet la simulation de nuage de point LiDAR ALS par un module dédié et calibré sur les données empiriques des Nouragues (F. Fisher 2019; F. J. Fisher, Maréchaux, et Chave 2023).

En résumé, l'intégration de données de télédétection de type LiDAR *full waveform*, comme LVIS et GEDI, constitue un levier efficace pour la compréhension de la structure des peuplements forestiers à l'échelle régionale et en relation avec des simulateurs de dynamique forestière.

À cette fin, les modèles forestiers individuels centrés peuvent être utilisés pour estimer conjointement diverses propriétés des écosystèmes forestiers à de multiples échelles (Hiltner, Huth, et Fischer 2022; Rödig et al. 2019; 2017). En simulant les processus d'établissement, de mortalité et de compétition entre les arbres au sein d'une forêt, les simulateurs individu-centrés tirent avantage de la modélisation mécaniste en intégrant un large spectre d'informations des processus concourant à la fourniture de l'actif ciblé [ex : le stockage de carbone dans la biomasse épigée – AGB – résulte de la contribution des processus démographiques (Hiltner, Huth, et Fischer 2022; Bruening et al. 2021; Ferry et al. 2010), qui sont eux-mêmes influencés a priori par la diversité (Brun et al. 2019)].

Dans le cas spécifique de simulateurs spatialement explicites, la représentation au sein du simulateur permet une description fine de la structure diamétrique et structure verticale (voir Encadré 14). Ces deux informations constituent des indicateurs clés pour simuler des dynamiques forestières de manière réaliste et précise (Rödig et al. 2018). Cependant, la disponibilité de ces mesures à l'aide de dispositifs expérimentaux est limitée à large échelle. Pour pallier ce manque, plusieurs auteurs ont développé des couplages entre simulateurs et

données de télédétection avec notamment la technologie de LiDAR full waveform. Pour exemple, les produits LVIS et GEDI ont servi à calibrer le simulateur forestier FORMIND à l'échelle du bassin amazonien (Rödig *et al.* 2019). La prise en compte de ce type de produit dans les fonctions de production permet une calibration efficace de la structure forestière et ainsi réduit de manière significative les sources d'incertitudes (Bauer, Knapp, et Fischer 2021).

Les modèles de dynamique forestière mécanistes peuvent être calibrés localement. À partir de cette calibration, une analyse de sensibilité du modèle sur ses paramètres et les conditions initiales (conditions climatiques, composition floristique, caractéristiques pédologiques ...), peut être réalisée au voisinage du point de calibration (Henniger *et al.* 2023; Bohn, May, et Huth 2018; Bohn et Huth 2017). Cette analyse génère des statistiques résumées de l'écosystème mêlant des variables observables (par télédétection par exemple) et des variables cibles non-observables. Il est alors possible d'ajuster un méta-modèle décrivant, sous les hypothèses de validité du modèle de dynamique forestière, la relation entre un actif cible inobservable et des variables observables. Cette approche est applicable au modèle TROLL et peut identifier des relations structure-fonction utilisables en tant que fonctions de production écologiques.

La présente étude est une preuve de concept de l'estimation biophysique de fonction de production écologique à partir de la modélisation biophysique multiéchelle. Nous avons réalisé une analyse de sensibilité afin d'identifier les déterminants de la fonction de production écologique de la fourniture d'actifs écosystémiques (fourniture en bois, du stockage de carbone et du maintien de la diversité) pour les communautés d'arbres de Guyane. Ce nouvel outil d'analyse nous permet de répondre aux questions suivantes :

(QR 4.1) Quels sont les déterminants de la production jointe des actifs écosystémiques en situation pré-exploitation entre les variations climatiques, de composition floristique et des paramètres des processus démographiques et écophysologiques ?

(QR 4.2) Quels sont les principaux changements sur la dynamique forestière induits par l'exploitation et comment dépendent-ils des modalités d'exploitations (pratiques d'exploitation et volume objectif) ?

Nos hypothèses sont :

(H 4.1) les caractéristiques d'intérêt présentes des corrélations importantes avec des caractéristiques de structures télédétectables dues au fonctionnement des processus écophysologiques dans des conditions biologiques vraisemblables ;

(H 4.2) les réponses des écosystèmes forestiers aux perturbations induites par l'exploitation émergent de mortalité spatialisée à l'échelle individuelle.

Pour réaliser cette étude, nous avons préalablement sélectionné le simulateur TROLL, un modèle individu-centré spatialement explicite basé sur les mécanismes écophysologiques individuels. Nous avons ensuite constitué un ensemble de 23 critères connexes pour identifier les jeux de paramètres *ad-hoc* du simulateur TROLL qui assurent la simulation de forêts *in silico* vraisemblables biologiquement. Enfin avec l'aide du package R *trollcalibr*, une plateforme d'expérimentation numérique optimisée et de substitution de modèle, une analyse de sensibilité par indices de Sobol a été réalisée au voisinage du point de calibration. Deux fonctions de production écologique de forme réduite ont pu être ajustées pour décrire précisément le comportement de la résilience des écosystèmes à l'exploitation.

Nous montrons dans cette étude le potentiel de l'analyse de sensibilité du couplage de modèles mécanistes au voisinage de leur point de calibration. Notre principal résultat est l'observation d'un découplage dans les processus impliqués dans la fourniture en bois et le stockage de carbone et ceux concourant au maintien de la diversité spécifique. En intégrant la phase post-exploitation dans l'analyse de sensibilité, nous montrons que la résilience de l'écosystème après exploitation forestière présente un temps de retour à l'équilibre qui dépend fortement de l'intensité d'exploitation et plus marginalement des normes techniques employées.

Tableau 4-1 : Paramètres d'entrée étudiés pour l'analyse de sensibilité pour l'ensemble des conditions climatiques, floristiques et d'exploitation en Guyane française.

Processus	Paramètres	Intervalle	Source	
Ecophysiologie foliaire (global)	k_{light} : light extinction coefficient (dimensionless)	[0.35, 0.95]	(Maréchaux et Chave 2017a)	
	Φ : apparent quantum yield for C fixation ($mol\ C. mol\ photons^{-1}$)	[0.01, 0.2]		
	g_1 : stomatal conductance parameter (kPa)	[2.00, 5.00]		
	θ : curvature of the light response of electron transport (unitless)	[0.01; 1.4]		
Allocation carbone (global)	f_{wood} : fraction of NPP allocated to wood growth (%)	[0.2, 0.45]	$f_{wood} + f_{canopy} + f_{leaf} = 1$	
	f_{canopy} : fraction of NPP allocated to canopy (%)	[0.2, 0.45]		
Mortalité (global)	Surpied	m_0 : maximal basal mortality rate ($events. year^{-1}$)	[0.001, 0.05]	(F. Fisher 2019)
		ws_{lim} : wood specific gravity limiting mortality factor (unitless)	[1.00, 1.20]	(Maréchaux et Chave 2017a)
	v_c : treefall stochastic threshold (unitless)	[0.001, 0.3]	(E-Ping Rau <i>et al.</i> 2022)	
Reproduction (global)	$seedrain$: Total number of reproduction opportunities coming from outside ($\#.ha^{-1}.year^{-1}$)	$[10^2, 10^5]$	(Maréchaux et Chave 2017a)	
	nbs_0 : local seed dispersed par mature tree ($\#.tree^{-1}.year^{-1}$)	$[10^0, 10^2]$		
Allométrie couronne (global)	CR_a : intercept of Log-Log regression to infer crown radius from DBH	[1.5, 3]	(Jucker, Bouriaud, et Coomes 2015) avec :	
	CR_b : slope of Log-Log regression to infer crown radius from DBH	[0.4, 0.8]	$\rho(CR_a, CR_b) = 0.65$	
Modificateur de fertilité (species)	ΔDBH_{max} : scaling community wide factor on DBH limit (unitless)	[0.8, 1.2]	<i>A priori</i> interval: $\pm 20\%$	
	ΔH_{max} : scaling community wide factor on Height limit (unitless)			
Conditions floristiques (covariate)	TWI: local hydro-edaphic conditions (unitless)	[2, 12]	Quantile 95 % à échelle régionale	
	Habitat: regional geomorphological habitat (13 types)	-	(Guitet, Brunaux, <i>et al.</i> 2015a)	
Conditions climatiques (covariate)	$Clim_{fPC1}$: 1 st monthly principal component	[-4, 4]	Cette étude	
	$Clim_{fPC2}$: 2 nd monthly principal component			
	$Daily_{fPC1}$: 1 st daily principal component			
	$Daily_{fPC2}$: 2 nd daily principal component			
	$Daily_{fPC3}$: 3 rd daily principal component			
Paramètres de l'EFI (experiment)	$LogObj$: Harvesting goal ($m^3.ha^{-1}$)	[10, 50]	Minimum: (Charte EFI 2017) Maximum: (CTFT 1989)	
	EFI: Type of reduced impact logging (EFI 2 EFI 3)	-	-	
	T_{res} : Resilience time (year)	[10, 130]	de 10 ans à $2 \times T_{rot}$ à ans	

Note: l'ensemble des paramètres ont été échantillonnés de manière optimisée à l'aide de la fonction de quantile : $Beta(5,5) \times (Lim_{upper} - Lim_{lower}) + Lim_{lower}$. Cette fonction de quantile assure un échantillonnage centré sur les valeurs identifiées dans la littérature (Rau *et al.* 2022; Fisher, Maréchaux, et Chave 2023; Maréchaux et Chave 2017a). En Guyane, le temps de rotation (T_{rot}) est fixé à 65 ans.

4.3. Matériels et méthodes

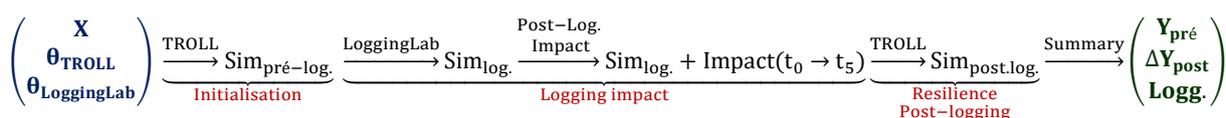
Pour atteindre notre objectif d'estimation de la fonction de production écologique d'actifs écosystémiques, nous avons développé une méthode d'analyse de sensibilité qui consiste en l'utilisation d'un simulateur forestier calibré pour la zone d'étude et de générer, au voisinage de ce point de calibration dans l'espace des paramètres et des conditions initiales, un ensemble de simulations résumées par différentes statistiques décrivant les caractéristiques de l'écosystème.

Nous avons défini des critères de durabilité adaptés au contexte guyanais de cette étude qui sont : le niveau de perte immédiate de biomasse induit par l'exploitation et la mesure de l'écart de la dynamique à l'état d'équilibre pré-exploitation (tirées des conditions de durabilité du chapitre 1 – p.40). Ces deux métriques sont estimées à partir d'une trajectoire de dynamique forestière pré et post-exploitation. Nous avons réalisé un couplage entre un simulateur de dynamique forestière, TROLL et les simulateurs d'impacts de l'exploitation *LoggingLab* - Post Log.

Couplage « soft » de simulateurs de dynamique forestière et d'exploitation forestière

Nous avons construit une séquence d'expérimentations numériques à l'aide du simulateur de croissance forestière (TROLL via *rcontrol*) et de l'exploitation aux normes EFI (*LoggingLab* puis *Post-Log. Impact*) qui sont initialisés pour l'ensemble des conditions régionales (climat et composition floristique). Ces deux simulateurs sont décrits respectivement dans les sections 4.6.1 et 3.2.1.

Nous pouvons formaliser ce couplage comme suit :



Équation 4-1 : Schéma de l'assemblage de simulateurs pour l'estimation des statistiques résumées des écosystèmes (en vert) selon un ensemble de paramètres d'entrée (en bleu).

Où l'on distingue trois éléments : l'ensemble des paramètres d'entrée à p dimension, en bleu, sont normalisé sous la forme $[0;1]^p$; les différentes phases de simulation, en rouge, permettent l'estimation de métriques écosystémiques d'intérêt, en vert).

D'abord, nous avons construit un ensemble de paramètres résumant la variabilité des conditions climatiques et floristiques auquel nous avons intégré un ensemble de facteurs correctifs d'allométries à l'échelle de la communauté pour intégrer un effet fertilité sur la hauteur dominante du peuplement (\mathbf{X}).

Ces corrections d'allométrie consistent à multiplier, pour l'ensemble des espèces d'une communauté, les paramètres de hauteur asymptotique (h_{lim}) et de diamètre limite (dbh_{thresh}). Ces facteurs correctifs agissent explicitement sur la hauteur limite du peuplement et le dbh

maximum des espèces. En ce sens, ils représentent un effet de « fertilité » défini en termes de hauteur dominante de peuplement (Pardé 1956). Cette mesure de hauteur intègre implicitement les facteurs limitants de la croissance en hauteur et diamétrique qui sont généralement édaphiques [déficit en azote et phosphore (Peguero *et al.* 2023; Soong *et al.* 2020; Langenhove *et al.* 2020; Domingues *et al.* 2010)], climatique [température maximale (Doughty *et al.* 2023), intensité et saisonnalité des précipitations (Muscarella *et al.* 2018)] et leurs interactions qui forment des conditions hydro-édaphiques soit propices ou contraignantes (Muscarella *et al.* 2020; Quesada *et al.* 2012).

Ensuite, nous avons défini le vecteur agrégeant les paramètres *ad-hoc* des conditions pré-exploitation (θ_{TROLL}) et des pratiques d'exploitation ($\theta_{\text{LoggingLab}}$). Plus spécifiquement, nous avons testé l'ensemble des facteurs précédemment étudié et noté comme influent dans la calibration de TROLL pour les actifs cibles. L'ensemble des paramètres et conditions initiales étudiés sont récapitulés dans le Tableau 4-1.

Ensuite, un chaînage de simulateur est réalisé à partir du simulateur TROLL encapsulé dans le package *rcontroll*. Le vecteur de paramètres (θ_{TROLL}) et de condition initiale (\mathbf{X}) sont utilisés pour générer l'état climacique de la forêt ($\text{Sim}_{\text{pré-log}}$) après 500 ans. L'exploitation forestière est simulée selon le vecteur de pratiques ($\theta_{\text{LoggingLab}}$) par le package *LoggingLab*. La mortalité induite par le réseau de piste et les trouées forestières est simulée à l'aide du modèle logistique Post-Log. Pour les individus morts, une date de suppression est choisie arbitrairement sur l'intervalle de 5 ans (intervalle de prédiction du modèle de mortalité). La trajectoire de résilience est simulée par TROLL à partir de l'inventaire post-exploitation et de la mortalité induite.

Enfin, un schéma de traitement de données par simulation permet de calculer les statistiques résumées décrivant les actifs et les structures du peuplement télédetectables pour certaines (récapitulées dans le Tableau 4-2).

Estimation des statistiques résumées de l'écosystème

Les conditions d'émergence de dynamiques proches de celles observées correspondent à des espaces contraints de paramètres de TROLL (Maréchaux et Chave 2017a; E-Ping Rau *et al.* 2022; F. J. Fisher, Maréchaux, et Chave 2023). Un échantillonnage systématique au voisinage du point de calibration ne garantit pas l'obtention de dynamiques biologiquement vraisemblables *a priori* (*i.e.* dont les statistiques résumées appartiennent aux intervalles disponibles dans la littérature).

Nous avons sélectionné des descripteurs des structures et du fonctionnement du peuplement pour limiter l'analyse de sensibilité à la topologie de paramètres biologiquement plausibles.

Tableau 4-2 : Mesures empiriques et intervalles de crédibilité associés comparables aux données de simulation TROLL à partir de l'inventaire, du modèle numérique de canopée, du champ 3D de LAI et des spectres LiDAR *full waveform*.

Caractéristique mesurée	Métrique	Formule	Intervalle crédible	Référence
Carbone	Production primaire brute (GPP)	$\sum_{ind} GPP_{ind}(A_{FcvB}, LA)$	[30; 40] (MgC. ha ⁻¹ . an ⁻¹)	(Malhi 2012)
	Biomasse épiquée* (AGB)	$\sum_{ind} \alpha_{ST} \times Vol_{ind} \times \rho_{WSG}$	[50; 600] (t. ha ⁻¹)	(J. Chave <i>et al.</i> 2008)
Diversité	Nombre de Hill q = 1 div. taxonomique*	$\exp\left(-\sum_{sp} p_s \ln(p_s)\right)$	-	-
	Nombre de Hill q = 1 div. fonctionnelle*	$\frac{1}{\prod_{sp}(Z_{funcP})^{p_s}}$	-	-
Production de bois commercial	Volume de bois des Espèces Commercial Majeures Principales* (ECMP)	$\sum_{ind} I(Sp_{ind} \in (ECMP)) Vol_{ind}$	[13; 50] (m ³ . ha ⁻¹)	(Guitet, Brunaux, et Traissac 2016)
	Volume de bois des Espèces Commerciales Majeures Principales et Autres* (ECMP + ECMA)	$\sum_{ind} I(Sp_{ind} \in (ECMP + ECMA)) Vol_{ind}$	[30; 110] (m ³ . ha ⁻¹)	
Structure diamétrique du peuplement	Diamètre moyen*	$\frac{\sum_{ind} I(DBH_{ind} \geq DBH_{min}) DBH_{ind}}{\max(\sum_{ind} I(DBH_{ind} \geq DBH_{min}), 1)}$	[18,2; 26,2] (cm)	Intervalle 95 % empirique (données d'inventaire du Chapitre 2)
	Densité de tige*	$\frac{\sum_{ind} I(DBH_{ind} \geq DBH_{min})}{Area_{plot}}$	DBH _{min} : 10 cm [500; 700] DBH _{min} : 30 cm [100; 120] (#. ha ⁻¹)	(Gourlet-Fleury, Guehl, <i>et al.</i> 2004, 45)
	Surface terrière*	$\frac{\sum_{ind} I(DBH_{ind} \geq DBH_{min}) DBH_{ind}^2 \pi}{Area_{plot}}$	DBH _{min} : 10 cm [20; 40] (m ² . ha ⁻¹)	
Structure verticale du peuplement	Hauteur de canopée moyenne	-	[-; 65] (MgC. ha ⁻¹)	(Fayad <i>et al.</i> 2014; Lang <i>et al.</i> 2023)
	Hauteur de canopée par la hauteur du quantile 95% LVIS & GEDI	-	[10; 42] (m)	Intervalle 95 % observés dans cette étude
	LAI moyen	-	[1; 12] (u. a)	(Clark <i>et al.</i> 2008)
	Diversité des hauteurs de feuillage (FHD)	$-\sum_i \frac{\Delta PAI(H_i)}{PAI} \log\left(\frac{\Delta PAI(H_i)}{PAI}\right)$	[2,79; 3,35] (u. a)	Intervalle 95 % observés dans cette étude
	Composantes spectrales principales LVIS & GEDI	-	PC1: [0,05; 0,49] PC2: [0; 0,4] PC3: [0,01; 0,42]	
L'exposant λ de la distribution ζ des tailles de trouées†	$P(S_{gap} = s (m^2)) = \frac{s^{-\lambda}}{\zeta(\lambda)}$	[1; 2] (u. a.)	(Beibei Zhang <i>et al.</i> 2023)	

Notes : * : variable vérifiant $DBH > DBH_{min}$ cm, $DBH_{min} \in \{1, 10, 30\}$ cm. † : La définition de « trouée forestière » est sujette à caution. Nous utilisons la définition de Silva *et al.* (2019) : surface d'au moins 1 m² ayant pour chaque élément contigu une hauteur inférieur à 10 m. La distribution des surfaces de trouée est ensuite approximée par la loi de puissance discrète ζ de paramètre λ (Asner *et al.* 2013). Plus λ est faible (≤ 2), plus la présence de grandes trouées sera importante. Le facteur $\alpha_{ST} = 0.0559$ est un facteur correctif de conicité du tronc. ρ_{WSG} : densité du bois de l'espèce Z_{func} : la matrice de distance fonctionnelle calculée à partir de la conversion en arbre des données de traits fonctionnelles de Vleminckx *et al.* (2021). PAI : surface de plante par unité de surface au sol. ζ(x) : la fonction zêta de Riemann.

Les variables estimées ont été classées en des variables d'intérêt (liées aux critères de gestion durable) et en variables connexes (caractéristiques mesurables de l'écosystème sans lien directe avec la définition de la gestion durable). Nous avons réalisé une recherche non exhaustive d'un ensemble d'articles proposant des intervalles de crédibilité faiblement informatif pour nos propriétés d'intérêts inobservables (carbone, diversité et production de bois commercial) et adaptées régionalement pour les variables connexes observables (structures diamétrique et verticale du peuplement), présentées dans le Tableau 4-2. Ces articles sont soit des analyses à l'échelle mondiale, soit des analyses en zone tropicale (principalement en Amérique du Sud).

Nous avons rassemblé les **variables d'intérêt** en trois catégories : les flux et stocks de carbone par unité de surface (Productivité primaire brute- GPP ; Biomasse épigée - AGB) calculés par le package R *rcontrol*; les diversités taxonomiques et fonctionnelles mesurées par les nombres de Hill d'ordre 1, calculés avec le package R *entropart* (É. Marcon et Hérault 2023) ; et le volume de bois commercial avant exploitation calculé à partir du package R *LoggingLab* (Badouard *et al.* 2024).

Nous avons identifié comme propriétés connexes des descripteurs de la **structure diamétrique** et de la **structure verticale** du peuplement.

Pour la structure diamétrique, nous avons mesuré le DBH moyen des arbres ayant un DBH supérieur à 10 cm, la densité de tiges pour les arbres ayant un DBH supérieur à 1 cm, 10 cm et 30 cm de DBH, et la surface terrière des arbres ayant un DBH supérieur à 10 cm. Ces métriques sont calculées avec le package R *rcontrol*. La distribution tronquée des DBH (≥ 10 cm) est approximée par une loi de Poisson dont le paramètre λ correspond à la moyenne. Les mesures de densités de tiges associées à la surface terrière constituent des indicateurs de l'équilibre démographique lié à l'effet d'auto-éclaircie⁵¹.

Un premier ensemble de descripteurs de la structure verticale est issu des simulations TROLL. La hauteur de canopée et le LAI moyen sont calculés avec le package *rcontrol*. Le régime de perturbation par chablis est une caractéristique importante de la dynamique temporelle de la structure verticale (Dalagnol *et al.* 2021; Hunter *et al.* 2015; Asner *et al.* 2013). La distribution des tailles de chablis peut être estimée par l'inférence de l'exposant λ de la loi puissance de type ζ décrivant la distribution des tailles de trouées (analogue à une distribution de Zipf). Ce

⁵¹ La loi d'auto-éclaircie correspond à une limite métabolique d'accumulation de biomasse par unité de surface (Westoby 1984). Cette limite se traduit dans la dynamique forestière par une zone limite dans le plan $\log(D_{\text{tree}}) \sim \log(\bar{D}_q)$ avec D_{tree} la densité de nombre de tige et \bar{D}_q le DBH quadratique moyen ($\bar{D}_q = \sqrt{12732 \frac{BA}{D_{\text{tree}}}}$; BA : surface terrière). Au cours de la succession forestière, on observe une trajectoire longeant la frontière d'auto éclaircie. Cette trajectoire correspond au changement de structure diamétrique induit par l'accroissement en diamètre d'un nombre réduit d'individu induisant une baisse de la densité du peuplement par une mortalité due à la compétition (Peters, Olagoke, et Berger 2018).

λ décrit donc le régime local de chablis indépendamment de la mortalité sur pied (Beibei Zhang *et al.* 2023). Il est estimé avec le package R *ForestGapR* (Carlos A. Silva *et al.* 2019).

Un second ensemble de descripteurs de la structure verticale est issu de données de télédétection. Trois sources de données de télédétection ont été identifiées en Guyane française : une carte de hauteur moyenne de canopée dérivée des mesures ICE-Glas [résolution : 250m, (Fayad *et al.* 2014)], et des mesures ponctuelles par LiDAR *full waveform* acquis par les capteurs LVIS et GEDI (voir Encadré 14). Deux informations sont précalculées dans les produits L2 (voir Encadré 14) : la hauteur du quantile à 95% (*rh95%*) assimilé à la hauteur du peuplement et la mesure FHD (*Foliar Height Diversity*) qui quantifie l'hétérogénéité de la distribution de la biomasse foliaire selon la hauteur [estimation par l'entropie de Shannon - (Hancock *et al.* 2019; MacArthur et MacArthur 1961)]. Nous proposons dans la section suivante d'approfondir l'analyse de ce dernier type de données pour l'estimation de la structure verticale de la canopée.

Variation des structures verticales de canopée à l'échelle régionale par ACP non négative parcimonieuse (NS-PCA) de données LiDAR full waveform LVIS/ GEDI

Nous avons filtré les données LVIS et GEDI selon la méthode prescrite par Fayad, Baghdadi et Lahssini (2022) et Hofton et Blair (2019). Ce filtrage sur les produits L2 de LVIS et GEDI consiste à sélectionner les points ayant : un rapport signal sur bruit (*sensitivity*) supérieur à 98 %, hauteur du quantile 95 % (*rh95%*) supérieur à 10 m et une hauteur du quantile à 10 % supérieur à 0 m. Pour les données GEDI, seuls les tirs à pleine puissance ont été sélectionnés. Après filtrage, le nombre de spectres disponibles est de 53 millions pour LVIS et 832 milles pour GEDI. Un échantillonnage stratifié par habitat régional a été effectué à 1000 spectres par strate (N = 17 000). Chaque spectre cumulé du type L2 a été converti en spectre de type L1 débruité par la dérivée d'ordre 1 des quantiles par la méthode *Generalized Orthogonal Local Derivative* (Deboeck 2010), implémentée dans le package R *doremi* (Denis, Adriana, et Delphine 2021). Les spectres sont tronqués pour la partie inférieure à 5 m pour éliminer le retour sol et la strate basse de sous-bois (voir strate n°4 dans la Figure 4-5) comme indiqué dans Rödig *et al.* (2018).

Nous avons réalisé une ACP non négative et parcimonieuse (*non-negative sparse PCA*) sur les spectres afin d'extraire des caractéristiques significatives sur la stratification verticale à partir des données LiDAR. L'intérêt de cette méthode est de conserver une forte interprétabilité des résultats par un processus de parcimonie. La parcimonie limite le nombre d'éléments non nuls dans les composantes principales. Cela signifie que chaque composante principale est une combinaison linéaire de seulement quelques caractéristiques originales, ce qui facilite l'identification des facteurs d'influence pertinents et sert comme méthode de sélection non supervisée. La contrainte de non-négativité exige que tous les éléments des composantes principales soient non négatifs. Cela est particulièrement pertinent dans le cas de mesures

physiques bornées, où seule l'influence positive des caractéristiques est cohérente. Dans notre cas, les spectres principaux peuvent être interprétés directement comme des contributions des strates de la canopée. Cette analyse a été réalisée à l'aide du package R *nsprcomp* (Sigg 2018).

Nous avons étudié la relation entre les scores et les descripteurs environnementaux à l'échelle régionale pour le jeu de données LVIS à l'aide de leur localisation pour une extraction du SWI. Pour cela nous avons moyenné les scores selon une maille de 250 m à l'échelle régionale.

Nous avons ajusté un modèle non-linéaire multidimensionnel corrigeant des effets de hauteur de peuplement (RH95) comme ci-après :

$$\forall i \in I, \alpha_- \in \mathbb{R}, \beta_- \in \mathbb{R}_+, (h_0 + h_{\text{Hab}}) \in [1, +\infty], \gamma_- \in \mathbb{R} \text{ avec}$$

$$\bar{\mu}_i \text{ tel que } \begin{cases} \log(\mu_{\text{LVIS } 1,i}) = \alpha_0 + \alpha_{\text{Hab}} + (\alpha_{\text{RH95}} + \alpha_{\text{RH95:Hab}}) \text{RH95}_i + (\alpha_{\text{RH95}^2} + \alpha_{\text{RH95}^2:\text{Hab}}) \text{RH95}_i^2 + \alpha_{\text{SWI}} \log(\text{SWI}_i + 1) \text{ (Équation 4-2.1)} \\ \log(\mu_{\text{LVIS } 2,i} + \varepsilon) = \beta_0 \frac{(\text{RH95}_i - 10)^{h_0 + h_{\text{Hab}}}}{\beta_1^{h_0 + h_{\text{Hab}}} + (\text{RH95}_i - 10)^{h_0 + h_{\text{Hab}}}} + \text{Offset} \text{ (Équation 4-2.2)} \\ \log(\mu_{\text{LVIS } 3,i}) = \gamma_0 + \gamma_{\text{Hab}} + (\gamma_{\text{RH95}} + \gamma_{\text{RH95:Hab}}) \text{RH95}_i + (\gamma_{\text{RH95}^2} + \gamma_{\text{RH95}^2:\text{Hab}}) \text{RH95}_i^2 + \gamma_{\text{SWI}} \log(\text{SWI}_i + 1) \text{ (Équation 4-2.3)} \end{cases}$$

$$\begin{pmatrix} \text{Score}_{\text{LVIS } 1,i} \\ \text{Score}_{\text{LVIS } 2,i} \\ \text{Score}_{\text{LVIS } 3,i} \end{pmatrix} \sim \text{MVN}(\bar{\mu}_i, S) \text{ avec } S = \begin{pmatrix} \sigma_1 & 0 & 0 \\ 0 & \sigma_2 & 0 \\ 0 & 0 & \sigma_3 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} 1 & \rho_{12} & \rho_{13} \\ \rho_{12} & 1 & \rho_{23} \\ \rho_{13} & \rho_{23} & 1 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \sigma_1 & 0 & 0 \\ 0 & \sigma_2 & 0 \\ 0 & 0 & \sigma_3 \end{pmatrix} \text{ (Équation 4-2.4)}$$

Équation 4-2 : Modèle de structuration verticale (scores NSPCA de la décomposition des spectres LVIS) selon la hauteur de peuplement (RH95), habitat forestier régional (Hab) et les conditions hydro-édaphiques locales (SWI).

Où pour toute mesure LVIS i , le peuplement est décrit par sa hauteur déduite du quantile 95% du spectre (RH95), l'habitat forestier régional au sens de Guitet *et al.* (2015a) et les conditions hydro-édaphiques locales via le proxy SWI ; le vecteur $\bar{\mu}_i$ correspond aux vecteurs moyens de score ; S est la matrice variance-covariance qui tient compte de la variance σ_- de chaque score et de la variance résiduelle ρ_- entre axes ; les axes 1 & 3 sont décrits par une forme polynomiale avec le RH95 en interaction avec les habitats forestiers régionaux à laquelle s'ajoute une correction par le SWI ; l'axe 2 est approximé par une forme de Michaelis-Menten généralisée où le paramètre β_0 correspond au score asymptotique, β_1 est la hauteur de peuplement de 1/2 score asymptotique et $h_0 + h_{\text{Hab}}$ forme le facteur h qui module le passage d'une forme exponentielle ($h=1$) à sigmoïdale ($h \gg 1$).

Nous avons réalisé cette analyse par inférence bayésienne à l'aide du package *brms* (Bürkner 2017). L'inférence a été réalisée avec 4 chaînes, 2000 itérations de chauffe et 2000 itérations d'échantillonnage. La convergence a été vérifiée pour l'ensemble des paramètres selon l'indice \hat{R} (Plummer *et al.* 2006). La qualité de l'ajustement a été estimée par le R^2 bayésien (Gelman *et al.* 2019).

Description des structures de variations climatiques et de composition floristique à l'échelle régionale et consolidation des données de traits et-allométrie des espèces

Afin de tenir compte des variations environnementale, nous avons réalisé une réduction de la dimensionnalité des données climatiques, de composition floristique et de structuration verticale de la canopée. Les données de composition floristique ont été complétées par des données de traits et d'allométries spécifiques.

Variations climatiques à l'échelle régionale : une approche par décomposition fonctionnelle

La définition de conditions climatiques dans le cas du modèle TROLL correspond à un ensemble de 3 variables (température, irradiance et déficit de vapeur) avec leurs variations mensuelles sur une année et leurs variations intra-journalières typiques (valable pour toute l'année) à la résolution semi-horaire.

Ces données sont disponibles à l'échelle mondiale sur différentes plateformes (Copernicus ou NASA par exemple) sous la forme de produits ayant des résolutions temporelles, spatiales et des précisions variables. Selon la littérature en modélisation des communautés végétales, le produit indiqué pour l'estimation de patron et de la dynamique actuelle des communautés végétales est le produit ERA5-Land (Muñoz-Sabater *et al.* 2021). Il propose un ensemble de variables climatiques à une résolution temporelle fine (estimation horaire) à l'échelle mondiale pour une résolution spatiale (11 km) adéquate pour l'estimation de climat moyen en absence de forte variation orogénique (Kusch et Davy 2022; Davy et Kusch 2021). À ce jour, il est le seul produit de réanalyse qui propose une résolution temporelle horaire nécessaire pour TROLL.

Il existe un ensemble de variables restreint nécessaire à la génération des fichiers climatiques de TROLL :

- température à 2 m de hauteur en K ($t2m$) ;
- température du point de rosée à 2 m de hauteur en K ($d2m$) ;
- cumul des précipitations en m (tp) ;
- pression atmosphérique à la surface en Pa (sp) ;
- irradiation solaire nette en $J.m^{-2}$ ($SSRD$) ;
- composante zonale du vent à 10 m de hauteur en $m.s^{-1}$ (u_{10m})
- composante méridionale du vent à 10 m de hauteur en $m.s^{-1}$ (v_{10m}).

La conversion des données ERA5-Land vers le format de données climatiques utilisable par TROLL nécessite plusieurs transformations :

la vitesse du vent (WS) : la vitesse du vent correspond à la norme du vecteur engendré par les composantes u et v du vent. On peut donc déduire que la vitesse du vent (WS) correspond à :

$$WS = \sqrt{(u_{10m})^2 + (v_{10m})^2}$$

le déficit en pression de vapeur (VPD) : le calcul du déficit en pression de vapeur peut être réalisé selon trois variables ($t2m$, $d2m$ et sp) à l'aide de la formule de (A. L. Buck 1981) :

$$VPD = (e_{sat}(d2m, sp) - e_{obs}(t2m, sp)) \quad (4.3.1)$$

$$e_s(\bullet 2m, sp) = 611.21 \times f(\bullet 2m, sp) \times [1] \quad (4.3.2)$$

$$[1] : \exp\left(\left(18.678 - \frac{\bullet 2m - 273.15}{234.5}\right) \times \frac{\bullet 2m - 273.15}{(240.97 + \bullet 2m - 273.15)}\right) \quad (4.3.3)$$

$$f(\bullet 2m, sp) = 1.0007 + 10^{-7} \times sp \times (0.032 + 5.9 \times 10^{-6} \times \bullet 2m^2) \quad (4.3.4)$$

Équation 4-3 : formule de calcul du déficit en vapeur d'eau à partir de la température, de température du point de rosée et de pression atmosphérique selon Buck (1981).

l'irradiance instantanée (SSRD) : la mesure de l'irradiance dans les données ERA5 correspond au cumul au pas horaire ou journalier. La mesure instantanée peut être obtenue par le calcul de la variation de ce cumul.

$$\Delta SSRD(t) = SSRD(t) - SSRD(t - 1)$$

Les fichiers climatiques de TROLL correspondent à des composantes saisonnières, soit quotidiennes, de 7 h à 19 h, soit mensuelles. L'extraction de ces composantes saisonnières est possible en analysant les séries chronologiques des données.

Une décomposition additive des variables nous a permis d'obtenir le motif d'intérêt à la résolution d'origine (horaire ou mensuelle). Les valeurs semi-horaires ne sont pas disponibles pour les données ERA5-land. Des fonctions d'interpolation de type *splines* sont utilisées pour estimer les valeurs horaires à une résolution semi-horaire. L'interpolation du motif à l'aide de fonctions splines du type périodique assure les conditions aux limites (c'est-à-dire la valeur à 0 h à gauche est la même qu'à 24 h à droite), sauf pour l'irradiance qui n'est pas une fonction périodique continue et qui nécessite une interpolation *spline* de type naturel.

Pour automatiser cette analyse, nous avons développé et utilisé la fonction `generate_climate` du package *rcontroll* (Schmitt, **Salzet**, *et al.*, 2023) pour collecter les données ERA5-Land à la localisation de la station de recherche des Nouragues (4°02. N, 52°414 W) depuis la plateforme Copernicus et pour les traiter de 1975 à 2022 (Muñoz-Sabater *et al.* 2021). Nous avons réalisé la comparaison, à l'aide du coefficient de corrélation de Pearson, avec les données disponibles de Tour à Flux de la station biologique des Nouragues (voir comparatif des variations mensuelles SI Figure 4-21 et intra-journalière SI Figure Figure 4-22) et au sein du réseau régional Météo France (voir carte réseau SI Figure 4-20 ; comparaisons des variations mensuelles SI Figure 4-26 & Figure 4-25 et intra-journalières SI Figure 4-24 & Figure 4-23). Nous avons réalisé une correction sur les données de températures pour intégrer l'effet du changement climatique en ajustant les moyennes des données empiriques et des données ERA5-Land (un décalage +1°C entre les données Météo-France et ERA5-Land imputables aux différences d'intervalle).

Après cette phase de validation, une estimation de l'ensemble des patrons mensuels et intra-journalier à l'échelle de la région Guyane a été réalisée. L'ensemble des données de 1970 à 2020 a été traité à l'aide de la fonction `generate_climate` de *rcontroll*. La décomposition des données de saisonnalité a été réalisée sous la forme d'une analyse en composante principale fonctionnelle multidimensionnelle (mfPCA) à l'aide du package *MFPCA* (Happ-Kurz 2020). Les valeurs de scores ont été projetées spatialement à une résolution de 9 km. Les valeurs des principaux habitats forestiers (Guitet, Pélissier, *et al.* 2015) ont été joints spatialement pour chaque pixel de score selon la valeur médiane à l'aide du package R *terra*.

Variations de composition des communautés d'arbre à l'échelle régionale : une approche mêlant habitat régional et gradient hydro-édaphique local

L'étude réalisée dans le Chapitre 2 nous a permis d'estimer la part de 507 espèces parmi les 1467 espèces répertoriées en Guyane française à l'aide de deux variables intégratrices : l'habitat forestier régional au sens de Guitet *et al.* (2015a) sous forme de facteur à 13 modalités et l'indice topographique d'humidité du sol (*SAGA Wetness Index* - SWI).

En complément du modèle de distribution d'espèces, nous avons fait le choix de réaliser l'imputation des espèces différentes des 507 étudiées selon leur présence dans les habitats (au moins une occurrence). Pour chaque habitat, un ensemble d'espèces observées au moins une fois et différentes de celles modélisées substituent, de manière équitable, la part des espèces non identifiées.

Consolidation de la description fonctionnelle et allométrique des communautés d'arbre à l'échelle régionale

La description fonctionnelle des espèces dans le simulateur TROLL correspond à quatre mesures de trait (la masse surfacique foliaire - LMA, la concentration massique en azote foliaire - N_{mass} , la concentration massique en phosphore foliaire - P_{mass} , la densité du bois (*wood specific gravity*) - WSG) et trois paramètres allométriques (la hauteur du quantile à 95% spécifique - H_{max} , le DBH du quantile à 95% - DBH_{max} , le DBH de $\frac{1}{2} H_{max}$ - a_h).

Extraction des données de trait

Nous avons enrichi la base de données précédemment acquise (2017a; Schmitt 2017; Page 2018; F. Fisher 2019) pour les paramètres fonctionnels en y intégrant les valeurs de traits des 1467 espèces de Vleminckx *et al.* (2021).

Estimation des relations allométriques

D'autre part, les paramètres allométriques ont pu être estimés pour 387 espèces à l'aide de travaux antérieurs ou d'estimations allométriques.

Pour le paramètre dbh_{thresh} , la base de données déjà acquise lors d'études antérieures (Maréchaux et Chave 2017a; Page 2018; Schmitt 2017) a été utilisée.

La base de données Tallo (Jucker *et al.* 2022) rassemble des mesures de hauteur, de DBH et de rayon de couronne pour plus de 498 838 arbres dont 79 175 en forêt tropicale humide.

La relation allométrique hauteur-diamètre utilisée dans TROLL est de la forme suivante :

$$\forall i \in \llbracket 1, N_{tree} \rrbracket, \log(\text{height}_i) \sim \mathcal{N} \left(\log \left(h_{lim,sp_i} \times \frac{DBH_i}{a_{h,sp_i} + DBH_i} \right), \sigma^2 \right) \text{ (Équation 4-4.1)}$$

$$\forall sp \in \llbracket 1, N_{sp} \rrbracket, \quad h_{lim,sp} > 10, \quad a_{h,sp} > 0 \text{ (Équation 4-4.2)}$$

Équation 4-4 : Relation allométrique hauteur-diamètre utilisée dans TROLL et contrainte physique associée.

Avec i l'indice de l'arbre de hauteur $height_i$ et de DBH dbh_i et d'indice d'espèce sp_i . Les paramètres de chaque espèce sp sont la hauteur asymptotique de l'espèce $h_{lim,sp}$ et le DBH de 1/2 hauteur asymptotique $a_{h,sp}$.

Une sélection des espèces communes entre la base Tallo et celle de Vleminckx *et al.* (2021) a permis d'obtenir une liste de 69 espèces ($N_{train}: 7270$). Nous avons utilisé les mesures allométriques Hauteur-DBH à partir de 10 cm de DBH de la base de données guyanaise de mesures fonctionnelles et allométriques BRIDGE [voir Baraloto *et al.* (2010)] qui a 14 espèces en commun avec la base de données TALLO pour réaliser une validation externe ($N_{val}: 480$).

L'estimation des paramètres est réalisée à l'aide du package R *brms* pour la forme du modèle (1). Les mesures de hauteurs et de diamètres sont en mètre. Les paramètres spécifiques $h_{lim,sp}$ et $a_{h,sp}$ sont sous la forme d'un effet aléatoire issue d'une loi normale $\mathcal{N}(\mu, \omega^2)$ avec μ a valeur moyenne de l'effet pour l'ensemble des espèces guyanaises ω étant l'écart-type de la loi du paramètre considéré. Nous avons utilisé, sur la base des estimations de Goulamoussène *et al.* (2016), les distributions *a priori* $\mu_{h_{lim}} \sim \mathcal{N}(40, 10)$, $\mu_{a_h} \sim \mathcal{N}(0.5, 0.5)$ tronquées tel que $\mu_{h_{lim}} \in [10, +\infty[$ et $\mu_{a_h} \in \mathbb{R}_+^*$.

L'estimation de la fiabilité du modèle est réalisée à l'aide du R^2 bayésien (Gelman *et al.* 2019). La convergence a été validée à l'aide des indices \hat{R} (Plummer *et al.* 2006).

Imputation des paramètres d'allométrie sous contrainte des spectres économiques

Les spectres économiques forment un ensemble de corrélations entre valeurs de traits. Ces matrices de variance-covariance peuvent être utilisées pour effectuer une imputation pour les données manquantes.

Selon Page (2018), les paramètres allométriques montrent aussi des corrélations importantes entre eux. Il préconise la méthode de congruence des moyennes prévisionnelles (*predictive mean matching - PMM*) pour estimer les paramètres manquants. L'objectif est d'obtenir des valeurs imputées qui vérifient les corrélations globalement observées au préalable. Le niveau de manque peut être compensé par de fortes corrélations entre variables. Nous avons utilisé les 19 traits disponibles dans la base de données de Vleminckx *et al.* (2021) recoupant les spectres économiques des feuilles, du tronc et des racines. L'imputation a été réalisée pour 1456 espèces pour les paramètres $a_{h,sp}$ et $h_{lim,sp}$ et 1295 espèces pour le DBH_{max} .

Nous avons effectué une imputation avec pour spécification 10 chaînes d'imputation avec 1000 itérations pour assurer la stabilité du résultat.

Évaluation optimisée, contrôlée et substituée par un métamodèle de type processus gaussien

À partir de ces représentations réduites des conditions initiales et de la sélection des paramètres *ad-hoc* à tester, nous avons construit et utilisé le package *trollcalibr* pour concevoir le design expérimental optimisé et réaliser les simulations de manière contrôlée via les

intervalles de vraisemblance biologique (voir SI : Description de la plateforme de couplage – le package R *trollcalibr* – p.209).

Nous avons identifié pour chaque paramètre un intervalle d'étude centré sur la valeur utilisée dans des simulations TROLL pour le site d'étude guyanais, la station biologique des Nouragues [voir : (E-Ping Rau *et al.* 2022; F. J. Fisher, Maréchaux, et Chave 2023; Maréchaux et Chave 2017a) – valeurs des Nouragues disponibles comme paramètres par défaut du package R *rcontroll* de Schmitt, **Salzet** *et al.* (2023)]. Les fonctions de quantiles associées aux marges de l'échantillonnage assurent un échantillonnage au voisinage des paramètres calibrés (la valeur médiane) par la forme : $Beta(5,5) \times (Lim_{upper} - Lim_{lower}) + Lim_{lower}$ ⁵². Le budget de simulation a été fixé au total à 5000 simulations (environ 200 simulations par dimension pour un total de 25 paramètres) et dont un premier budget d'initialisation à 500 simulations. Nous avons opté pour un échantillonnage par une approche de correspondance de trajectoires, dit aussi *History Matching* – HM⁵³ (Baker *et al.* 2022), qui consiste en un filtrage de l'espace des paramètres à l'aide des intervalles biologiques sur les métriques écosystémiques via trois vagues successives de 1000 points chacune. Ensuite, nous avons réalisé une phase d'apprentissage actif⁵⁴ de 1500 points réalisés par vague de 100 points (32 points identifiés par le critère d'Erreur de Prédiction Quadratique Moyenne Intégré [IMSPE, voir en SI : Équation 4-9] des variables de sortie et 68 points en réplifications).

Premièrement, des fonctions de génération de tables de données d'initialisation au format TROLL ont été utilisées pour générer, à partir des scores sur les dimensions réduites, les conditions initiales décrivant le climat local et la composition floristique moyenne présentés précédemment.

Deuxièmement, la séquence d'expérimentation par simulation a été construite sous la forme de : (1) une expérience intermédiaire de collecte de statistique résumée en conditions pré-exploitation ; (2) une simulation d'exploitation à l'aide du simulateur *LoggingLab* selon les paramètres fixés lors de l'échantillonnage suivi de 5 ans de simulations interrompus chaque

⁵² Intervalle d'échantillonnage à 95% : $[Lim_{lower} + 0.21(Lim_{upper} - Lim_{lower}); Lim_{lower} + 0.79(Lim_{upper} - Lim_{lower})]$.

⁵³ L'approche par *History Matching* repose sur la réduction de l'implausibilité entre les simulations du modèle et les observations (Baker *et al.* 2022). L'implausibilité mesure la divergence entre les prédictions du modèle et les données observées en prenant en compte les différentes sources d'incertitude inhérentes à ces données (voir formule SI : Équation 4-8). L'ajustement est réalisé par échantillonnage successif (nommés « vagues ») au sein des enveloppes de paramètres dont l'implausibilité est inférieur au seuil de 3σ . L'approche de *History Matching* ainsi est parallélisation à hauteur du nombre de simulations par vague.

⁵⁴ L'apprentissage actif est une approche qui vise à optimiser la sélection des données d'entraînement un modèle prédictif. Elle utilise le critère IMPSE (*Integrated Mean Squared Prediction Error*, voir SI : Équation 4-9) qui mesure comment l'ajout d'une nouvelle observation affecterait la précision globale des prédictions du modèle sur l'ensemble de l'espace d'intérêt. L'apprentissage actif permet d'optimiser l'efficacité de l'apprentissage et d'améliorer la précision des prédictions du modèle tout en minimisant le coût et le temps nécessaires à la collecte de données supplémentaires. La principale limite de cette approche est l'utilisation de données séquentielle qui empêche la parallélisation du processus.

année pour simuler la mortalité liée au modèle de dégât post-exploitation ; et (3) une expérience finale de collecte de statistiques résumées en conditions post-exploitation.

Une métrique d'écart à l'équilibre de la structure et du fonctionnement du peuplement [*Structure Disturbance Index* – SDI ; adaptée de Fisher (2019)] a été formulée tel que :

$$SDI(T_{Res}) = \text{Median} \left(\left[\sqrt{\Delta AGB^2 + \Delta GPP^2 + \Delta ABU_{10}^2 + \Delta ABU_{30}^2} \right]_{T_{Res}-5 \rightarrow T_{Res}} \right), \Delta X = \left(\frac{\log(X+1) - \mu_{\log(X+1), Pre}}{\sigma_{\log(X+1), Pre}} \right)$$

Équation 4-5 : Définition de l'indice composition de perturbation de structure SDI

Avec T_{Res} le temps de résilience post-exploitation, ΔX la fonction de calcul de l'écart normalisé à la référence pré-exploitation définie en tant par sa moyenne désaisonnalisée $\mu_{\log(X+1), Pre}$ et son écart type $\sigma_{\log(X+1), Pre}$ temporel sur 100 ans. La variable X est transformée par la fonction $\log(x+1)$ pour assurer la normalité de la réponse. Les variables de structure utilisées sont la biomasse épigée des individus de plus de 10 cm de DBH, la production primaire brute, la densité de tige de plus de 10 cm de DBH et la densité de tige de plus de 30 cm de DBH. L'écart est calculé sur les 5 dernières années avant T_{Res} et la médiane est obtenue à partir de cette série temporelle.

Pour chaque simulation TROLL, l'échantillonnage des valeurs des statistiques résumées est réalisé sur les 100 dernière années en condition pré-exploitation et 5 dernières années en condition post-exploitation pour décomposer la variabilité temporelle et supprimer la saisonnalité. La stationnarité est testée en condition pré-exploitation en scindant l'échantillonnage en deux trajectoires temporelles et en calculant la métrique \hat{R} (Plummer *et al.* 2006). Si la stationnarité est vérifiée ($\hat{R} < 1.01$), une simulation de LiDAR ALS⁴⁹ est réalisée à dense échantillonnage (35 ± 15 tirs.m⁻²) avec une probabilité de transmittance de 40 % comme calibré dans le package *rcontroll* (F. Fisher 2019). Le coefficient d'extinction du laser est identique à de la lumière pour la photosynthèse (k_{light}). Le nuage de point LiDAR est converti en produit L2 LVIS et GEDI en spécifiant l'amplitude à demi-maximum d'impulsion incidente⁵⁵ [$FWHM = 2,35 \times \sigma_p$; $\sigma_p(LVIS) = 0,6893$; $\sigma_p(GEDI) = 0,9548$] et la largeur de l'emprise [$L_f = 4\sigma_f$; $\sigma_f(LVIS) = 6,25$ m, $\sigma_f(LGEDI) = 5,5$ m] (Carlos Alberto Silva *et al.* [2020] 2021; Hancock *et al.* 2019). Cette est réalisée avec l'outil *GEDI simulator* inclus dans le package *rGEDI*. Nous traitons chaque spectre comme décrit pour les spectres empiriques. Deux mesures dérivées sont conservées, le rh95 % est assimilé à la hauteur moyenne de canopée ; pour les données GEDI seulement la mesure FHD. L'ensemble des spectres sont décomposés à partir de la base de spectres principaux issue de l'analyse NSPCA des spectres empiriques à l'aide de la fonction *unidecomp* du package MFPCA (Happ-Kurz 2020). Les scores obtenus sur la parcelle (N = 49) sont moyennés.

Le contrôle de la vraisemblance biologique des paramètres est réalisé à chaque vague de simulation à l'aide de la métrique d'implausibilité liée aux bornes des intervalles (cf. Équation

⁵⁵ La conversion du FWHM vers le σ_p est calculé comme suit : $\sigma_p = \frac{FWHM}{2c} / (2\sqrt{2\log(2)})$ avec c la vitesse de la lumière en m.s⁻¹

4-8). Le filtrage est alors réalisé sur un filtre d'une implausibilité supérieur au seuil de 3σ (voir SI : Équation 4-8).

L'estimation de la fonction liant les paramètres d'entrées à chaque métrique de l'écosystème est inférée à l'aide de modèles de substitution sous forme de processus gaussiens à partir des simulations (cf. Inférence et évaluation du modèle de substitution par processus gaussien Homo/Hétéroscédastique : - p.219).

L'évaluation de la qualité d'ajustement de ces modèles a été réalisée à partir de la corrélation entre les valeurs moyennes prédites et observées pour les moyennes des répliques. Nous avons calculé la racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) par sortie du modèle pour estimer l'ordre de grandeur de l'erreur.

Analyse de sensibilité par indices de Sobol

L'analyse de sensibilité a été réalisée à l'aide des indices de Sobols (Sobol 1998), d'ordre total, du 1^{er} ordre et du 2nd ordre selon la méthode d'Azzini (Azzini, Mara, et Rosati 2020). La méthode de Sobol (Sobol 1998) est une méthode d'analyse de sensibilité globale et indépendante du modèle, basée sur la décomposition de la variance des sorties. Elle peut traiter des fonctions et des modèles non linéaires et non monotones. Formellement, pour un modèle $Y = f(X)$ où Y est la sortie du modèle, $X = (X_1, X_2, \dots, X_p)$ est le vecteur de paramètre, la décomposition de la variance de f selon Sobol : $V(Y) = \sum_{i=1}^p V_i + \sum_{i=1}^p \sum_{j=i+1}^p V_{ij} + \dots + V_{1,\dots,p}$ où pour X normalisé à l'hypercube unitaire $[0; 1]^p$; $V(Y)$ est la variance totale inconditionnelle ; V_i est la variance partielle, nommée aussi « effet marginal » de X_i sur Y tel que $V_i = V[E(Y|X_i)]$; V_{ij} est l'impact joint de X_i et X_j sur la variance totale déduite des effets de premier ordre.

On définit les indices de Sobol du 1^{er}, 2nd et ordre total respectivement tel que :

$$S_i = \frac{V_i}{V(Y)} = \frac{V[E(Y|X_i)]}{V(Y)}; S_{ij} = \frac{V_{ij}}{V(Y)} = \frac{V[E(Y|X_i, X_j)]}{V(Y)} \text{ et } T_i = 1 - \frac{V_{-i}}{V(Y)}.$$

Pour les modèles additifs et sous l'hypothèse d'effets orthogonaux, les indices T_i et S_i sont égaux et la somme des S_i est égale à 1. Pour les modèles non-additifs, des interactions non-nulles existent. Dans ce cas, la somme des T_i est supérieure à 1 et la somme des S_i est inférieur à 1. La différence entre T_i et S_i permet de déterminer l'impact des interactions entre le paramètre X_i et les autres paramètres. Ces indices ont été calculés sur les valeurs moyennes prédites pour les modèles de substitution. Leur calcul a été réalisé à l'aide du package *sensobol* (Puy *et al.* 2022). Le signe des effets marginaux a été calculé par simulation selon l'approche de Gramacy (2020, 363-66).

Modèle à forme réduite des réponses écosystémiques

Après avoir identifié les principaux déterminants des fonctions de productions écologiques à l'aide de l'analyse de sensibilité. Nous avons construit des modèles paramétriques par une

approche bayésienne pour les principaux critères de durabilité locale : la perte de stockage de carbone induit immédiatement par l'exploitation (LBIOM) et la mesure de l'écart à la dynamique naturelle (MEDDIST). Nous avons identifié comme relation les formes suivantes :

$$\log(\text{LBIOM}_i + 1) \sim \mathcal{N}\left(\text{LB}_{\text{lim}} \frac{\text{LOGVOL}_i^h}{(\text{LV}_0 + \text{LV}_{\text{EFI}})^h + \text{LOGVOL}_i^h}, \varepsilon_{\text{LB},i}\right) \text{ avec } (h, \text{LV}_0 + \text{LV}_{\text{EFI}}) \in \mathbb{R}_+^*, \text{LB}_{\text{lim}} \in \mathbb{R}$$

Équation 4-6 : Forme réduite de la perte de stockage de carbone induit immédiatement par l'exploitation (LBIOM) selon le l'intensité d'exploitation (LOGVOL) et la norme technique utilisée (EFI)

Avec pour chaque parcelle i , l'intensité d'exploitation - LOGVOL (en $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), le logarithme de la perte de biomasse asymptotique LB_{lim} , le facteur de forme h , et l'intensité de $\frac{1}{2}$ perte de biomasse asymptotique $\text{LV}_0 + \text{LV}_{\text{EFI}}$ (en $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) composée de LV_0 l'intensité pour l'EFI2 et LV_{EFI} l'effet du passage de l'EFI2 à l'EFI3 ; ε_i : erreur résiduelle. Les paramètres h et $\text{LV}_0 + \text{LV}_{\text{EFI}}$ sont contraints à être positifs et non-nuls. La forme paramétrique est de type équation de Hill.

$$\log(\text{MEDDIST}_i) \sim \mathcal{N}(\mu_{\text{MEDDIST}} + \alpha_{\text{MD,EFI2}} + \beta_{\text{MD,LOGVOL}} \log(\text{LOGVOL}_i) + (\beta_{\text{MD,T}_{\text{res}}} + \gamma_{\text{MD,EFI2}}) \times \text{T}_{\text{res},i}, \varepsilon_{\text{MD},i})$$

Équation 4-7 : Forme réduite de l'écart multidimensionnel à la dynamique post-exploitation à la référence pré-exploitation (MEDDIST).

Avec pour chaque parcelle i , μ_{MEDDIST} : l'ordonnée à l'origine ; $\alpha_{\text{MD,EFI2}}$: effet marginal du changement de norme technique autorisant l'usage du débardage par grappin et câble au lieu de seulement câble ; $\beta_{\text{MD,LOGVOL}}$: l'exposant de la loi de puissance de l'intensité d'exploitation (LOGVOL_i en $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) ; $\beta_{\text{MD,T}_{\text{res}}}$: l'exposant de la loi de puissance du temps de résilience post-exploitation ($\text{T}_{\text{res},i}$ en année) ; $\gamma_{\text{MD,EFI2}}$: effet sur la résilience du changement de normes techniques EFI 2 vers EFI 3 ; ε_i : erreur résiduelle.

Les modèles ont été ajustés à l'aide du package *brms* (Bürkner 2017). L'inférence a été réalisée avec 4 chaînes, 1000 itérations de chauffe et 1000 itérations d'échantillonnage. La convergence a été vérifié pour l'ensemble des paramètres selon l'indice $\hat{R} < 1,01$ (Plummer *et al.* 2006). La qualité de l'ajustement a été estimé à l'aide du R^2 bayésien (Gelman *et al.* 2019).

L'ensemble des analyses ont été réalisé sur R (R Core Team 2021).

4.4. Résultats

La construction de la fonction de production écologique consiste en 3 étapes successives : (1) la définition des statistiques résumées de l'écosystème en distinguant les actifs cibles des descripteurs de structures ou de fonctions ; (2) la sélection des variables à tester entre les paramètres de l'assemblage de simulateur et les dimensions synthétisant les conditions initiales de simulations ; (3) la réalisation des simulations et la substitution par un métamodèle complet ou réduit.

Estimation des statistiques résumées de l'écosystème

Dans la première étape, nous avons identifié un ensemble de statistiques résumées des structures et fonctions de l'écosystème chacune associée à un intervalle de vraisemblance biologique. Nous avons identifié 16 descripteurs à partir du schéma d'expérimentation numérique et associé à un intervalle de vraisemblance biologique (voir Tableau 4-1).

Parmi ces variables, nous avons approfondi la description de la structure verticale des peuplements en nous appuyant sur les données publiques de télédétection LiDAR *full waveform* LVIS et GEDI.

Décomposition spectrale des données LiDAR *full waveform* LVIS/GEDI

A partir d'un échantillonnage stratifié de 17 000 spectres [1000 par habitats forestiers régionaux (Guitet, Brunaux, *et al.* 2015b)], nous avons réalisé une Analyse en Composantes Principales non-négative parcimonieuse (NSPCA). Pour les données LVIS et GEDI, nous avons retenu les 3 premiers axes de cette ACP [variance cumulée : 49,62 % LVIS ; 69,09 % GEDI ; voir

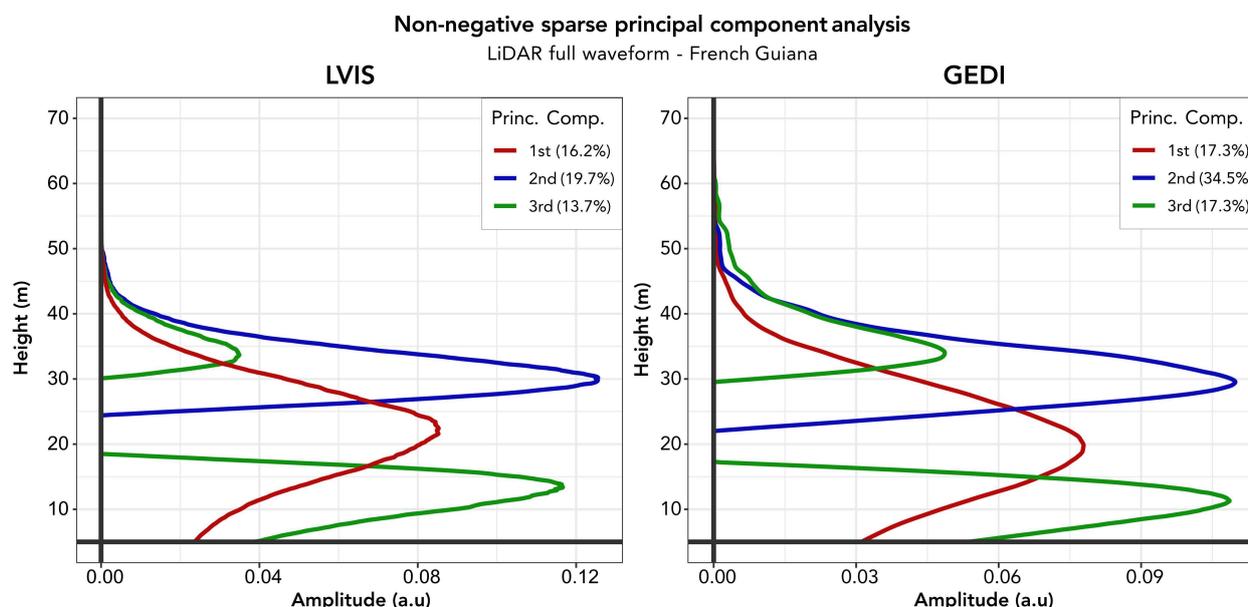


Figure 4-7 : Les trois premiers spectres principaux identifiés par ACP non négative parcimonieuse pour 17 000 spectres stratifiés par habitat régional pour les données LVIS (à gauche) et GEDI (à droite).

En abscisse : l'amplitude du spectre LiDAR après normalisation (unité arbitraire) ; En ordonnée : la hauteur depuis le sol (en m). Pour chaque capteur, les trois premières composantes ont été sélectionnées (cumul de variance : LVIS – 49,62 % ; GEDI – 69,09 %) et sont représentées en rouge, bleu et vert. La somme de ces fonctions, pondérées de leur score positif ou nul, approxime les spectres

Figure 4-6]. Le spectre principal n°1 (PC°1) est le spectre moyen par construction de la NSPCA. Le spectre principal n°2 (PC°2) concentre la majorité de la variance et est unimodal (mode : 30 m). Le spectre principal n°3 (PC°3) est bimodal avec un mode principal à 15 m et un mode secondaire à 35°m.

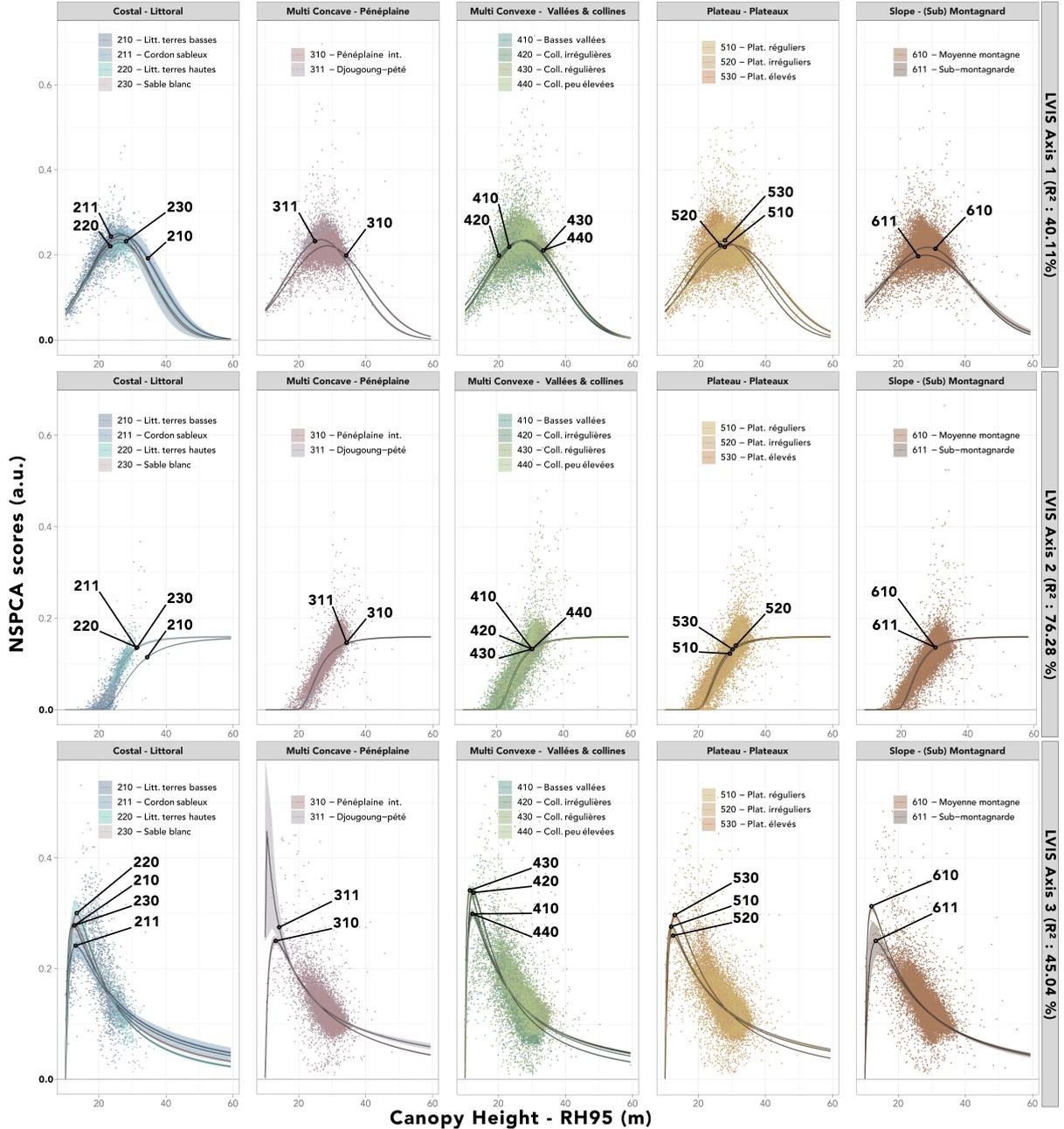


Figure 4-8 : Estimation des contributions spectrales (scores NSPCA) à la structure verticale selon la hauteur du peuplement (RH95) et l'habitat forestier régional rassemblés en paysages géomorphologiques.

L'estimation jointe des trois composantes a été réalisée à l'aide de modèles non-linéaires présentés par dimension (axe vertical des panels) et par paysage géomorphologiques (axe horizontal des panels). En **abscisse** : la hauteur du peuplement estimé par le proxy de la hauteur relative du 95 % du spectre L2 (RH95). En **ordonnée** : la valeur du score selon la composante spectrale considérée. Les couleurs correspondent aux habitats forestiers au sens de Guitet et al (2015b). L'ajustement partiel du modèle à chaque dimension est indiqué (R² LVIS 1 : 40,11 %, LVIS 2 : 76,28 %, LVIS 3 : 45,04 %). Pour chaque habitat, la courbe modélisée (souligné en noir) et l'enveloppe d'incertitude sont colorées selon les la légende indiquée dans la figure.

A partir des données agrégées à la résolution de 250 m, nous montrons dans la Figure 4-8 les relations entre l'environnement (habitat forestier et conditions hydro-édaphiques) et les scores de stratification verticale détectés par la NSPCA. L'ensemble des paramètres ont convergé ($\hat{R} < 1.01$) et le R^2 bayésien par dimension spectrale est de :

$$R^2_{bayes}(PC1) = 40,11 \% IC_{95\%}[39,80 ; 40,42] \quad R^2_{bayes}(PC2) = 76,36 \% IC_{95\%}[76,28 ; 76,44].$$

$$R^2_{bayes}(PC3) = 45,04 \% IC_{95\%}[44,74 ; 245,34]$$

La structuration verticale résumée par les scores NSPCA est principalement expliquée par la hauteur de canopée puis par des variations d'environnement. Nous montrons un motif commun pour l'ensemble des habitats avec : une forme parabolique de la composante n°1 que nous interprétons comme la densité moyenne de feuillage dans le peuplement (taille relative de la strate 2 vis-à-vis des strates 1 et 3 dans la figure Figure 4-5) sachant que c'est le spectre moyen par construction de la NSPCA ; la composante n°2 qui devient non nulle pour les peuplements ayant une hauteur supérieure à 20 m et qui caractérise la strate de canopée compte-tenu de sa corrélation avec le RH95 et de la forme en pic vers 40 m du spectre associé (strate 1 dans la Figure 4-5); la composante n°3 croît jusqu'à 20 m de hauteur de peuplement puis décroît ce que nous interprétons comme la contribution du sous-bois (strate 3 dans la Figure 4-5). L'effet de l'environnement est lié à une modification de distribution de hauteur de canopée (habitats littoraux sableux : 20 m, littoral acrisol : 25 m, Pénéplaine : 26 m, collines : 25-26 m, plateaux : 30 m, sub-montagnard : 27 m), et par une modification des paramètres des composantes n°1 et n°3 (la composante n°2 est très stable sauf pour l'habitat littoral de terres basses principalement - 210). Nous montrons que pour une hauteur de canopée donnée, les variations environnementales modifient soit la composante n°1 en modulant le maximum de la densité moyenne de feuillage (paysages de pénélaine, de plateaux et sub-montagnard), soit en modifiant la contribution maximale du sous-bois (tous les paysages). L'effet marginal des conditions hydro-édaphiques est non-significatif pour l'ensemble des composantes. En résumé, nous montrons qu'il existe une structuration verticale fortement contrainte selon la hauteur du peuplement et l'habitat considéré. Ces relations sont des propriétés structurelles du peuplement.

Après avoir défini l'ensemble des descripteurs de structures et de fonctionnement l'écosystème contraignant l'espace des paramètres de simulations, nous passons à la deuxième étape avec les travaux préparatoires de réduction de dimensionnalité de la variabilité des conditions climatiques et floristiques.

Description des structures de variations climatiques et de composition floristique à l'échelle régionale et consolidation des données trait-allométrie des espèces

Variation climatique à l'échelle régionale

Un premier travail préparatoire a consisté en la description des patrons climatiques régionaux par une réduction de dimensionnalité des variations climatiques mensuelles et intra-journalières à partir des données ERA5-Land. Nous avons construit une méthode d'extraction des patrons climatiques que nous avons d'abord validée avec des données empiriques puis appliquée à l'ensemble de la Guyane.

Pour la phase de validation, nous avons obtenu une variation intra-journalière et mensuelle similaire pour les données agrégées du réseau Météo-France (variation intra-journalières $R^2 > 95\%$; et variations mensuelles $R^2 > 60\%$) et aux données de la station Nourflux en milieux forestiers (variations intra-journalières : $R^2 > 90\%$ -SI : Figure 4-21 ; et variations mensuelles : $R^2 > 60\%$ – SI : Figure 4-22). À l'échelle des stations Météo-France, les variations intra-journalières présentent des corrélations très fortes (R^2 irradiance moyenne : 93.1% , R^2 température moyenne : 97.2% , R^2 VPD moyen : 97.1%) avec un léger biais systématique sous-estimant pour les heures proches du zénith (13-14h sauf pour la station d'Apatou qui présente un décalage du pic de température par rapport au zénith dans les mesures empiriques). À l'opposé, les variations mensuelles présentent des corrélations plus faibles, mais supérieures à 80% (R^2 irradiance moyenne : 91.7% ; R^2 température moyenne : 91.3% excepté pour la station Saint-Élie qui présente une qualité de données plus limitée ; R^2 VPD moyen : 88%).

Pour la phase d'estimation à l'échelle régionale, la mfPCA montre que deux dimensions concentrent 93.4% de la variance observée (50.7% pour la 1^{ère} dimension et 42.7% pour la 2^e dimension). On peut observer dans la Figure 4-7, que la première fonction propre correspond au gradient « littoral-intérieur » (Paget 1999). Ce gradient est caractérisé par 1) l'effet tampon du littoral sur la température et le VPD en saison sèche et 2) une irradiance moins contrastée entre la saison sèche et la saison des pluies en zone littorale (voir courbe rouge SI : Figure 4-27). La seconde fonction propre correspond au gradient « est-ouest » (Paget 1999). Il est caractérisé par 1) une saisonnalité plus marquée à l'ouest pour les précipitations et inversement à l'est (voir courbe bleue SI : Figure 4-27). La projection spatiale des scores montre que le patron a été conservé à l'échelle régionale pour les deux gradients climatiques.

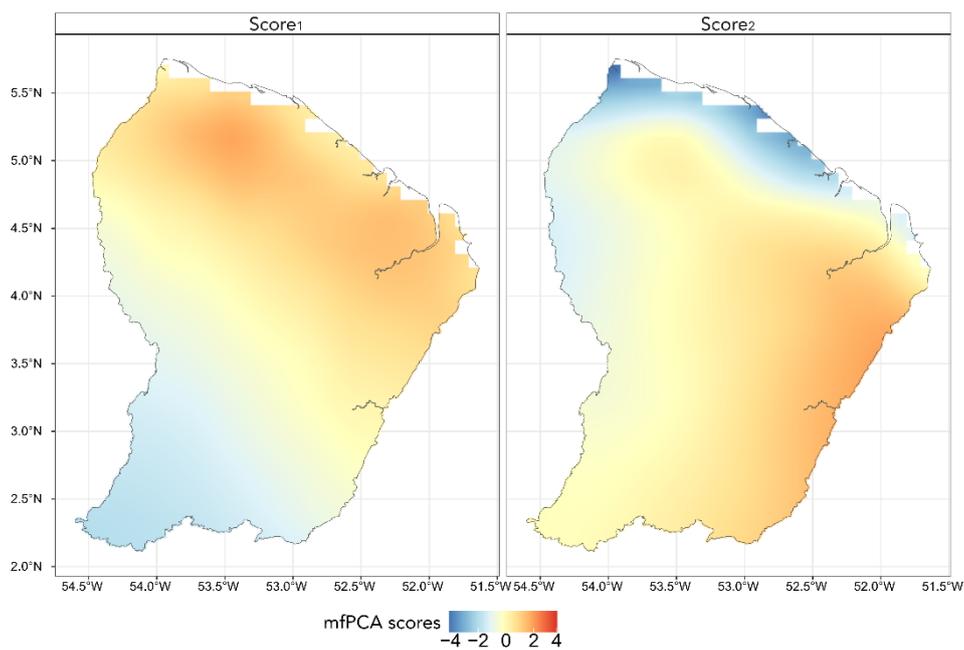


Figure 4-10 : Projection régionale des deux premiers scores de la mfPCA (93,4 % de variance cumulée) des patrons mensuels.

Multivariate functional principal component analysis Scores map - daily variations

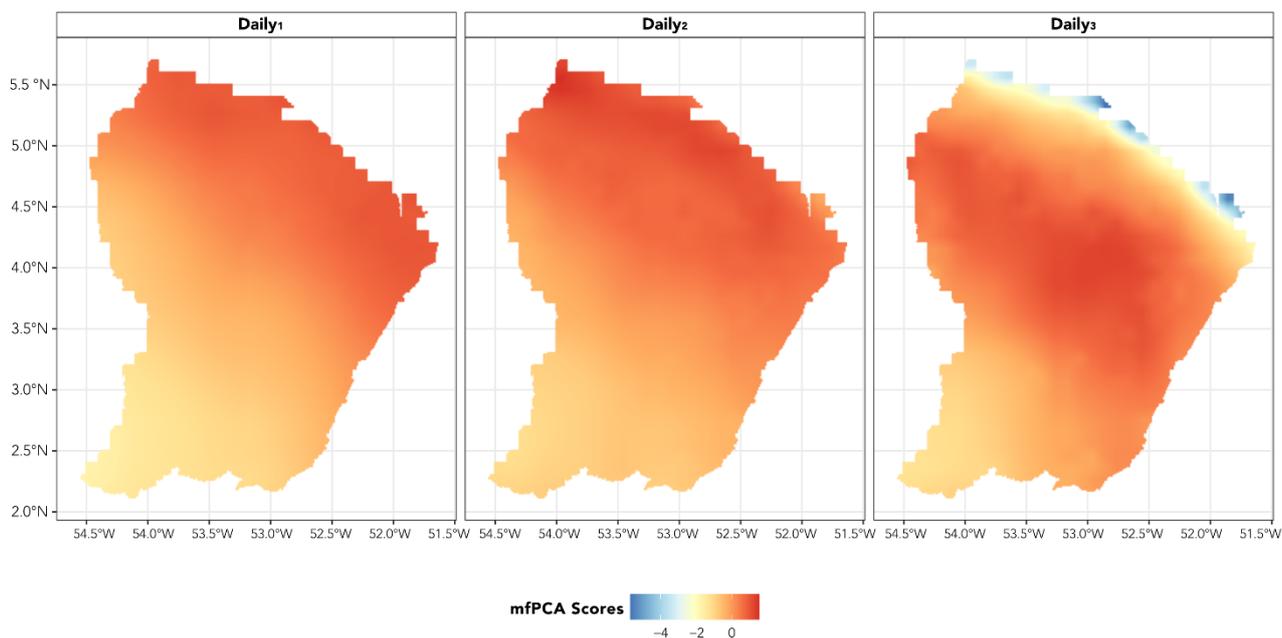


Figure 4-9 : Projection régionale des trois premiers scores de la mfPCA (99 % de variance cumulée) des patrons climatiques intra-journaliers.

L'échelle de couleur à droite indique la valeur du score selon la fonction propre considérée. Une contribution positive accentuera le motif de la fonction propre alors qu'une valeur négative inversera le motif de la fonction propre.

Multivariate functional principal component analysis
Individual plot - monthly variations

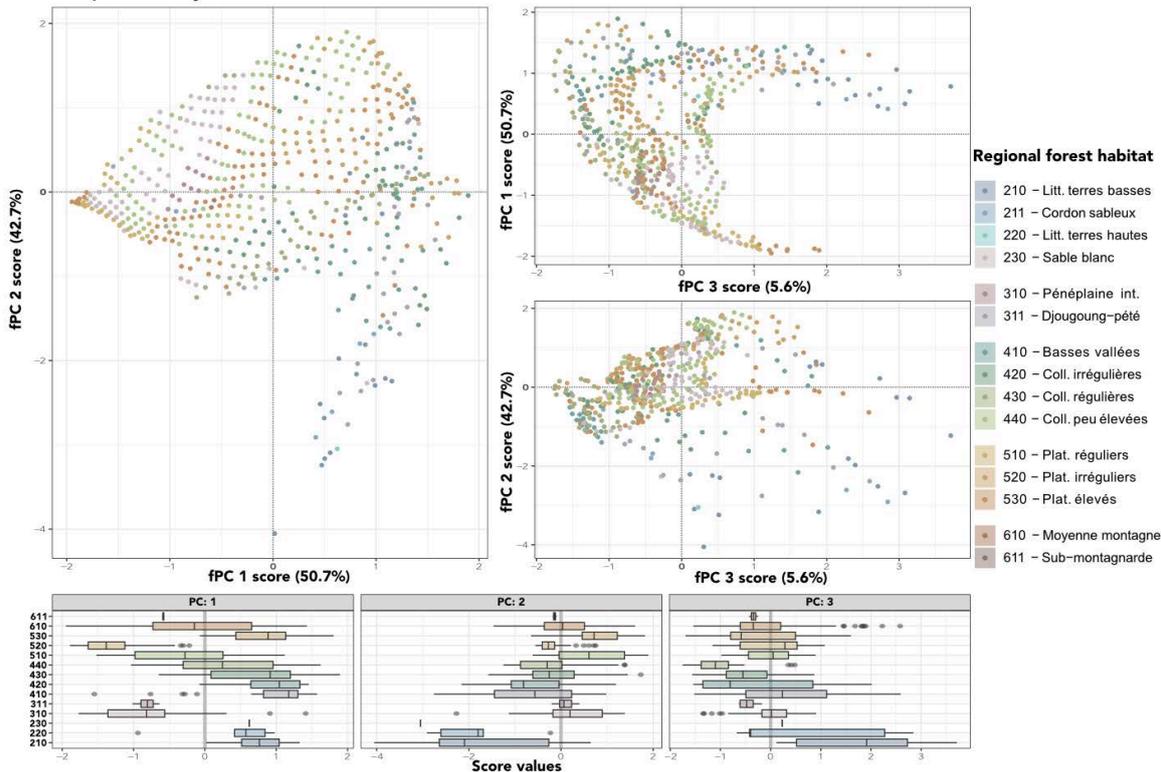


Figure 4-12 : Projection individuelle de la mfPCA des patrons mensuels selon la nomenclature des habitats forestiers de Guyane

Multivariate functional principal component analysis
Individual plot - daily variation

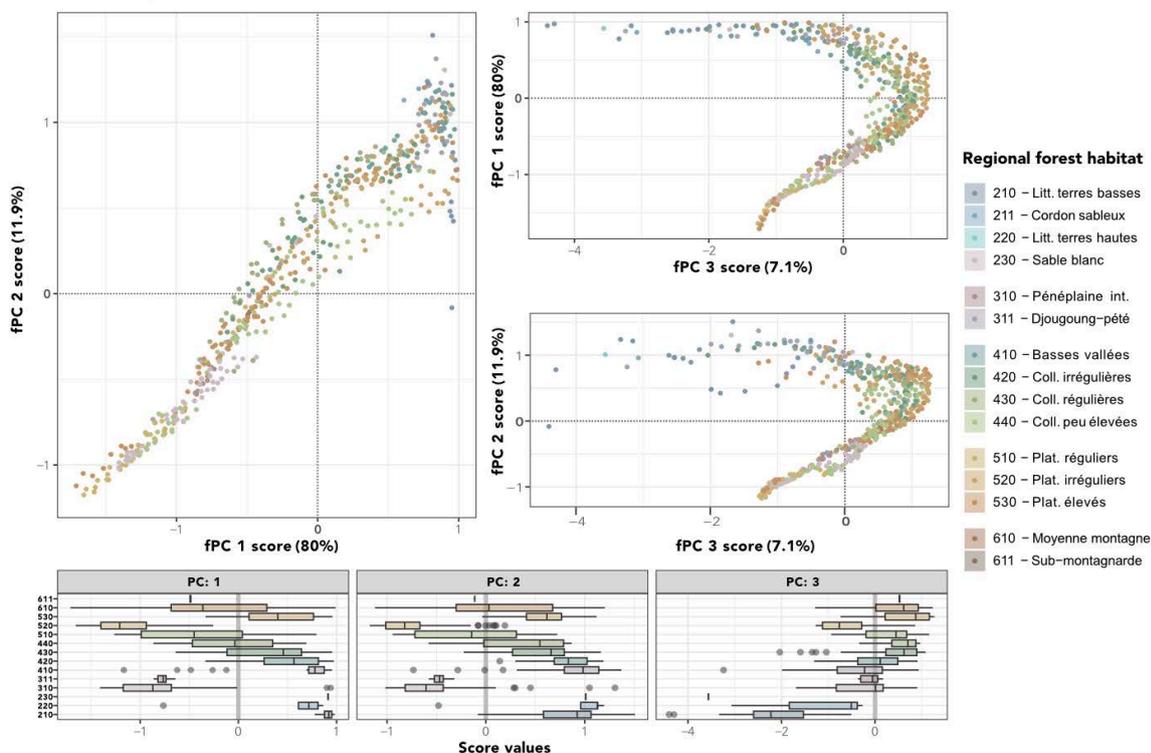


Figure 4-11 : Projection individuelle de la mfPCA des patrons intra-journaliers selon la nomenclature des habitats forestiers de Guyane

Graphiques du haut : Répartition des individus selon leurs composantes principales fonctionnelles (fPC). Les couleurs des points dans ces graphiques correspondent à différents habitats régionaux : Littoral (2xx), Pénéplaine intérieur (3xx), Colline (4xx), Plateaux (5xx), Montagnard (6xx). **Graphiques du bas :** Boîtes à moustaches représentent la distribution des scores des composantes principales pour chaque habitat forestier.

Variation floristique à l'échelle régionale

La structure de la composition floristique a été étudiée dans le Chapitre 2. Nous avons montré que les parts de 508 espèces, parmi les 1811 espèces recensées en Guyane (Molino *et al.* 2022), au sein des communautés locales à l'échelle régionale pouvait être décrite par deux descripteurs : l'habitat forestier au sens de Guitet *et al.* (2015b), intégrant implicitement conditions géomorphologiques et climatiques ; et l'indice topographique d'humidité du sol intégrant les variations de conditions hydro-édaphiques locales. Nous complétons cette étude en montrant que la répartition des conditions climatiques est partiellement corrélée aux habitats forestiers, au sens de Guitet *et al.* (2015a) notamment pour les habitats littoraux. Par leur localisation géographique, nous constatons que la zone de pénéplaine intérieure et les zones littorales s'opposent sur l'axe n°1 et n°2 des variations mensuelles de même pour les axes n°1 et n°2 des variations intra journalières. L'axe n°3 des variations intra journalières sépare les zones littorales des autres habitats.

Après avoir décrit les axes principaux de variations de la composition floristique à l'échelle régionale, nous complétons la description des conditions floristiques locales par la consolidation des données de traits fonctionnels et des paramètres allométriques spécifiques.

Consolidation de la description fonctionnelle et allométrique des communautés d'arbre à l'échelle régionale

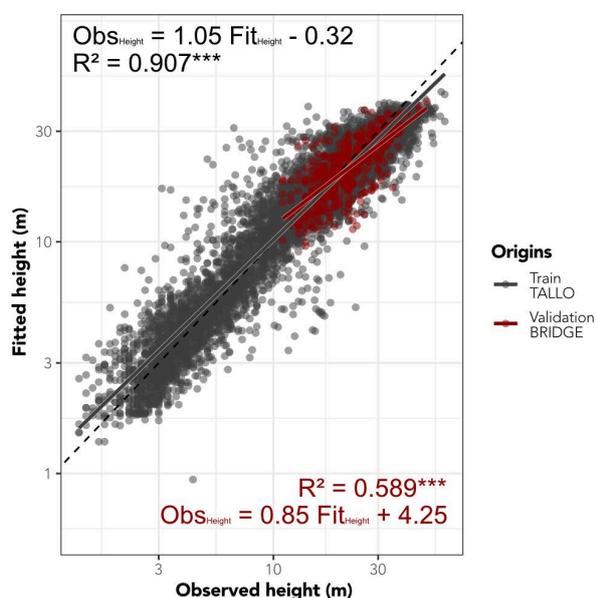


Figure 4-13 : Fiabilité de l'allométrie Hauteur-DBH ajustée pour 69 espèces de la base de données TALLO et validée pour 14 espèces de la base BRIDGE.

En **abscisse** : la hauteur empirique (en m) ; en **ordonnée** : la hauteur estimée (en m) à partir du DBH. La couleur indique la source des données (gris : TALLO ; rouge : BRIDGE). Le modèle linéaire entre observé et l'estimation est indiquée par sa formule, le R² et la courbe associée.

La consolidation de la description floristique intègre d'une part des données de traits [mesures des feuilles, du bois et des racines tirés de Vleminckx *et al.* (2021)] et des paramètres allométriques des relations : $h_{tree}(dbh) \sim h_{lim} \frac{dbh}{a_h + dbh}$ et le facteur de sénescence de la croissance en diamètres : $Scenesc_{tree}(dbh) \sim \max(0; 3 - 2 \times \frac{dbh}{dbh_{thresh}})$

La convergence du modèle d'allométrie pour h_{lim} et a_h a été validée ($\hat{R} < 1.01$). L'estimation des paramètres allométriques à partir des données de la base de données Tallo a permis d'obtenir un ajustement avec un R² de 90,62 % IC_{95%} [90,48 % ; 90,75 %]. La distribution des $h_{max,sp}$ a pour moyenne $\mu_{h_{lim}} = 37,43$ m, IC_{95%} [34,73 m ; 40,19 m] et un écart-type $\omega_{h_{lim}} = 10,47$ m, IC_{95%} [8,66 ; 12,67].

Tableau 4-3 : Estimation de la qualité de l'ajustement des processus gaussiens sur les données simulées dans le cadre de l'analyse de sensibilité du modèle TROLL pour les conditions pré/ post-exploitation en Guyane française.

	Caractéristique mesurée	Métrique	R ² Sim. vs. prédictions	RMSE (normalisé)		
Pré-exploitation	Stockage et flux de carbone	Production primaire brute (GPP) en échelle log	0.95	0.13 (3.8 %)		
		Biomasse épigée (AGB) en échelle log	0.65	0.20 (1.6 %)		
	Mesure de la diversité	Nombre de Hill d'ordre 1 pour la diversité taxonomique (HILL)	0.20	69.35 (68 %)		
		Nombre de Hill d'ordre 1 pour la diversité fonctionnelle (FUNCDIV)	0.25	0.16 (6.2 %)		
	Volume de bois commercialisable	Volume <i>a priori</i> d'essences commerciales principales (COMVOL1)	0.29	0.84 (7.4 %)		
		Volume <i>a priori</i> d'essences commerciales principales et autres (COMVOL2)	0.60	1.1 (3.7 %)		
	Structure diamétrique	DBH moyen dont le DBH > 10 cm (DBH ₁₀)	0.78	0.01 (4.9 %)		
		Densité de tige de DBH > 1 cm (ABU ₁) en échelle log	0.84	0.05 (0.6 %)		
		Densité de tige de DBH > 10 cm (ABU ₁₀) en échelle log	0.97	0.06 (1.0 %)		
		Densité de tige de DBH > 30 cm (ABU ₃₀) en échelle log	0.53	0.28 (6,9 %)		
		Surface terrière DBH > 10 cm (BA ₁₀)	0.81	1.67 (10 %)		
		Indice de surface foliaire (LAI)	0.89	0.25 (4.8%)		
		Hauteur moyenne de canopée (MeanCHM)	0.83	1.02		
		Exposant λ de la distribution des trouées (ZetaGaps)	0.58	0.02 (1.6 %)		
		Hauteur du quantile 95 % du spectre (RH95)	0.70	1.46 (5,2 %)		
		Structure verticale	LVI	fPCA	Score composante spectrale n°1 (LVISfPCA1)	0.59
	Score composante spectrale n°2 (LVISfPCA2)				0.65	0.05 (-)
	Score composante spectrale (LVISfPCA3)				0.72	0.06 (-)
	Diversité des hauteurs de feuillage par spectre (FHDGED1)		0.60	0.04 (1.1 %)		
	GE		fPCA	Score composante spectrale n°1 (GEDIfPCA1)	0.66	0.05 (-)
Score composante spectrale n°2 (GEDIfPCA1)				0.64	0.06 (-)	
Score composante spectrale n°3 (GEDIfPCA1)		0.70		0.05 (-)		
Post-exploitation	Variation de structure diamétrique & verticale	Indice composite d'écart à l'équilibre de la structure diamètre et verticale (MEDDIST)	0.52	0.03 (27 %)		
		Volume de bois d'œuvre récolté par hectare (LOGVOL)	0.92	1.65 (11 %)		
	Mesure impact de l'exploitation forestière	Volume de bois-énergie récolté par hectare (FUEL)	0.82	4.40 (-)		
		Quantité de biomasse épigée perdue durant l'exploitation (LBIOM)	0.83	5.08 (15 %)		

Note : les R² supérieurs à 50 % sont en gras. - : mesure moyenne non disponible.

La distribution des $a_{h,sp}$ a pour moyenne $\mu_{a_h} = 0,21 \text{ m}$, $IC_{95\%} [0.18; 0.23]$ et un écart-type $\omega_{a_h} = 0,09 \text{ m}$, $IC_{95\%} [0,07 \text{ m}; 0,11 \text{ m}]$. La validation du modèle par les données BRIDGE montre une fiabilité moyenne avec un R^2 de 58,9 % marquée par un léger biais de sous-estimation pour les forts DBH.

L'imputation a été réalisée sur la base de corrélation de Pearson importantes entre les variables allométriques $\rho(h_{lim}, a_h) = 83 \%$ et les traits appartenant aux spectres économiques des feuilles, du bois et racines (Vleminckx *et al.* 2021). La stabilité de l'imputation a été validée qualitativement à partir de la convergence des chaînes d'imputation visibles sur la figure diagnostique (voir SI :Figure 4-29).

Nous avons réduit la dimensionnalité des conditions initiales de simulations à 2 dimensions pour la variabilité climatique mensuelle, 3 dimensions pour la variabilité climatique intra-journalières et 2 dimensions pour la composition floristique. Sur ce dernier point, nous avons consolidé la description fonctionnelle de 1467 espèces présentes en Guyane qui incluent l'ensemble des espèces et genres d'intérêt commercial de premier et second rang.

Évaluation optimisée, contrôlée et substituée par un métamodèle de type processus gaussien

Sur les 5000 simulations réalisées, 4026 correspondent à des simulations de forêt ayant des croissances non-nulles. Par cette observation, nous montrons l'existence de contraintes importantes dans l'espace des paramètres pour faire émerger des forêts biologiquement vraisemblables. Ces contraintes ont pu être prises en compte dans le processus d'échantillonnage en identifiant les jeux de paramètres générant des métriques écosystémiques contenues dans les intervalles biologiques crédibles (voir Tableau 4-2). Les 3 vagues d'échantillonnage successives ont permis de préciser la topologie de l'espace des paramètres. L'ensemble des 4026 simulations a convergé vers des états stationnaires ($\hat{R} < 1.05$) pour la densité de tiges de 10 et 30 cm de DBH après 500 ans de simulations.

Nous montrons, à proximité du point de calibration de Guyane du modèle TROLL, l'existence d'une structure de corrélation forte entre les variables d'entrées et de sortie (SI Figure 4-33) et entre les variables de sortie (SI Figure 4-34).

Nos analyses complètent les analyse de sensibilité du modèle TROLL réalisé dans les études antérieures de Maréchaux & Chave (2017a) et celle de Rau *et al.* (2022). Nous retrouvons l'ensemble des corrélations mises en avant dans ces articles (indiquées par la lettre V grise dans la SI Figure 4-33). Nous notons pour les corrélations entre les paramètres d'entrée et les variables de sortie : un effet négatif des paramètres d'allométrie de taille de couronne (CR_a, CR_b) selon la hauteur sur les mesures de structures et de carbone ; un effet positif du paramètre de rendement quantique apparent de fixation du C (ϕ) sur les mesures de stockage et flux de carbone, de structures diamétrique et de volume commercial ; et un effet négatif de

la mortalité de base (m_0) avec les mesures de stock et flux de carbone, de structures diamétrique et de volume commercial.

Concernant les interrelations entre variables de sorties, nous observons un réseau dense de fortes corrélations entre les variables de structures diamétriques (densité de tige et diamètre moyen), de structures verticales (composantes spectrales LVIS et GEDI) et de mesure de stockage et flux de carbone (AGB et GPP). Nous montrons aussi une corrélation significative entre le volume commercial et les mesures spectrales de structures verticales (LVIS et GEDI). Plus globalement les volumes commerciaux principaux et secondaires sont corrélés à des mesures indiquant une structure diamétriques à forte capitalisation [positivement corrélé à la surface terrière des individus de plus de 10 cm de DBH (BA10), au DBH moyen (DBH10), et à la biomasse épigée (AGB)]. À l'opposé nous n'avons pas identifié de corrélations significatives avec la mesure de la richesse taxonomique (HILL). La richesse fonctionnelle (FUNCDIV) présente de faibles corrélations avec les mesures liées à la densité d'arbre de gros diamètres (ABU30) et les variables liées au signal spectral du sous-bois (composante n°3 des mesures LVIS et GEDI). Les variables de réponse post-exploitation présentent un même patron de corrélation identique à celui des mesures du volume commerciales, ce qui traduit le filtrage par les critères d'exploitabilité sur les variables de sortie (les mesures des zones inexploitable ayant été mise à 0). Nous montrons que les métriques de perte d'AGB et de volume commercial sont négativement corrélées à l'intensité d'exploitation effective (LOGVOL) et à la perte de biomasse (LBIOM). Les autres mesures de décalage sur la diversité et en GPP ne montrent pas de corrélation avec les mesures d'impact, ce qui met en avant une absence de modification (ce qui est le cas pour les mesures de richesse) ou d'une forte résilience (ce qui est le cas du GPP).

Nous avons inféré 26 modèles gaussiens pour l'ensemble des sorties de la séquence d'expérimentation. Nous avons vérifié a posteriori la qualité de l'ajustement à l'aide de la mesure de R^2 entre les données simulées et les prédictions moyennes ainsi que la mesure du RMSE (voir Tableau 4-3). L'ensemble des modèles de substitution présente une corrélation importante entre données de simulations et prédictions à l'exception des mesures de diversité taxonomique et fonctionnelle. Cette inadéquation s'explique par le caractère discret du facteur habitat qui implique des ensembles de mesures disjoints difficilement approximable par des processus gaussiens.

En résumé, nous mettons en lumière l'existence d'un ensemble de corrélation entre les paramètres des processus de l'assemblage de modèles de dynamique et d'exploitation et les variables de sortie. Ce schéma est complété par une matrice dense de corrélation entre les variables de sortie qui indique de fortes corrélations entre structures et fonctions.

Variance-based analysis of TROLL model Pre-logging measures

Above Ground Biomass (AGB)

1st & 2nd Class commercial timber volume

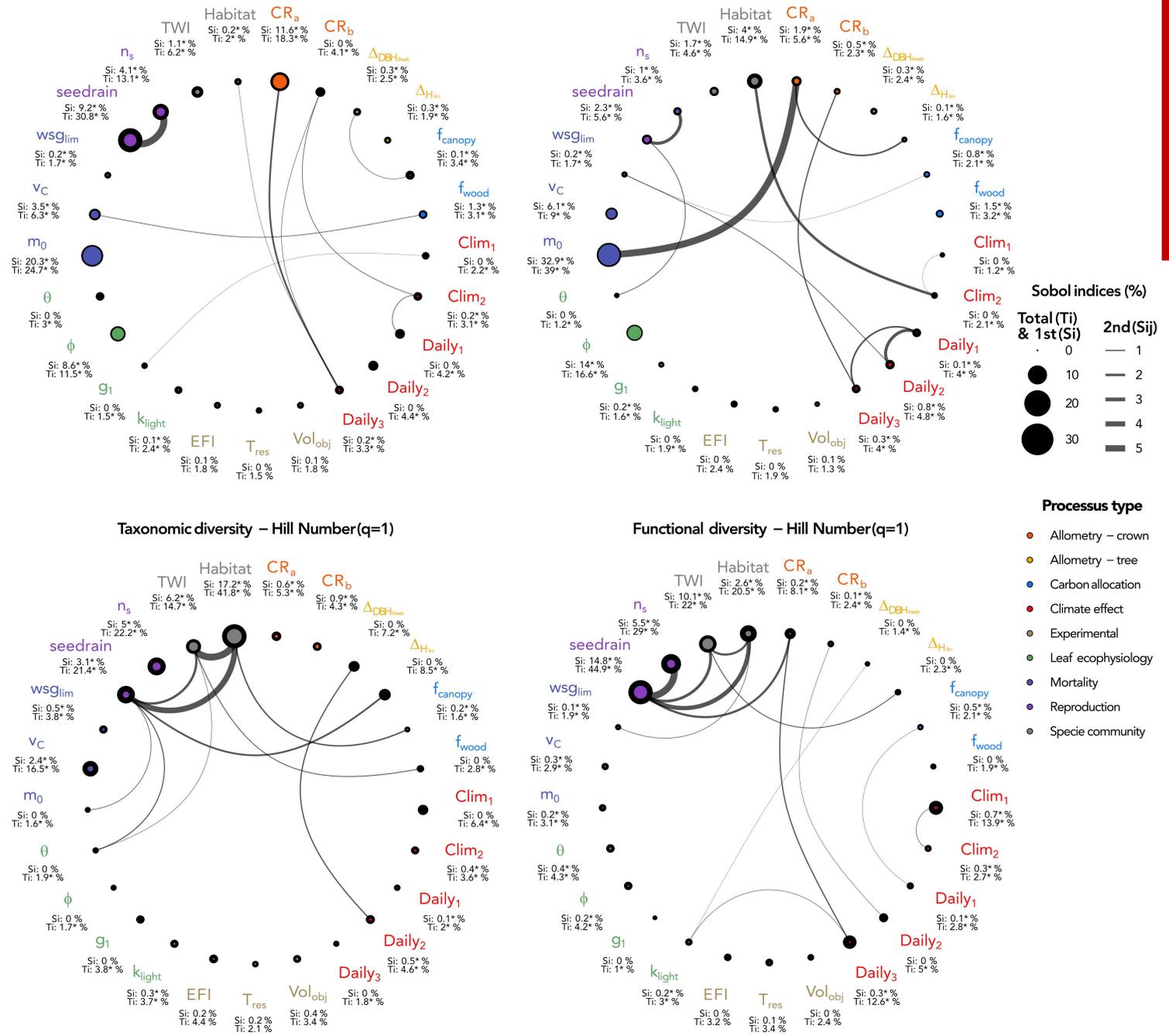


Figure 4-14 : Résultats de l’analyse de la sensibilité des mesures **pré-exploitation** par les indices totaux, du 1^{er} et 2nd ordre de Sobol pour l’ensemble des métriques écosystémiques à l’échelle de la Guyane française.

L’indice total (T_i) indique le pourcentage total expliqué par la variable (illustré par la taille du point noir et coloré). L’indice de 1^{er} ordre (S_i) précise l’effet marginal de la variable (le taille du point coloré). Les indices de second ordre indiquent l’effet des interactions par paires (S_{ij}). L’étoile à côté du de l’indice indique un effet non-nul à une erreur de 5 %.

La lecture de ces figures est en trois temps : (1) **l’ensemble des paramètres d’entrée** sont indiqués en cercle et colorés selon le processus qu’ils impacts ; (2) les disques liés à un paramètre indiquent par leur taille le poids explicatif du paramètre à l’aide d’un **disque noir** symbolisant **l’effet total** (indice d’ordre total - T_i) et d’un **disque coloré** symbolisant **l’effet marginal** (indice du 1er ordre - S_i) du paramètre ; (3) les **liens liant les disques** indiquent **les effets croisés** des paramètres sur la variable (indice du 2nd ordre - S_{ij}). Par cette représentation, il est possible de voir si la part de l’effet marginal couvre une large part de l’effet total (dans ce cas, le disque sera principalement coloré avec un liseré noir autour) et inversement (dans ce cas, le disque sera quasiment noir) et si l’effet total est expliqué par l’effet croisé de deux paramètres (dans ce cas un lien liera les deux disques des paramètres).

Analyse de sensibilité par indices de Sobol

L'analyse de sensibilité vise à décomposer la variance observée entre les variations des paramètres d'entrées. L'estimation des indices de Sobol est une méthode rigoureuse de séparation de la variance en décomposant les variations d'une variable de sortie entre plusieurs paramètres d'entrées (Sobol 1998).

La décomposition de la variance par les indices de Sobol est réalisée telle que :

- l'indice de 1^{er} ordre mesure l'effet d'un paramètre toute chose égale par ailleurs,
- l'indice du 2nd ordre mesure l'effet croisé de deux variables,
- et l'indice d'ordre total mesure l'ensemble de la variation induite par un paramètre sachant les interactions avec les autres paramètres.

Les résultats des estimations des indices de Sobols du 1^{er}, 2nd et d'ordre total sont présentés dans la Figure 4-14 pour les mesures pré-exploitations et dans la Figure 4-15 pour les mesures post-exploitation.

Mesures pré-exploitation (AGB, Volume de bois commercial , mesure 'D de la richesse taxonomique et fonctionnelle) :

La biomasse épicéa (AGB - en haut à gauche dans la Figure 4-14) est principalement sensible aux paramètres impliqués dans les processus démographiques. On note des effets importants des processus démographiques : d'abord le recrutement cumulé $S_{\text{Recruit.}} = 13,3\%$ de la variabilité marginale avec la pluie de graine externe ($T_{\text{seedrain}} = 30,8\%$, $S_{\text{seedrain}} = 9,2\%$) et production en graine interne à la parcelle ($T_{n_s} = 13,1\%$, $S_{n_s} = 1,1\%$) qui interagissent fortement ($S_{\text{seedrain},n_s} = 6\%$) ; ensuite, la mortalité cumulée $S_{\text{Mortality}} = 24\%$ des effets marginaux par le niveau de base ($T_{m_0} = 24,7\%$, $S_{m_0} = 20,3\%$) et l'intensité de chablis ($T_{v_c} = 6,3\%$, $S_{v_c} = 3,5\%$) ; enfin la croissance avec $S_{\text{Leaf ecophy.}} = 8,6\%$ de la variabilité marginale par le rendement quantique apparent de la fixation de carbone ($T_{\phi} = 11,5\%$, $S_{\phi} = 8,6\%$). De manière complémentaire, on observe un effet de l'allométrie des couronnes avec $S_{\text{Crown allo.}} = 11,6\%$ de la variabilité marginale via le facteur d'échelle de la taille de couronne ($T_{\text{CR}_a} = 18,3\%$, $S_{\text{CR}_a} = 11,6\%$) et le facteur d'échelle de croissance des couronnes ($T_{\text{CR}_b} = 4,1\%$, $S_{\text{CR}_b} = 0\%$). Nous notons un léger effet du filtrage de la composition floristique selon les conditions hydro-édaphiques ($T_{\text{TWI}} = 6,2\%$, $S_{\text{TWI}} = 1,1\%$).

De manière similaire à l'AGB, le niveau de bois commercial (en haut à droite dans la Figure 4-14) est sensible aux paramètres impliqués dans les processus démographiques. La contribution des processus est d'abord par la mortalité avec un effet marginal cumulé de $S_{\text{Mortality}} = 39,2\%$ [via la mortalité de base ($T_{m_0} = 39\%$, $S_{m_0} = 32,9\%$) et l'intensité de chablis ($T_{v_c} = 9\%$, $S_{v_c} = 6,1\%$)], puis par la croissance avec un effet marginal cumulé de

$S_{Leaf\ ecophy.} = 14,2\%$ [via le rendement quantique apparent de fixation du carbone ($T_{\phi} = 16,6\%$, $S_{\phi} = 14\%$)] et enfin par le recrutement avec la composition floristique avec un effet marginal cumulé de $S_{Repro.} = 3,3\%$ [via la sélection] et en termes de quantité avec un effet marginal cumulé de $S_{Sp.comm.} = 39,2\%$ [via l'apport de graines produites dans la parcelle ($T_{n_s} = 3,6\%$, $S_{n_s} = 1\%$) et venue de l'extérieur ($T_{seedrain} = 5,6\%$, $S_{seedrain} = 2,3\%$)]. L'allométrie des couronnes présente un effet cumulé de $2,4\%$ via le facteur d'échelle de la taille de couronne ($T_{CR_a} = 5,6\%$, $S_{CR_a} = 1,9\%$) et le facteur d'échelle de croissance des couronne ($T_{CR_b} = 2,3\%$, $S_{CR_b} = 0,5\%$).

Pour les mesures de la richesse taxonomique et fonctionnelle, on constate un patron de sensibilité similaire avec un effet prédominant des paramètres liés aux processus de recrutement [$T_{Taxo.1D}:S_{Repro.} = 31,5\%$; $Func.1D:S_{Repro.} = 33\%$]. L'effet du recrutement se partage en (1) un effet du nombre de recrut par l'apport interne [le nombre de graines produites par individu mature ($T_{Taxo.1D}:T_{n_s} = 22,2\%$, $Func.1D:T_{n_s} = 29\%$; $T_{Taxo.1D}:S_{n_s} = 5\%$, $Func.1D:S_{n_s} = 5,5\%$)] et l'apport externe [la pluie de graine ($T_{Taxo.1D}:T_{seedrain} = 21,4\%$, $Func.1D:T_{seedrain} = 44,9\%$; $T_{Taxo.1D}:S_{seedrain} = 3,1\%$, $Func.1D:S_{seedrain} = 14,8\%$)] ; (2) un effet de la composition floristique régional [Habitat forestier ($T_{Taxo.1D}:T_{Habitat} = 22,2\%$, $Func.1D:T_{Habitat} = 29\%$; $T_{Taxo.1D}:S_{Habitat} = 5\%$, $Func.1D:S_{Habitat} = 5,5\%$)] et le filtrage local [conditions hydro-édaphique locales par le *Saga Wetness Index* ($T_{Taxo.1D}:T_{Habitat} = 22,2\%$, $Func.1D:T_{Habitat} = 29\%$; $T_{Taxo.1D}:S_{Habitat} = 5\%$, $Func.1D:S_{Habitat} = 5,5\%$)]. Les ensembles (1) et (2) de paramètres ont des effets croisés importants notamment entre Habitat-TWI, Habitat-seedrain et n_s -seedrain. À ces paramètres de recrutement ; nous pouvons ajouter l'effet climat du gradient méridional sur les variations mensuelles [noté $Clim_1$ ($T_{Taxo.1D}:T_{Clim_1} = 6,4\%$, $Func.1D:T_{Clim_1} = 13,9\%$; $T_{Taxo.1D}:S_{Clim_1} = 0\%$, $Func.1D:S_{Clim_1} = 0;7\%$)].

Pour la richesse taxonomique, nous observons les effets spécifiques des paramètres liés à la mortalité par chablis ($T_{v_c} = 6,4\%$, $S_{v_c} = 0\%$) et la fertilité [via les correcteurs d'allométrie sur le ΔH_{lim} ($T_{\Delta H_{lim}} = 8,5\%$, $S_{\Delta H_{lim}} = 0\%$) et Δdbh_{thresh} ($T_{\Delta dbh_{thresh}} = 7,2\%$, $S_{\Delta dbh_{thresh}} = 0$)].

Pour la richesse fonctionnelle, on note comme paramètres influents spécifiques l'effet climat du gradient littoral sur les variations intra-journalières [noté $Daily_3$ ($T_{Daily_3} = 12,6\%$, $S_{CR_a} = 0,3\%$)] et le facteur d'échelle de taille de couronne (*i.e.* CR_a $T_{CR_a} = 8,1\%$, $S_{CR_a} = 0,2\%$).

En comparant les jeux de paramètres influents entre les variables, nous constatons que l'AGB et les niveaux de bois commerciaux sont principalement sensibles aux paramètres liés aux processus de mortalité, de croissance et de la taille des couronnes. À l'opposé les mesures de richesses partagent une sensibilité aux paramètres liés au recrutement.

Variance-based analysis of TROLL model
Post-logging measures

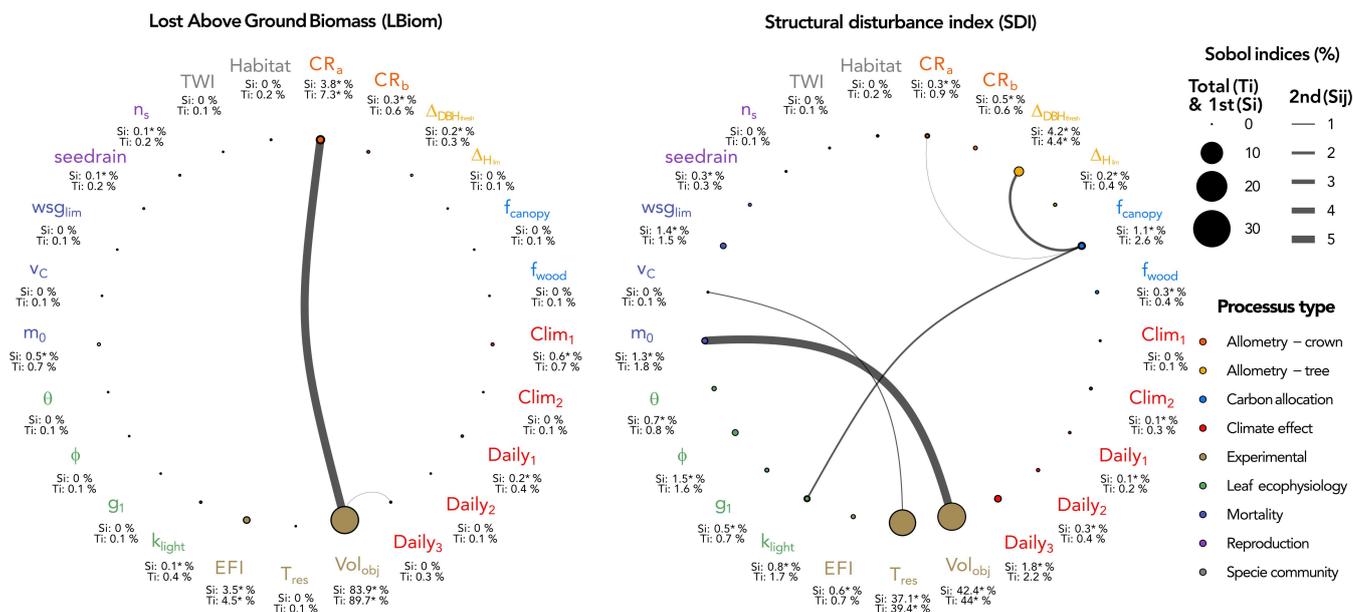


Figure 4-15 : Résultats de l’analyse de la sensibilité des mesures **post-exploitation** par les indices totaux, du 1^{er} et 2nd ordre de Sobol pour l’ensemble des métriques écosystémiques à l’échelle de la Guyane française.

L’indice total (T_i) indique le pourcentage total expliqué par la variable (illustré par la taille du point noir et coloré). L’indice de 1^{er} ordre (S_i) précise l’effet marginal de la variable (la taille du point coloré). Les indices de second ordre indiquent l’effet des interactions par paires (S_{ij}). L’étoile à côté de l’indice indique un effet non-nul à une erreur de 5 %.

La lecture de ces figures est en trois temps : (1) **l’ensemble des paramètres d’entrée** sont indiqués en cercle et colorés selon le processus qu’ils impacts ; (2) les disques liés à un paramètre indiquent par leur taille le poids explicatif du paramètre à l’aide d’un **disque noir** symbolisant **l’effet total** (indice d’ordre total - T_i) et d’un **disque coloré** symbolisant **l’effet marginal** (indice du 1er ordre - S_i) du paramètre ; (3) les **liens liant les disques** indiquent **les effets croisés** des paramètres sur la variable (indice du 2nd ordre - S_{ij}). Par cette représentation, il est possible de voir si la part de l’effet marginal couvre une large part de l’effet total (dans ce cas le disque sera principalement coloré avec un liseré noir autour) et inversement (dans ce cas le disque sera quasiment noir) et si l’effet total est expliqué par l’effet croisé de deux paramètres (dans ce cas un lien liera les deux disques des paramètres).

Mesures post-exploitation (perte immédiate d’AGB - LBIOM et écart à l’état pré-exploitation - MEDDIST) :

Les mesures post-exploitation étudiées mesurent la perte de biomasse induite immédiatement par l’exploitation (*Lost BIOMass* – LBIOM) et l’écart de variables de structure diamétrique, de flux et de stock de carbone à leur niveau pré-exploitation (*Structural Disturbance Index* - SDI).

Pour la perte de biomasse, nous n’observons d’un effet majeur de l’intensité d’exploitation [i.e. le volume objectif ($T_{Volobj} = 89,7 \%$, $S_{Volobj} = 83,9 \%$)]. Cet effet principal est complété par l’effet du facteur d’échelle de taille de couronne ($T_{CRa} = 7,3 \%$, $S_{CRa} = 3,8 \%$) qui interagissent fortement ($S_{Volobj;CRa} = 3,5 \%$). Nous observons un effet limité du choix de la norme technique EFI ($T_{EFI} = 4,5 \%$, $S_{EFI} = 3,5 \%$).

Pour la mesure de l'écart de la dynamique à l'état pré-exploitation, la structure temporelle de la réponse se traduit un effet majeur du paramètre de temps de résilience ($T_{T_{res}} = 39,4 \%$, $S_{T_{res}} = 37,1 \%$). De manière complémentaire, nous observons un effet important de l'intensité d'exploitation ($T_{VolObj} = 44 \%$, $S_{VolObj} = 42,4 \%$). Nous constatons que les autres effets sont de faible niveau (indice total $T_i < 5 \%$) avec un léger effet des paramètres de fertilité par le facteur correction Δdbh_{thresh} ($T_{\Delta dbh_{thresh}} = 4,4 \%$, $S_{\Delta dbh_{thresh}} = 4,4$).

Nous montrons par l'analyse des indices de Sobol quatre résultats principaux.

Le premier résultat est le poids des processus démographiques de croissance et de mortalité pour les variables pré-exploitations de stockage de carbone et volume de bois commercial. Nous soulignons que la distinction entre les paramètres influents de l'AGB et du volume de bois commercial réside dans la hausse des poids de la composition floristique (+13 % d'effet total Habitat) et de la dynamique de chablis (+3 % d'effet total de v_c).

Le deuxième résultat concerne les mesures de richesse d'ordre 1 avec une réponse similaire entre les mesures taxonomiques et fonctionnelles. Nous montrons le poids des processus de recrutement en termes de rapport entre les apports externes via la pluie de graine de composition floristique définie et la production interne à la parcelle avec le nombre de graines par individu mature. La différence entre les mesures taxonomiques et fonctionnelles est l'influence des conditions climatiques qui plus forte pour la richesse fonctionnelle (+7,5 % d'effet total de $Clim_1$ et +10,5 % d'effet total de $Daily_3$).

Le troisième résultat porte sur les mesures post-exploitation qui présentent une sensibilité quasi-exclusive aux paramètres d'intensité d'exploitation (VolObj) et faiblement aux choix des pratiques d'exploitation (EFI). La perte de biomasse présente une légère sensibilité au paramètre de taille de couronne ce qui est attendu par la mortalité due à l'abattage. La mesure d'écart de la dynamique à l'état pré-exploitation montre une réponse de résilience sous forme de trajectoire temporelle qui fait intervenir marginalement la fertilité.

Le quatrième résultat est l'absence d'effets de plusieurs paramètres. Nous constatons que pour les processus écophysiologicals, seul le rendement quantique apparent de fixation du carbone ϕ intervient dans nos analyses. Il en est de même pour la mortalité avec une absence d'effet du paramètre de réduction due à la densité du bois (WSG_{lim}). Enfin, le gradient climatique mensuelle Est-Ouest montre un effet limité dans nos analyses.

Modèle à forme réduite des réponses écosystémiques

Nous avons sélectionné trois variables informant sur les critères de durabilité de la gestion forestière en Guyane : la perte de biomasse immédiate induite par l'exploitation (LBIOM), l'indice composite d'écart à l'équilibre de la structure et du fonctionnement de l'écosystème (MEDDIST) et la biomasse épigée normalisé à l'état pré-exploitation (ΔAGB). A partir de

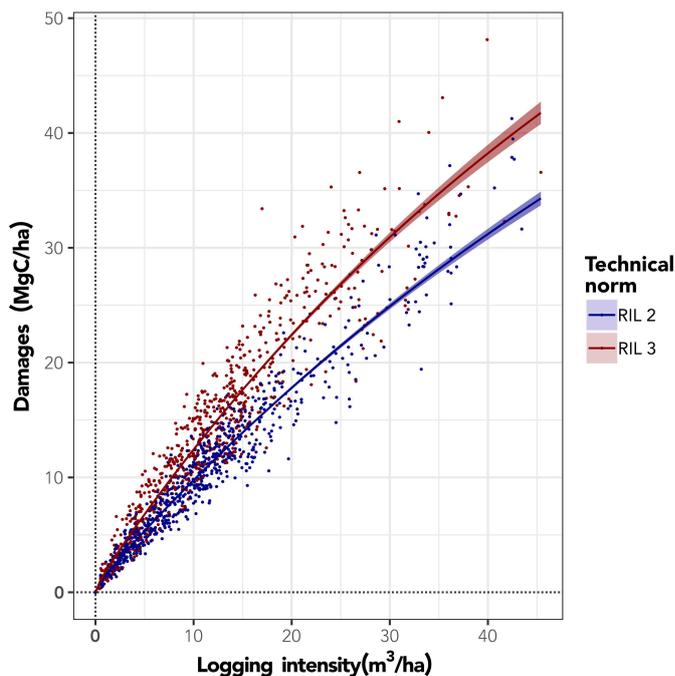


Figure 4-16 : Projection du modèle réduit de la perte de biomasse induite immédiatement par l’exploitation forestière en fonction de l’intensité d’exploitation et de la norme technique utilisée.

En **abscisse** : l’intensité d’exploitation (en $m^3 \cdot ha^{-1}$); en **ordonnée** : la perte de biomasse épigée induite immédiatement lors de l’exploitation en (en $MgC \cdot ha^{-1}$). La norme technique employée est indiquée par la couleur bleue pour l’EFI 2 et rouge pour l’EFI 3. Les données de simulation correspondent aux points. La projection du modèle correspond à la ligne avec son enveloppe de crédibilité à 95 %.

l’analyse de sensibilité, nous avons construit des formes réduites des relations entre les paramètres de l’exploitation forestière et la variable de sortie.

Nous obtenons pour la perte de biomasse immédiate induite par l’exploitation (LBIOM) une forme réduite expliquant 99,08 % de la variance observée à partir des données simulées. La forme sélectionnée est du type équation de Hill. L’avantage de ce type de forme paramétrique est la flexibilité et l’interprétation des paramètres.

La perte de biomasse est supposée tendre vers une asymptote qui est quantifiée par le paramètre LB_{lim} selon une relation pouvant être exponentielle ($h \leq 1$) ou sigmoïdale ($h \gg 1$). L’intensité d’exploitation engendrant une perte de masse égale à la $\frac{1}{2}$ perte de masse asymptotique est estimée par $LV_0 + LV_{EFI}$.

Dans le Tableau 3-4, nous montrons que la valeur asymptotique moyenne de la perte de masse est de l’ordre de $167 MgC \cdot ha^{-1}$ sur l’intervalle exploré de 0 à $50 m^3 \cdot ha^{-1}$ pour les conditions guyanaises. L’effet de l’intensité d’exploitation présente une forme quasi-linéaire sur l’intervalle exploré avec une modification notable de la pente selon la norme technique employée (voir Figure 4-16). L’usage de l’EFI3 à la place de l’EFI2 implique une hausse de la perte de biomasse de $+7,3 MgC \cdot ha^{-1}$ en moyenne pour l’intensité d’exploitation actuellement utilisée de $20 m^3 \cdot ha^{-1}$. La forme de type log-log de la relation tient compte de l’augmentation de la variance avec l’intensité d’exploitation.

Tableau 4-4 : Estimation des paramètres du modèle réduit de perte de biomasse induite par l'exploitation forestière (LBIOM).

Paramètre	Contraintes	Estimation	Intervalle de crédibilité à 95 %
LB_{lim}	–	5,12	[4,97 ; 5,29]
h	$h > 0$	0,72	[0,70 ; 0,74]
LV_0	$LV_0 + LV_{EFI} > 0$	21,90	[19,71 ; 24,46]
LV_{EFI}		-5,21	[-5,93 ; -4,74]

Note : les contraintes ont été prises en compte pour l'inférence et dans les distributions *a priori* utilisées sous forme de *prior* non-informatifs tronqués.

Pour l'indice composite d'écart à l'équilibre de la structure et du fonctionnement de l'écosystème (MEDDIST), nous obtenons une surface de réponse selon l'intensité initiale et le temps depuis l'exploitation (voir Figure 4-17). Nous montrons que les variations de l'indice de perturbation de structure s'expliquent par deux composantes, l'intensité de la perturbation initiale avec l'intensité d'exploitation et la trajectoire temporelle avec le temps écoulé depuis l'exploitation. La réponse initiale est de forme puissance puis diminue avec le temps selon une décroissance exponentielle. L'exposant lié à l'intensité d'exploitation est inférieur à 1 ce qui implique une réponse concave marquée par une forte croissance entre 0 et 10 $m^3 \cdot ha^{-1}$. Nous avons extrait une constante de temps de résilience τ_{Res} tel que : $\tau_{Res} = \frac{-1}{(\beta_{MD, T_{res}} + \gamma_{MD, EFI3})}$. On obtient $\tau_{Res}(EFI2) = 122 \text{ ans } IC_{95\%} [102; 154]$, $\tau_{Res}(EFI3) = 170 \text{ ans } IC_{95\%} [135; 222]$. L'état stationnaire est considéré comme atteint à partir de $3 \times \tau_{Res}$ ce qui se traduit par un écart inférieur à 5 % de la perturbation initiale. On obtient un temps de résilience à 95 % d'environ 360 ans pour l'EFI 2 et 510 ans pour l'EFI 3.

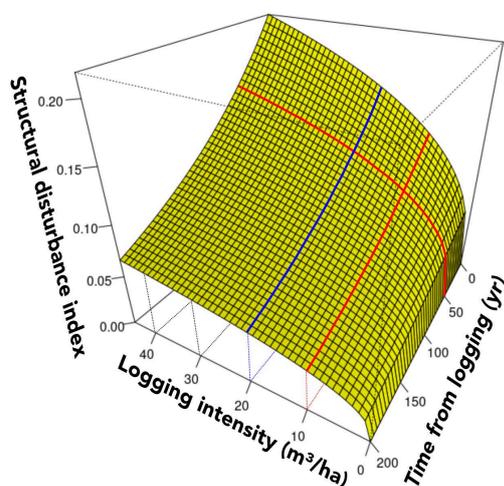


Figure 4-17 : Projection du modèle réduit d'écart de la dynamique à l'état pré-exploitation (indice de perturbation structurelle) selon l'intensité initiale (LOGVOL) et le temps depuis l'exploitation (T_{res}).

En **largeur** : l'intensité d'exploitation en ($m^3 \cdot ha^{-1}$) ; en **profondeur** : le temps de résilience depuis l'exploitation (en année) ; en **hauteur** : l'indice de perturbation structurelle (sans unité) quantifie l'écart de la dynamique à l'état pré-exploitation selon la formule de l'Équation 4-7. En couleur rouge et bleu sont indiqués des exemples de courbes de réponse en profondeur pour une intensité de $10 m^3 \cdot ha^{-1}$ et $20 m^3 \cdot ha^{-1}$ respectivement. De même, en rouge est indiquée la réponse en largeur pour un temps de résilience de 50 ans. À l'aide de ces exemples, on peut noter une réponse de type puissance selon l'intensité d'exploitation et de type décroissance exponentielle selon le temps de résilience. Sur l'espace étudié, aucune dynamique n'est de retour à l'équilibre pré-exploitation pour une intensité d'exploitation supérieure au minimum de $10 m^3 \cdot ha^{-1}$.

Tableau 4-5 : Estimation des paramètres du modèle réduit de l'écart à l'état pré-exploitation de la dynamique (MEDDIST).

Paramètre	Estimation	Intervalle de crédibilité à 95 %
μ_{MD}	-2,82	[-2,92 ; -2,71]
α_{EF13}	0,30	[0,15 ; 0,44]
β_{LOGVOL}	0,34	[0,32 ; 0,36]
$\beta_{MD,T_{res}}$	$-8,20 \times 10^{-3}$	$[-9,79 \times 10^{-3}; -6,49 \times 10^{-3}]$
$\gamma_{MD,EF13}$	$2,30 \times 10^{-3}$	$[4,75 \times 10^{-5}; 4,45 \times 10^{-3}]$

4.5. Discussions

Les relations structure-fonction sont au cœur des problématiques de gestion des écosystèmes et *a fortiori* des forêts tropicales. Ces relations à l'échelle de la parcelle offrent au gestionnaire et aux chercheurs une représentation intégrée des mécanismes multi-échelle et des propriétés qui en découlent (Bakuzis 1969; Henniger *et al.* 2023). Elles se matérialisent par des matrices de corrélations d'intensité variable qui permettent de lier des propriétés mesurables avec d'autres, généralement d'intérêt, difficilement observable. Cependant, ces corrélations restent difficiles à estimer. Les mesures sur des dispositifs expérimentaux restent limitées malgré de nombreuses études sur la variabilité des conditions pré-exploitations (Guitet *et al.* 2018; Guitet, Pélissier, *et al.* 2015; ter Steege *et al.* 2013) et les trajectoires à long terme post-exploitation (Maurent *et al.* 2023; Mirabel, Marcon, et Hérault 2021; Piponiot *et al.* 2018; Hérault et Piponiot 2018). Cette situation s'explique tant par un manque de ressource que par leur irréversibilité (Lindenmayer *et al.* 2011; Lindenmayer et Likens 2009).

L'utilisation de plateformes de simulation optimisées permet de dépasser ces limites au prix d'hypothèses liées au simulateur et à sa calibration (Maréchaux *et al.* 2021). De manière complémentaire aux réseaux de données de parcelles permanentes, l'étude de l'espace des paramètres et des conditions initiales des simulateurs forestiers permet d'estimer les relations structure-fonctions et de mieux comprendre leurs conditions d'émergence (Henniger *et al.* 2023).

L'analyse de sensibilité, en tant qu'exploitation des relations entre les paramètres et les variables de sortie, revêt aussi un rôle d'évaluation des modèles. Pourtant, l'analyse de sensibilité reste limitée par les ressources nécessaires aux calculs. La modélisation ne se résume pas à fournir des prédictions concordantes avec les données empiriques (Weisberg 2007), notamment quand la finalité est l'estimation quantitative de trajectoires de long terme, ce type d'étude est donc essentiel (G. M. Cox *et al.* 2006; Evans 2012).

Ainsi l'apport de notre étude est multiple avec (1) la réalisation des travaux préparatoires sur la réduction de la dimensionnalité des conditions et mesures environnementales (climatiques, floristiques et description de la structure verticale par LiDAR *full waveform* GEDI & LVIS) ; (2) la construction de fonctions de production écologiques à l'aide d'une analyse de sensibilité de l'ensemble des variations environnementales et des pratiques de gestion et d'exploitation forestière ; et (3) l'identification de discordances entre les effets observés des variables et leurs précédentes estimations documentées.

4.5.1. La description de la variabilité climatique et floristique comme définition des conditions initiales du modèle TROLL

À l'instar d'un modèle en équations différentielles, la trajectoire d'une communauté d'arbre peut être définie en un système dynamique et des conditions initiales. Pour un même jeu de paramètres définissant les processus écophysologiques et démographiques, plusieurs trajectoires peuvent émerger selon les conditions initiales de composition floristique et de patrons climatiques. Dans le modèle TROLL, les processus écophysologiques et démographiques définissent la dynamique écosystémique et dépendent de paramètres *ad-hoc*. Les patrons climatiques, les caractéristiques fonctionnelles et la part dans la méta-communauté des espèces forment les conditions biotiques et abiotiques.

Conditions climatiques à l'échelle régionale : une approche par décomposition fonctionnelle

Les conditions climatiques sont reconnues comme des éléments structurant des communautés végétales à l'échelle du biome, du paysage voire de l'habitat (M. Sullivan *et al.* 2017). Ce rôle structurant s'explique notamment par une influence forte des conditions d'irradiance et de déficit de vapeur sur la photosynthèse et par extension sur les processus démographiques. Cet effet peut être direct sur la croissance et indirect sur la mortalité via la famine carbonée. À cela, on peut ajouter les régimes de vents (E.-Ping Rau 2022; E-Ping Rau *et al.* 2022; Quine, Gardiner, et Moore 2021) et de pluie (Mattos *et al.* 2023; Longo 2013) qui façonnent les communautés d'arbres, mais leur impact n'est pas explicitement décrit dans le modèle TROLL. Ils sont partiellement pris en compte dans la paramétrisation des processus démographiques en lien avec le niveau de base de la mortalité et la probabilité de chablis (Maréchaux et Chave 2017a).

Des estimations de variations mensuelles et intra journalières concordantes entre les données empiriques (réseau Météo-France et Nourflux) et la réanalyse ERA5-Land

Les données de réanalyse climatique comme ERA5-Land permettent d'obtenir des patrons climatiques à large échelle en accès libre. L'intérêt du produit ERA5-Land est la couverture temporelle qui s'étend de 1970 à 2023 et qui peut être utilisée comme période de référence pour identifier les patrons climatiques. Le principal enjeu est l'adéquation entre les données empiriques locales et ces produits globaux notamment en forêt tropicale où les dispositifs de mesure sont plus rares (J. Lepesqueur, Météo France - *pers. comm.*). Nous avons vu que l'adéquation des données ERA5-Land avec les données du réseau Météo-France situé hors forêt, et de la tour à flux de la station des Nouragues, située en forêt tropicale et à distance d'installations humaines, est correcte en amplitude et en phase, avec les saisonnalités disponibles dans la littérature (Paget 1999), pour les variables de température, d'irradiance et de VPD.

La réduction de dimensionnalité des variations climatiques régionale fait apparaître les patrons climatiques spatiaux documentés

Après cette phase de validation pour les variables d'intérêt, l'estimation à l'échelle régionale et la réduction de dimensionnalité par mfPCA ont permis deux observations. La première est une forte corrélation entre les variables climatiques à l'échelle régionale qui permet l'accumulation de 93.4 % de la variance mensuelle et 99 % de la variance intra-journalière selon seulement deux et trois fonctions principales respectivement. La seconde est la correspondance des cartes de scores de ces fonctions propres avec les gradients disponibles dans la littérature (Paget 1999). Les principaux gradients climatiques connus sont ceux de l'axe littoral-intérieur, et le gradient Est-Ouest. Le premier gradient est principalement dû à l'effet des régimes de vents littoraux qui tamponnent la température et amènent de l'humidité et des précipitations (Hess et Tasa 2017). À l'inverse, la zone intérieure est de moins en moins exposée à cet effet tampon avec la distance au trait de côte. Le second gradient est orienté Est-Ouest avec une réduction des précipitations principalement dans la zone littorale (Paget 1999).

De faibles corrélations entre les patrons climatiques et les habitats forestiers

Nous pouvons noter la présence d'une légère structuration des paysages forestiers (Guitet, Brunaux, *et al.* 2015a) au sein de l'espace des scores (voir Figure 4-12). La structuration des communautés d'arbres en Guyane est corrélée à des conditions moyennes de saisonnalité distinguant les zones littorales des zones intérieures, mais pas les zones de plateaux ni de Montagne (voir boxplots des Figure 4-11 et Figure 4-12). Cette dernière observation corrobore l'hypothèse d'une structuration des communautés en Guyane principalement liée aux conditions hydro-édaphiques et les régimes de chablis (Guitet *et al.* 2018). Cependant, comme le soulignent Muscarella *et al.* (2020; 2018), l'effet des conditions hydro-édaphiques sur la structure et la composition forestière dépend des conditions climatiques de manière complexe. Les précipitations sont la source principale d'eau dans la majeure partie des habitats à distance des cours d'eau. Le flux d'eau dans le sol dépend alors principalement des précipitations, mais est très largement modulé par la pédologie locale et la topographie.

Ainsi, il est possible que des conditions climatiques différentes résultent en des situations stationnelles similaires par le filtre hydro-édaphique et inversement. En somme, l'absence d'effet structurant fort du climat sur les habitats forestiers peut être due à la dynamique complexe entre topographie et climat.

La place des anomalies climatiques dans la définition des variations climatiques

Nous devons néanmoins préciser que cette assertion est vraie dans le cas de conditions climatiques stables, ce qui est présupposé dans notre approche. Plus précisément, lors de la décomposition des séries temporelles, nous avons moyenné l'ensemble de la tendance de long terme et les anomalies climatiques pour définir un état moyen à partir duquel la saisonnalité provoque des oscillations.

Les modifications induites par les anomalies de type el Niño et la Niña sont des sources d'événements extrêmes pouvant engendrer des mortalités importantes (Aleixo *et al.* 2019). Cette hausse de mortalité peut se traduire par des phénomènes de disparition locale selon un filtre fonctionnel (Hampe et Petit 2005). En négligeant ainsi les anomalies climatiques, nous ignorons les événements de déstructuration plus ou moins importants des patrons neutres qui peuvent apparaître lors de ces anomalies (Lenoir, Hattab, et Pierre 2017). La contribution de ces anomalies à la diversité reste encore assez mal connue malgré des avancées récentes montrant des effets importants sur la sélection des types fonctionnels (Geraldine Derroire *et al.* 2023; Aleixo *et al.* 2019). De plus, l'importance des sélections passées en lien avec les événements extrêmes peut tamponner temporairement la hausse des températures par une sélection d'espèces résistance à ces anomalies (Hampe et Petit 2005). Il convient de rester réaliste sur cette éventualité, car les stratégies adaptées d'évitement d'évènement extrême, notamment par des modifications de phénologie, ne pourront être pérennes (Palomo-Kumul *et al.* 2021). Une épuration des stratégies d'évitement (de la fermeture temporaire des stomates jusqu'à la perte des feuilles) pourrait s'opérer, au profit d'une communauté d'arbres adaptée ou de l'installation d'un autre biome (Sampaio *et al.* 2019).

En dernier lieu, nous ne pouvons pas exclure que les données utilisées dans cette analyse ne soient pas représentatives de l'ensemble des processus climatiques structurant des communautés. Nous avons établi des équivalences entre les données ERA5-Land et les conditions expérimentées par l'écosystème. Pourtant, des phénomènes comme l'enneigement modifient de manière substantielle les conditions expérimentées par les écosystèmes. L'estimation de l'enneigement par ERA5-Land est fiable à l'échelle mondiale selon les données MODIS (Yao *et al.* 2020), mais les gradients locaux notamment dus à la topographie restent absents de la réanalyse. Ce constat est valable pour l'ensemble des variations induites par des facteurs exogènes dont la maille est inférieure à la résolution d'ERA5-Land - 11 km (Hersbach *et al.* 2020; Davy et Kusch 2021).

En somme, la méthode d'analyse climatique est généralisable à d'autres contextes, car reposant sur les données ERA5-Land, et adaptée pour l'identification de gradient climatique à large échelle. L'adéquation avec des données empiriques reste un enjeu majeur pour ce type d'analyse, mais ces premiers résultats en forêt tropicale guyanaise sont encourageants.

Description fonctionnelle et allométrique des communautés d'arbre à l'échelle régionale

L'approche fonctionnelle dans la modélisation des écosystèmes forestiers, centrée sur les traits fonctionnels des arbres plutôt que sur leur identité taxonomique, offre une capacité accrue de généralisation et de prédiction des dynamiques forestières. Les traits fonctionnels servent de métriques pour évaluer les réponses écologiques aux perturbations et aux changements environnementaux. Les spectres économiques des feuilles et du bois (LES et

WES, respectivement) constituent des cadres essentiels pour cette approche. Ils établissent des relations fonctionnelles entre différents traits et des indicateurs écologiques tels que la croissance ou la survie des arbres.

Une description fonctionnelle et allométrique d'une large part des espèces guyanaises

Nous avons complété la description fonctionnelle et allométrique des 1467 espèces disponibles dans la base de données de Vleminckx *et al.* (2021) de traits fonctionnels pour la région Guyane française. Nous avons validé qualitativement les imputations par la correspondance entre les distributions imputées et empiriques (voir Figure 4-29). Une méthode alternative est possible si certains traits connus sont estimés, puis retrouvés via la méthode proposée. Cette base de données recouvre 100 % des espèces commerciales principales et au moins une espèce appartenant aux essences secondaires. Sur les 1811 taxons d'arbres recensés en Guyane (Molino *et al.* 2022), nous fournissons donc une description pour environ 80 % des espèces décrites.

La base de données TALLO constitue une base de données importante pour ce type d'analyse. Il a été possible d'estimer le couple de paramètres (h_{max}, a_h) pour 69 espèces présentes en Guyane. Notre analyse suppose que l'allométrie obtenue est propre à l'espèce et indépendante de la zone de collecte. Ainsi il est possible d'utiliser des données guyanaises, mais aussi limitrophes (Brésil, Suriname ...) ou pantropical pour estimer une allométrie globale (Jérôme Chave *et al.* 2014). Cette hypothèse est discutable, car les espèces présentent une variabilité phénotypique intra-spécifique qui peut être liée à des spécificités locales comme la composition spécifique, la densité du couvert ou encore la présence d'espèces caducifoliées (Molto *et al.* 2014; Fayolle *et al.* 2016).

Une imputation des paramètres allométriques sur la base des spectres économiques

L'imputation par l'approche *predictive mean matching* a permis d'obtenir un jeu complet d'estimation des paramètres. La prise en compte des traits et de l'identité taxonomique (genre et famille) a permis d'obtenir une estimation présentant les critères de convergence satisfaisante (I. R. White, Royston, et Wood 2011). Cette imputation est une approche efficace en situation où l'information fait défaut (Buuren 2021). Cependant, les hypothèses de l'approche *predictive mean matching* sont à prendre en compte dans l'utilisation de ces données. L'effet principal de cette méthode est un biais de concentration vers la moyenne en l'absence d'une structure de variance covariance adéquate (Buuren 2021; I. R. White, Royston, et Wood 2011).

Cependant, l'utilisation de la moyenne à l'échelle de l'espèce pose question. Moyenner l'estimation des traits à l'échelle d'espèce présuppose que ces dernières ont une forte conservation des valeurs de trait relativement à la variabilité intraspécifique. Or, la part de variance des traits captée par l'identité taxonomique est de l'ordre de 68% pour les espèces

guyanaises, avec de fortes disparités selon les traits considérés (Taudiere, Violle, et Baraloto 2013). La variabilité intraspécifique est un champ de recherche important pour l'étude des dynamiques des communautés (Fortunel *et al.* 2019; Violle *et al.* 2012). Plusieurs processus semblent être particulièrement impactés par ces modifications à l'échelle individuelle avec des résultats notables pour les prédictions de dynamique forestière (Fyllas *et al.* 2014).

En somme, cette base de données consolidée ouvre de nombreuses perspectives pour l'étude des effets de la diversité taxonomique et fonctionnelle sur la dynamique des communautés.

Après ces travaux préliminaires qui nous ont permis de décrire la variabilité des conditions environnementales et des structures verticales, nous nous sommes focalisés sur les relations structure-fonction émergeant de l'assemblage de simulateurs de dynamique et d'exploitation forestières.

4.5.2. L'analyse de sensibilité comme outil d'étude des relations structure-fonction

Les simulateurs ayant de nombreux paramètres, comme TROLL dans notre étude, sont communs dans le domaine de l'ingénierie et leur étude s'est accompagnée de développements techniques pour limiter le fardeau de la dimensionnalité (Donoho 2000). Parmi ces développements techniques, l'échantillonnage est le point critique en termes de consommation de ressource. Sur ce point, l'avantage de notre méthode réside dans la construction de plans d'échantillonnage, optimisés de manière dynamique. Il permet ainsi de limiter l'effort de recherche aux zones vraisemblables biologiquement. Cet apport méthodologique s'appuie sur un système de contraintes biologiques et une répartition de l'échantillonnage entre une phase d'exploitation et une phase de raffinement.

Un apport méthodologique pour l'analyse de sensibilité des simulateurs forestiers

Le système de contraintes de vraisemblance biologiques est inspiré du travail de validation réalisée *ex-post* par les modélisateurs. Maréchaux & Chave (2017a) ont montré que le sous-espace de paramètres dont les résultats de simulation sont compris dans les intervalles crédibles de variables écologiques est inclus dans l'espace échantillonné aléatoirement autour du point de calibration des Nouragues. Nous avons approfondi cette perspective en intégrant cette vérification des intervalles de crédibilité biologique de manière dynamique pour concentrer l'effort de simulation au sein de ces intervalles. Cette approche est analogue à l'échantillonnage par vague de la méthode d'History Matching (Iskauskas *et al.* 2023). De la même manière, notre approche réalise une première phase d'exploration de l'espace des paramètres de manière optimisée et sachant des distributions marginales *a priori* (Ba 2015), suivie d'une phase de raffinement où chaque échantillonnage précise les bordures des topologies plausibles biologiquement. La première phase est critique, car elle vise à détecter les zones, potentiellement disjointes, où les paramètres génèrent des forêts conformes aux contraintes biologiques. Le principal risque de la phase initiale d'exploration apparaît dans le

cas de topologie non-compacte où la probabilité de détection dépend de la densité de points. Ce risque reste maîtrisé par l'exploitation de l'espace des paramètres avec un design de remplissage d'espace utilisant le maximin de la distance inter-points (Gramacy 2020). De manière plus marginale, l'estimation des intervalles de crédibilité biologique peut disqualifier l'ensemble des simulations si la modélisation de la variable de sortie est fortement biaisée soit par la structure du modèle (ex. : la résolution de la maille borne la densité de tige ayant au moins 1 cm), soit par une représentation inexacte du processus. Durant la seconde phase, l'échantillonnage est concentré à proximité des points ayant validé le seuillage d'improbabilité, une mesure de distance normalisée permettant d'intégrer plusieurs sources d'incertitudes qui ici correspondent à la précision du modèle de substitution (Iskauskas *et al.* 2023).

À partir de cette approche, nous avons exploré l'espace des paramètres et des conditions initiales du modèle individu-centré et mécaniste TROLL à l'aide de 5000 simulations. Nos résultats montrent l'existence de relations structure-fonction robustes. Cette analyse met en lumière plusieurs relations entre des propriétés difficilement observables comme la fourniture en actifs (bois, stockage carbone et diversité spécifique) et des métriques télédélectables de structure du peuplement.

Afin d'approfondir l'étude de ces relations, nous avons ajusté 32 modèles statistiques liant les paramètres d'entrée et les variables écosystémiques de sortie avec un pouvoir explicatif moyen oscillant entre 20 % et 97 % (en moyenne R^2 :40 %). L'apport de ces modèles de substitution de type processus gaussien (GP) provient de leur souplesse d'ajustement et de leur vitesse d'exécution (Lyu, Binois, et Ludkovski 2021). Par cette méthode nous décomposons pour chaque variable de sortie du simulateur la variance en une fonction moyenne et un champ de variance associé. L'utilisation des processus gaussiens est adaptée pour l'évaluation de réponses continues [voir revue de littérature de Baker *et al.* (2022)]. La présence de paramètres qualitatifs (habitat forestier et normes techniques) dégrade la qualité de l'ajustement pour les variables sensibles à ces variables (visible pour les mesures de diversité et de volume de bois ECMP). Les GPs présentent une performance suffisante dans le cas de paramètres qualitatifs ordonnés donnant une réponse lissée même si des méthodes telles que les régressions par arbres sont des alternatives adaptées à la présence d'un mélange de paramètres continus et qualitatifs. La perte de performance des modèles de substitution des variables de mesure de la diversité s'explique par une réponse fortement structurée par la variable qualitative décrivant les habitats forestiers. Par cette méthode, nous avons identifié plusieurs relations entre les processus écophysologiques et différents indices de structures de peuplement. Nous nous sommes focalisés sur la fonction moyenne de réponse pour l'analyse de sensibilité afin de préciser le type de relations liant les paramètres des processus aux variables de sortie et d'en extraire les effets majeurs du 1^{er} et du 2nd ordre pour la construction de fonctions de f

Une absence de couplage entre les enjeux diversité et carbone/volume commercial due à des équilibres de processus démographiques indépendants

L'analyse de sensibilité présente comme résultats saillants des différences marquées de processus entre les mesures de stocks de bois (AGB et volume de bois commercial) et mesures de diversité (taxonomiques et fonctionnelle) pour les mesures pré-exploitation. Nous montrons que les mesures de stocks présentent une forte sensibilité aux processus démographiques et une faible réponse aux variations de climat ou de composition floristique. À l'opposé, les mesures de diversité présentent des réponses dominées par l'équilibre source de production de graine externe ou interne à la parcelle et non par les autres processus démographiques. Cette observation présente un intérêt fondamental pour la compréhension des mécanismes entre biodiversité et fonctions écosystémiques, et un intérêt appliqué pour la construction de gestions multifonctionnelles des espaces inexploités.

Sur le plan fondamental, elle étaye l'observation de Sullivan *et al.* (2017) qui montrent une absence de corrélations entre niveau de richesse taxonomique et stock de carbone sous forme d'AGB. L'une des limites des études précédentes provient de l'approche allométrique qui n'intègre pas les rétroactions entre les structures diamétriques et verticales. En utilisant une approche mécaniste à l'échelle de l'individu, nous tenons compte dans notre étude de ce type de rétroactions au sein des simulations. Les niveaux de richesse taxonomique ou fonctionnelle sont indépendants des stocks de carbone ou de volume de bois commercial par la différence de processus y concourant.

Sur le volet appliqué, ce constat conforte la gestion multifonctionnelle des écosystèmes forestiers. La gestion forestière mobilise des outils qui vont de l'échelle régionale par la stratégie d'aménagement jusqu'à la désignation dans le cadre de normes techniques réduisant les impacts. Ces outils se fondent soit sur la séparation spatiale des enjeux (*land-sparing* discuté dans le chapitre 2), soit sur la construction d'un compromis entre les usages (*land-sharing* discuté dans les chapitres 3 et 4).

L'absence de corrélation entre les enjeux de conservation de la richesse en espèces et des stocks de carbone implique (1) le développement d'outils de suivi adapté à ces enjeux et (2) d'établir des méthodes de construction de compromis de gestion sur les niveaux devant être conservés et à l'opposé dégradables. Le premier point relève de l'interface entre l'écologie, l'ingénierie et la physique qui est très dynamique sur le plan conceptuel et technique. Le second point relève de l'interface entre l'écologie, la foresterie et les sciences sociales, avec au premier rang la sociologie, ce qui interroge, car les outils de gestion forestière notamment en zone tropicale n'incluent pas toujours les dimensions environnementales et sociales. Nous pouvons citer l'exemple de la gestion durable des forêts qui, loin d'être un outil neutre sur la

question des compromis de gestion, limite la prise en compte des enjeux de biodiversité dans le contexte tropical (Leroy *et al.* 2013; 2015).

Une réponse de la dynamique post-exploitation incompatible avec les objectifs de durabilité écologique

L'autre résultat saillant de l'analyse de sensibilité porte sur les mesures post-exploitation. Nous trouvons une même forme de réponse à l'exploitation forestière après normalisation. Cette réponse correspond à une perte de biomasse induite immédiatement par l'exploitation puis une trajectoire de résilience.

L'impact en termes de biomasse perdue est lié de manière quasi-linéaire à l'intensité d'exploitation dans l'intervalle étudiée [$10 ; 50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$]. Ce résultat affine les estimations précédentes obtenues par Derroire *et al.* (2021) en limitant l'incertitude pour l'exploitation de type EFI et généralise nos estimations du chapitre 3. La norme d'exploitation faible impact est maintenant employée depuis plus de 7 ans en Guyane pour l'ensemble du territoire (Office national des forêts 2017). Les modifications entre la version 2 et 3 de l'EFI consistent non pas en une diminution de l'impact, mais en un rééquilibrage du compromis entre protection et rentabilité économique. La version 3 de l'EFI privilégie l'utilisation du débardage par grappin au câble dans les conditions hydro-topographiques adaptées (Deneuville et Deneuville-Mayer 2022). Le débardage par grappin présente une meilleure rentabilité économique par rapport à celui réalisé par câble grâce à une productivité horaire accrue (Proto *et al.* 2018). Cependant, le débardage par grappin se traduit par un rayon d'action limité à 6 m, ce qui est bien inférieur au 40 m disponibles pour le câble. Cette différence induit une extension du réseau de piste et par conséquent une hausse des dégâts induits. Ce même résultat est observé dans le cadre du projet ManagFores avec l'exploitation *in silico* de placettes du dispositif GuyaFor [$\times 1,5$ à $\times 2$ densité de piste pour le passage EFI2 vers EFI 3 ; (Geraldine Derroire *et al.* 2023; Rojat 2022)]. Nous montrons que cette hausse de la densité de piste, pour une même intensité d'exploitation, est à l'origine d'un pourcentage de mortalité additionnel par hectare. Il nous semblerait pertinent de comparer les bénéfices induit par cette hausse de productivité dans un cadre plus large que celui de la parcelle. La réduction du temps d'exploitation forestière est aussi un levier pour augmenter la rentabilité de l'exploitation, mais aussi pour limiter les dégâts diffus tel que la chasse rendue possible par l'accessibilité (Deith et Brodie 2020; Edwards *et al.* 2014b).

Sur une échelle de temps plus longue, la résilience à l'exploitation est marquée par un temps caractéristique ($3 \times \tau_{Res}$: 95 % de l'impact initial résorbé) supérieur à 300 ans. Notre estimation est largement supérieure aux estimations précédentes pour les forêts guyanaises comprises entre 40 et 120 ans (Gourlet-Fleury, Favrichon, *et al.* 2004; Hiltner *et al.* 2018; Mazzei de Freitas 2010). La différence d'estimation provient d'une différence d'hypothèse sur le comportement

d'accumulation d'AGB sur le temps long. Notre approche se fonde sur le comportement sur simulateur TROLL qui montre une dynamique analogue à une forme de type Michaelis-Menten (i.e. l'accroissement en AGB décroît exponentiellement). Or l'hypothèse des modèles antérieurs est une cinétique linéaire de récupération jusqu'au niveau pré-exploitation (Mazzei *et al.* 2010; Sist, Picard, et Gourlet-Fleury 2003). Cette hypothèse, bien qu'en adéquation avec les essais sur le plateau des Guyane durant les premières décennies post-exploitation (Gourlet-Fleury, Guehl, *et al.* 2004; Werger 2011; Hout 1999), ne traduit pas le comportement émergent de long terme mis en lumière par les modèles FORMIND (Hiltner *et al.* 2018) et TROLL (cette étude). Ainsi, nous montrons qu'il n'est pas possible pour le gestionnaire d'assurer un retour à l'état pré-exploitation, condition nécessaire de la durabilité de la gestion en Guyane.

Pour conclure, nous avons proposé dans cette étude un cadre reproductible et optimisé de simulation numérique pour estimer le comportement de la dynamique forestière. Cette analyse intègre explicitement l'ensemble des variations climatiques et floristiques à l'échelle régionale. Nous avons finalement obtenu plusieurs fonctions liant des caractéristiques de l'écosystème, disponible pour le gestionnaire, avec des mesures d'actifs écosystémiques. De ces fonctions de production écologique, nous constatons l'absence de couplage entre les enjeux de conservation (stock de carbone et richesse spécifique) et l'impossibilité de définir un ensemble de pratiques de gestion respectant les critères de durabilité définis dans le chapitre 1.

4.6. Informations supplémentaires

4.6.1. SI : Description du simulateur TROLL et de son encapsulation dans le package R *rcontrol*

Le modèle TROLL intègre des processus écophysiologicals, démographiques et spatiaux à l'échelle de l'individu, offrant une approche holistique pour comprendre les forêts tropicales.

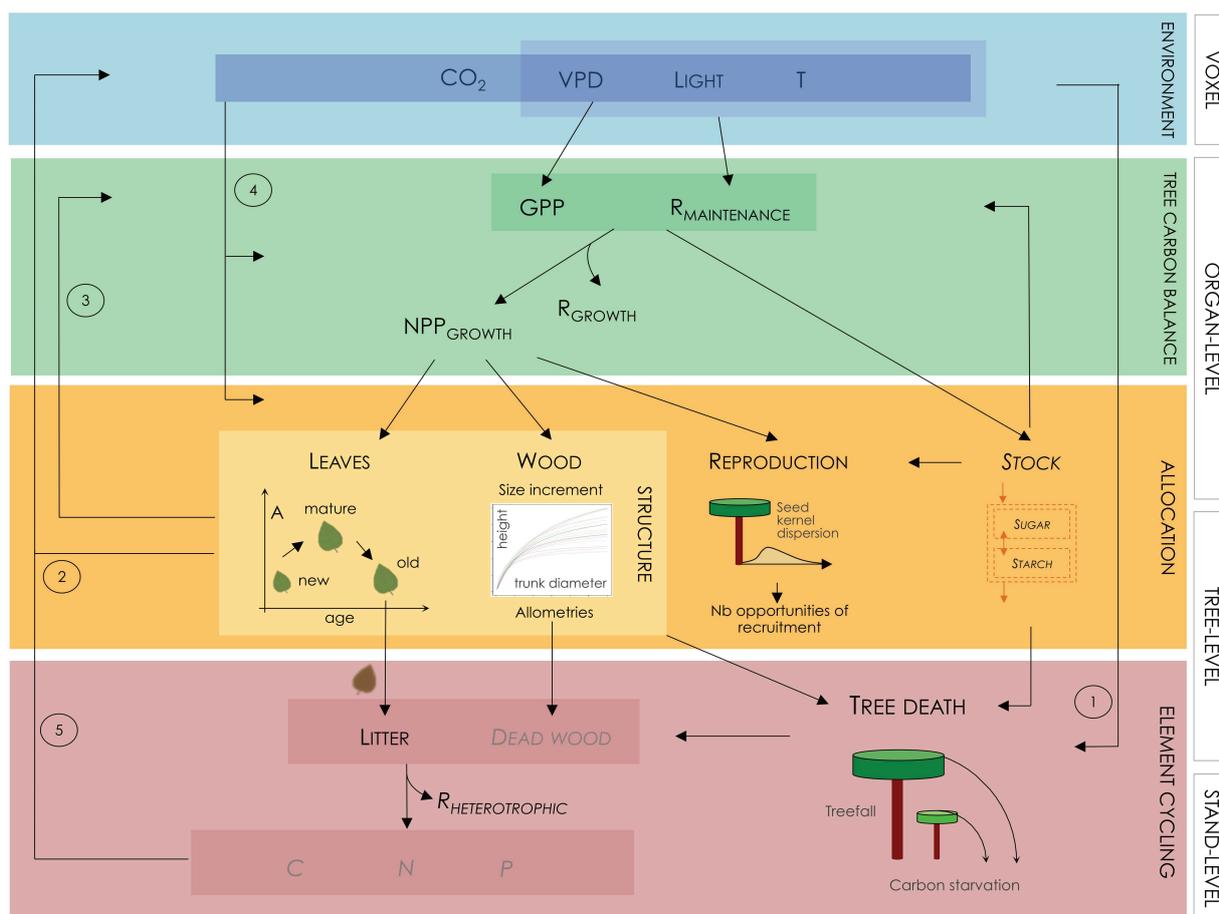


Figure 4-18 : Diagramme des structures et des processus à l'origine de la dynamique des individus et des communautés, tel qu'implémenté dans le simulateur TROLL.

Le simulateur TROLL modélise l'environnement abiotique de manière spatialement explicite au sein d'un volume élémentaire, le voxel. L'environnement abiotique détermine l'assimilation du carbone dans les feuilles (GPP) et les taux de respiration des différents organes ($R_{maintenance}$). Le carbone alloué à la croissance entraîne une augmentation du diamètre et de la hauteur du tronc, ainsi que la production de nouvelles feuilles et racines, selon des paramètres spécifiques à chaque espèce. Simultanément au renouvellement des tissus, cela conduit à la mise à jour de la densité foliaire influençant à la fois l'environnement abiotique et l'acquisition de lumière et d'éléments, et donc l'assimilation du carbone et le métabolisme (flèche 4). Le carbone alloué à la reproduction conduit à la production de graines qui sont dispersées selon un noyau défini par une loi de Rayleigh de paramètre fixe. La mort des arbres peut être déclenchée par des contraintes environnementales (flèche 2) ou mécaniques, par la privation de carbone. La décomposition de la litière, la décomposition du bois et la minéralisation des nutriments ont lieu grâce à l'action des microorganismes du sol. Les processus non intégrés dans la version 3.1.4 est de couleur grise.

Adapté de Maréchaux & Chave (2017).

Environnement

Dans le modèle TROLL, l'environnement est représenté sous une forme tridimensionnelle, matérialisée par un champ de voxels (en bleu dans la Figure 4-18). Chaque voxel correspond à un volume d'un mètre cube (1 m^3) dans l'espace physique de la forêt simulée. Ce champ de voxels constitue un environnement spatial discret dans lequel chaque arbre et ses composants (tels que les feuilles et le tronc) sont localisés. Le champ permet donc de simuler la structure spatiale de la forêt, notamment la distribution des arbres et la configuration de la canopée.

Pour chaque voxel, divers paramètres environnementaux tels que la densité de flux de photons photosynthétiques (PPFD), la température (T) et le déficit de pression de vapeur d'eau (VPD) sont calculés. Ces variables sont modélisées à différentes hauteurs de la canopée, permettant de capturer les variations verticales du microclimat. Ceci est crucial pour estimer la disponibilité de la lumière pour la photosynthèse, qui à son tour influence la croissance et la survie des arbres. Le modèle prend également en compte les interactions entre les arbres et le microclimat, comme l'ombrage et la compétition pour la lumière, qui peuvent avoir un impact significatif sur la dynamique de la forêt.

Une des limites du modèle TROLL pour la version 3.1.4 est le domaine restreint d'utilisation. Les données climatiques d'entrées sont prises en compte avec une durée du jour fixe (7h-19h). Cette hypothèse est valable en zone tropicale comme en Guyane française, mais ne l'est pas au-delà d'une latitude supérieure à 15° de part et d'autre de l'équateur (durée du jour $12 \pm 2 \text{ h}$).

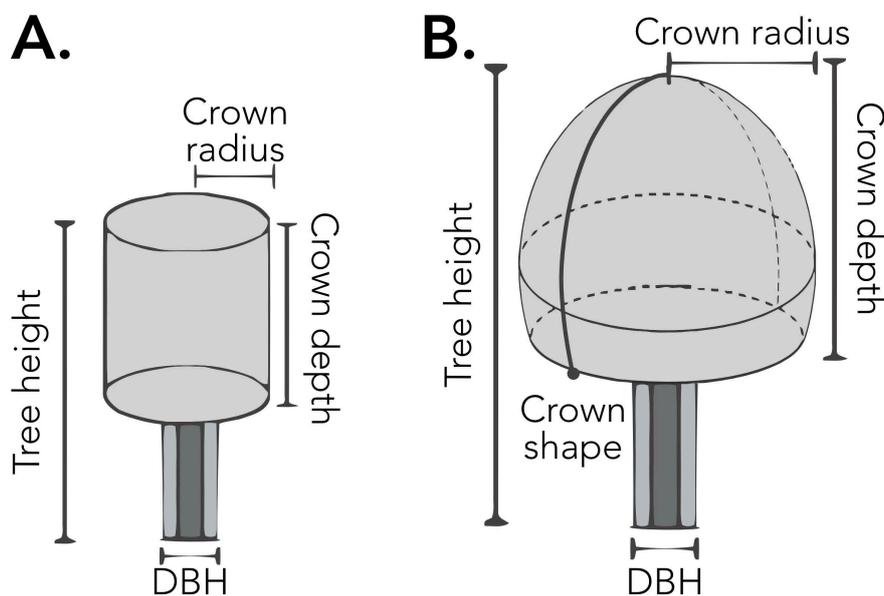


Figure 4-19 : Représentation des arbres dans le modèle TROLL dans le cas d'une couronne cylindrique (A.) ou en forme de parapluie (B.).

Ces deux formes sont décrites par des descripteurs géométriques communs (diamètre à hauteur de poitrine - *DBH*, hauteur de l'arbre - *tree height*, rayon de la couronne - *crown radius* et profondeur de la couronne - *crown depth*) et un spécifique (la forme de la couronne - *Crown shape*). Ce dernier varie de 0 (couronne conique) à 1 (couronne cylindrique). Le passage de la forme A à B a lieu quand la profondeur de couronne est supérieure à 3 m avec une croissance en hauteur plus rapide de la centrale que la zone périphérique. Le tronc est compartimenté en un volume d'aubier (gris clair) et un de duramen (gris foncé).

Modélisation de l'Arbre

L'arbre est modélisé sous forme d'un tronc, défini en termes de hauteur et de diamètre à la poitrine, et d'un houppier, défini par un rayon, une longueur et une courbure (voir Figure 4-19). La forme du houppier est dynamique en passant d'une forme initiale cylindrique (Figure 4-19.A) à une forme en parapluie (Figure 4-19.B) à partir d'une longueur de houppier donnée (par défaut 3 m). La croissance en hauteur et en diamètre est fonction des ressources lumineuses disponibles et de la compétition pour l'espace. Elles sont calculées à partir de l'allocation de la production primaire nette produite ($NPP_{ind} \times f_{wood}$) corrigée de la densité du bois (wsg) et d'un effet de sénescence pour les gros diamètres (fonction du dbh_{max} de l'espèce, c'est-à-dire le quantile 95 % des DBH observés). La croissance en diamètre est déduite de l'accroissement en volume à chaque période, qui est répercutée sur la hauteur et les dimensions de la couronne.

Photosynthèse

La photosynthèse est co-limitée⁵⁶ par la lumière et le dioxyde de carbone intra-feuille, et ces interactions sont représentées par le modèle de Farquhar, von Caemmerer et Berry [FvCB - (Farquhar, Von Caemmerer, et Berry 1980)] couplé avec un modèle de conductance stomatique (B. E. Medlyn *et al.* 2011).

Le modèle FvCB décrit la photosynthèse comme étant limité soit par la carboxylation, soit par la régénération de la ribulose-1,5-bisphosphate (RuBP). Ces limitations sont fonction de la concentration de CO₂ intra-feuille et de la quantité de lumière disponible. La modélisation de la co-limitation est cruciale, car elle permet d'intégrer des interactions complexes entre la lumière sous la forme d'irradiance et le VPD par l'intermédiaire de la concentration en CO₂ intra-feuille (B. E. Medlyn *et al.* 2011). La température influence le modèle de manière globale en augmentant la cinétique des réactions selon loi d'Arrhenius (Bernacchi, Pimentel, et Long 2003).

L'intégration de la photosynthèse sur l'ensemble des voxels du houppier permet de calculer la production primaire brute de l'individu (en vert dans la Figure 4-18).

Démographie des Feuilles

Chaque voxel de houppier est occupé par trois types de feuilles (jeunes, matures, vieilles) qui contribuent différemment à la surface foliaire. Le temps de passage entre classes est lié à la

⁵⁶ La co-limitation peut être illustrée par la « théorie du tonneau ». Elle compare les éléments essentiels pour la croissance des plantes à des planches de bois de différentes longueurs qui forment les côtés d'un tonneau. Le tonneau représente la croissance potentielle d'une plante, et chaque planche de bois symbolise un élément nutritif nécessaire. Si l'une des planches est plus courte que les autres (c'est-à-dire si un élément nutritif est limitant), alors la capacité du tonneau à retenir de l'eau (l'énergie pour la croissance) est limitée par la planche la plus courte, même si les autres planches sont plus longues (c'est-à-dire si d'autres éléments nutritifs sont présents en abondance).

durée de vie des feuilles qui est calculée à l'aide du modèle de Kikuzawa (Kikuzawa 1991). L'allocation carbone pour des nouvelles feuilles est estimée à l'échelle du houppier complet afin que la surface foliaire soit à l'optimum d'efficacité.

Respiration

La respiration est modélisée pour les compartiments des feuilles et du tronc selon une allométrie spécifique [selon les traits foliaires pour les feuilles (Atkin *et al.* 2015; 2000) et selon l'épaisseur d'aubier pour le tronc (Ryan *et al.* 1994)]. Ces allométries sont fonction de la biomasse du compartiment et ajustées à la température (Atkin *et al.* 2015; Ryan *et al.* 1994). Elle est soustraite du bilan de carbone global de l'arbre, influençant ainsi sa croissance et sa mortalité.

Mortalité et Chablis

De nombreuses espèces sont tolérantes à l'ombre, mais une majorité semble maximiser leurs capacités photosynthétiques aux alentours de 15-25% du rayonnement incident. Ces espèces dépendent notamment des chablis pour leur croissance et pour pouvoir s'établir (Kitajima 1994; L. Poorter 1999). Partant de ce constat, TROLL modélise la mortalité des arbres en fonction de divers facteurs : la famine carbonée [mortalité induite si la famine est plus longue que la durée de vie des feuilles], le chablis [probabilité fonction de la hauteur maximale de l'espèce (h_{max}) et de l'intensité de perturbation locale de variance - V_c (Jérôme Chave 1999)] et le hasard [probabilité minimale corrigée d'un effet protecteur du WSG (Jerome Chave *et al.* 2009)]. Les chablis, ou chute d'arbres font l'objet d'une attention particulière (possible chablis secondaire), car, en créant des lacunes dans la canopée, ils permettent une régénération.

Reproduction et Pluie de Graines

Le modèle incorpore également des mécanismes de reproduction locale (par les individus matures) et un flux exogène paramétrable en quantité et en qualité (composition d'espèce). La "pluie de graines" est simulée pour représenter la dispersion des semences, qui est cruciale pour la régénération et la dynamique des espèces. La reproduction locale est simulée à l'échelle de chaque individu mature (*i.e.* le DBH est supérieur à un pourcentage du DBH maximal) en allouant un nombre fixe de propagule dispersées uniformément dans toutes les directions et à une distance tirée dans la distribution de Rayleigh de moyenne 40 m.

Données d'entrées

Les données nécessaires pour permettre une simulation TROLL sont de trois catégories :

- Des données **climatiques** synthétisées sous la forme de table d'évolution mensuelle moyenne d'une journée type et une table d'évolution intra-journalière à la résolution semi-horaire pour l'intégration des flux de GPP journalières ;

- Des données pour chaque espèce de traits foliaires, du bois, des paramètres allométriques pour la cinétique de croissance en hauteur et diamètre et d'une estimation de la composition locale de la communauté ;
- Des paramètres *ad hoc* des différents processus qui sont valables pour l'ensemble des individus. On les nomme paramètres globaux et ils sont soit liés au site (taille de la parcelle, type de sous-modèle à utiliser, etc.); soit partagés par l'ensemble de la communauté (relations hauteur-diamètre de couronne, forme des houppiers, paramètres du modèle de photosynthèse, modèle d'allocation des glucides résiduels après synthèse et consommation par la respiration).

Encapsulation dans le package R *rcontrol*

Le package R *rcontrol* agit comme une interface utilisateur pour le modèle TROLL, codé en C++. Cette interface a été conçue pour augmenter la portée et l'accessibilité de TROLL en le mettant à la disposition d'un public élargi de chercheurs, étudiants et praticiens. Le package facilite non seulement la configuration des simulations, mais offre également un cadre intégré pour l'analyse et la visualisation des résultats.

En termes de fonctionnalités, *rcontrol* comprend des fonctions pour la génération de paramètres et de données climatiques, permettant ainsi une plus grande flexibilité dans la conception des expériences de simulation. Pour les simulations elles-mêmes, le package utilise des classes spécifiques (*trollsim* et *trollstack*) qui stockent des informations détaillées sur chaque simulation, y compris les états initiaux et finaux de l'écosystème, les métriques de sortie pour l'écosystème et les espèces, et même des scans LIDAR aériens virtuels pour une analyse spatiale plus détaillée. Cette dernière fonctionnalité ajoute une dimension supplémentaire à l'analyse, permettant une représentation spatiale plus complète des forêts simulées. De plus, les utilisateurs peuvent exploiter d'autres packages R pour une analyse plus poussée, ce qui augmente le potentiel pour des études interdisciplinaires.

rcontrol sert non seulement de passerelle entre la communauté des utilisateurs et le modèle TROLL, mais augmente également la transparence et la reproductibilité dans les expérimentations de simulation. Bien que le modèle TROLL original ait des limitations spécifiques, notamment en ce qui concerne son application en dehors des forêts tropicales, le package *rcontrol* facilite la critique et la validation du modèle en rendant les simulations plus accessibles et plus facilement analysables.

Ma contribution dans la création du package *rcontrol* a été dans la conception de l'outil avec notamment la direction de la définition des besoins utilisateur, l'appui au développement avec la direction du développement multi-plateforme, l'appui à conception de l'outil de génération des données climatiques depuis ERA5-Land et la validation du module LIDAR. J'ai participé à la rédaction de l'article décrivant l'outil en y réalisant une analyse de sensibilité du modèle TROLL développé dans la présente chapitre (Schmitt, **Salzet**, *et al.*, 2023).

4.6.2. SI : Conditions climatiques à l'échelle régionale : une approche par décomposition fonctionnelle

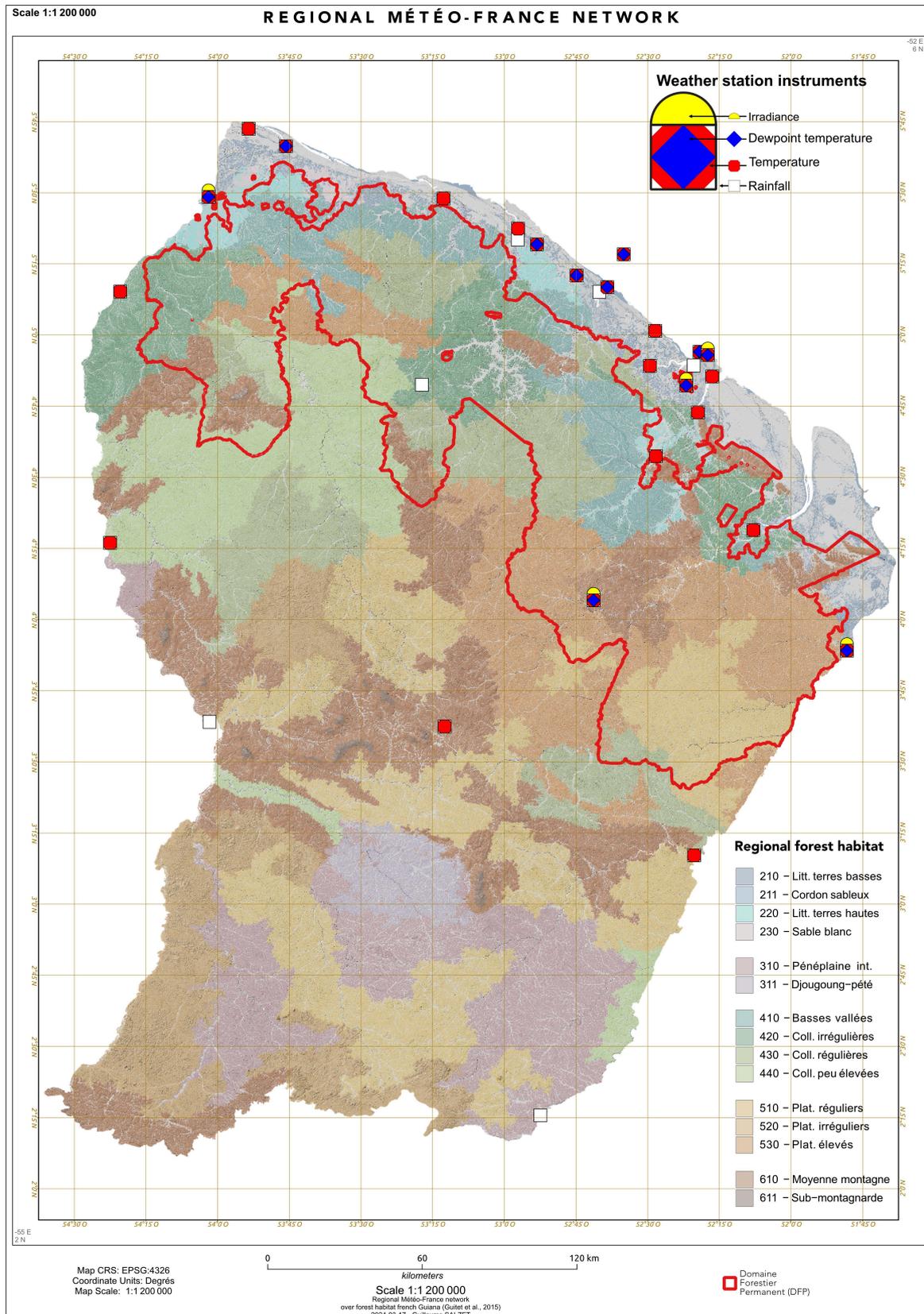


Figure 4-20 : Carte des station météorologiques et de leur instrumentation du réseau Météo-France Guyane.

Voir légende page suivante.

Légende Figure 4-20 : Les stations météorologiques sont indiquées via les symboles précisant les mesures acquises (carré blanc : pluviométrie ; carré rouge coins tronqués : température ; losange bleu : température du point de rosé ; demi-lune jaune : irradiance).

Le **fond de carte** correspond aux habitats forestiers régionaux de Guitet *et al.* (2015b) : **210** Forêts côtières des terres basses à *Parinari campestris* et *Astrocaryum vulgare* ; **220** Forêts côtières des terres hautes à *Goupia glabra* et *Symphonia globulifera* ; **230** Forêts sur sables blancs à *Dimorphandra polyandra* et *Humiria balsamifera* ; **310** Forêts de la péninsule intérieure à *Tetragastris spp.*, *Protium spp.* et *Iryanthera spp.* ; **311** Forêts sur djougoung-pété à *Ecclinusa spp.*, *Parinari campestris* et *Tachigali spp.* ; **410** Forêts des basses vallées à *Eperua falcata* et *Lecythis spp.* ; **420** Forêts de collines irrégulières à *Lecythis spp.*, *Eperua falcata* et *Peltogyne spp.* ; **430** Forêts de collines régulières à *Eschweilera spp.*, *Eperua falcata* et *Dicorynia guianensis* ; **440** Forêts de collines peu élevées à *Eschweilera spp.*, *Dicorynia guianensis* et *Vouacapoua americana* ; **510** Forêts de plateaux réguliers à *Protium spp.*, *Dicorynia guianensis* et *Oenocarpus bataua* ; **520** Forêts de plateaux irréguliers à *Dicorynia guianensis*, *Tetragastris spp.* et *Oenocarpus bacaba* ; **530** Forêts de plateau élevé à *Dicorynia guianensis*, *Protium spp.* et *Diospyros spp.* ; **610** Forêts de moyenne montagne à *Protium spp.* et *Virola spp.* ; **611** Forêts sub-montagnarde à *Mimosoideae* et *Lauraceae*.

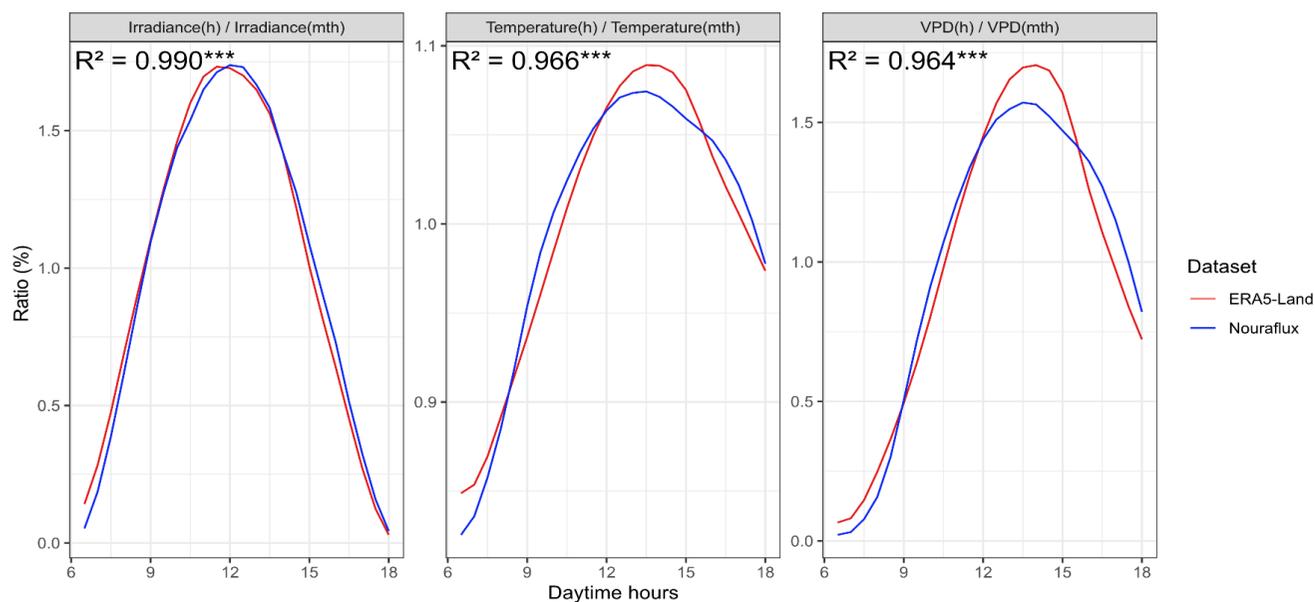


Figure 4-21 : Comparaison des variations diurne relative pour l'irradiance (lumière), la température (T) et le déficit de pression de vapeur (VPD) entre les données originales de TROLL provenant de Nourflux et la réanalyse ERA5-Land.

En **abscisse** : les heures du jour de 6h à 18h ; en **ordonnée** : le ratio entre la valeur horaire de la variable et la valeur mensuelle. La série de donnée de calibration (Nourflux) correspond aux mesures acquises à la station des Nouragues entre 2015-2016. Elle est disponible comme valeur standard dans le package *rcontrol*. La valeur test correspond à l'extraction des données ERA5-Land entre 1970-2022 à la localisation de la station de mesure météorologique Nourflux (4°02' N, 52°41' W). Les données extraites ont été traitées à l'aide de la fonction dédiée dans le package *rcontrol*. La comparaison des séries de empiriques et de réanalyse a été réalisée par variable à l'aide d'un test de significativité sur la corrélation de Pearson. La corrélation a été ensuite utilisée pour calculer le R^2 .

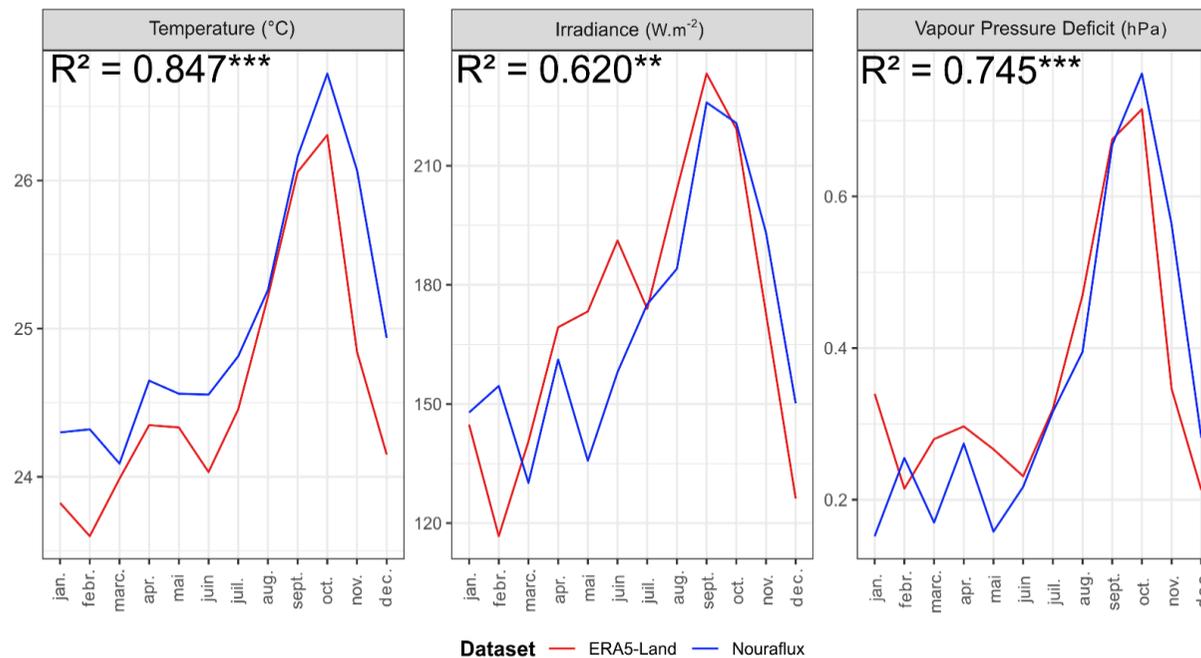


Figure 4-22 : Comparaison des variations mensuelles relative pour la température (T), l'irradiance (lumière) et le déficit de pression de vapeur (VPD) entre les données originales de TROLL provenant de Nourflux et la réanalyse ERA5-Land.

En abscisse : le mois ; en ordonnée : la valeur mensuelle de la variable. La série de donnée de calibration (Nourflux) correspond aux mesures acquises à la station des Nouragues entre 2015-2016. Elle est disponible comme valeur standard dans le package *rcontrol*. La valeur test correspond à l'extraction des données ERA5-Land entre 1970-2022 à la localisation de la station de mesure météorologique Nourflux (4°02. N, 52°414 W). Les données extraites ont été traitées à l'aide de la fonction dédiée dans le package *rcontrol*. La comparaison des séries empirique et de réanalyse a été réalisé par variable à l'aide d'un test de significativité sur la corrélation de Pearson. La corrélation a été ensuite utilisée pour calculer le R².

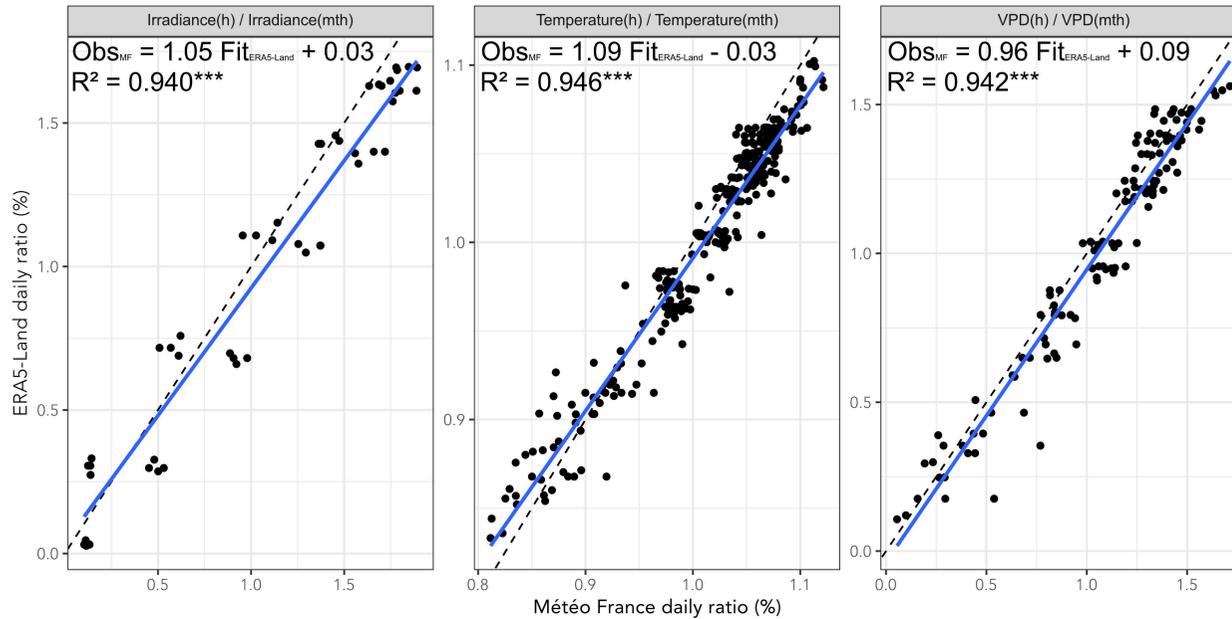


Figure 4-24 : Comparaison des variations intra-journalières des conditions climatiques (irradiance, température et déficit de pression de vapeur) entre les mesures empiriques (réseau Météo-France) et la réanalyse ERA5-Land.

En **abscisse** : les valeurs de référence du réseau Météo-France ; en **ordonnée** : les valeurs issues de la réanalyse ERA5-Land. L'ensemble des données intra-journalières relative à la moyenne mensuelle des stations sont agrégées selon les panels (gauche : l'irradiance, milieu : la température, droite : le déficit de pression de vapeur - VPD). En haut de chaque panel est indiquée la relation entre observé (Météo-France) et la valeur estimée (Fit – ERA5-Land) et le R^2 de la relation. La relation figure sous la forme d'un trait bleu.

On observe une corrélation très forte entre les données empiriques et de réanalyse ($R^2 > 90\%$) sans biais remarquable.

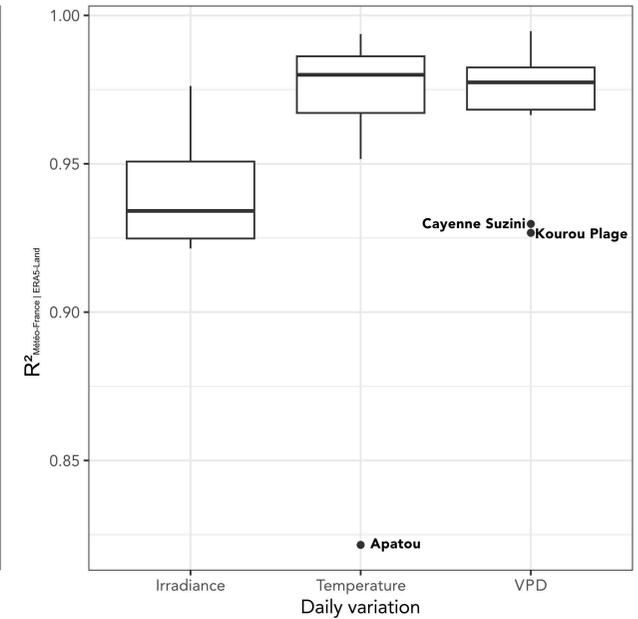


Figure 4-23 : Répartition des coefficients de corrélations (R^2) des variations mensuelles des conditions climatiques (irradiance, température et déficit de pression de vapeur - VPD) entre les mesures empiriques (réseau Météo-France) et la réanalyse ERA5-Land à l'échelle des stations.

En **abscisse** : les variables climatiques ; en **ordonnée** : le coefficient de détermination à l'échelle des stations entre les séries de variation intra-journalière relative à la moyenne mensuelle empiriques et de réanalyse. Les boîtes à moustaches indiquent : la médiane (trait épais noir), le 1^{er} et 3^e quartile (limite haute et basse de la boîte), les valeurs minimales et maximales comprise dans $[Q1 - 1.5 \times |Q1 - Q3|, Q1 + 1.5 \times |Q1 - Q3|]$ (trait noir vertical). Les valeurs situées hors de l'intervalle sont indiquées par des points. Les points aberrants s'expliquent par une incohérence des données Météo-France : Apatou (décalage +1h).

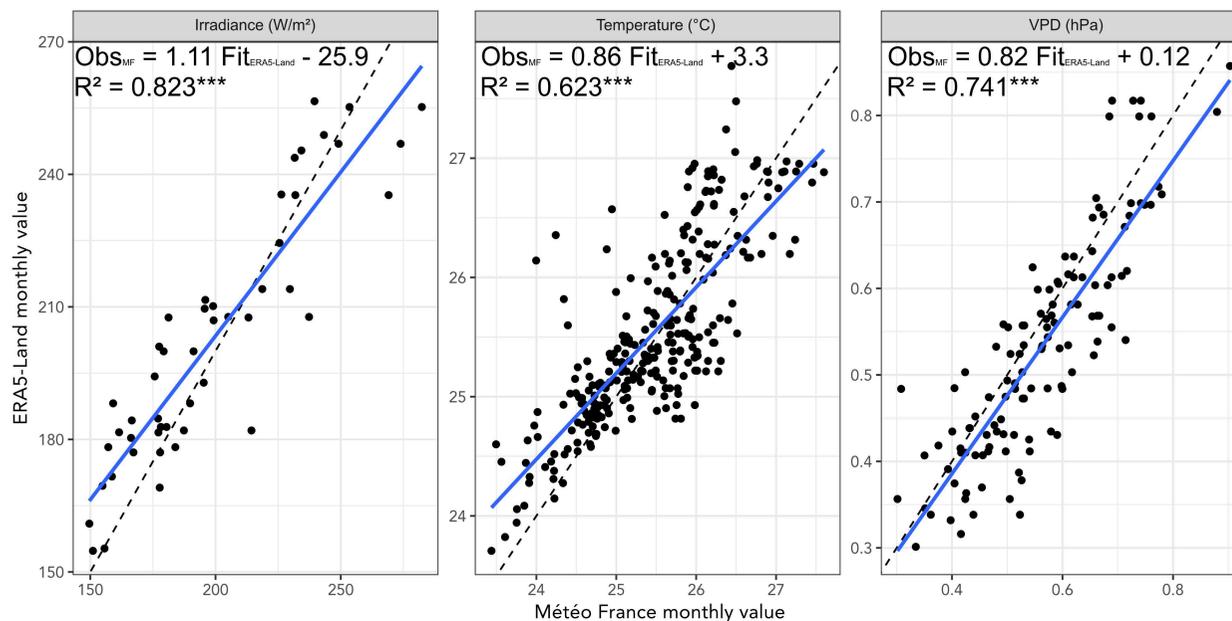


Figure 4-26 : Comparaison des variations mensuelles des conditions climatiques (irradiance, température et déficit de pression de vapeur) entre les mesures empiriques (réseau Météo-France) et la réanalyse ERA5-Land.

En **abscisse** : les valeurs de référence du réseau Météo-France ; en **ordonnée** : les valeurs issues de la réanalyse ERA5-Land. L'ensemble des données mensuelles des stations sont agrégées selon les panels (gauche : l'irradiance, milieu : la température, droite : le déficit de pression de vapeur - VPD). En haut de chaque panel est indiqué le modèle linéaire entre observé (Météo-France) et la valeur estimée (Fit – ERA5-Land) et le R² de la relation. La relation figure sous la forme d'un trait bleu.

On observe une corrélation importante entre les données empiriques et de réanalyse (R² > 60 %) malgré la présence de biais de température et d'irradiance pour les mois ayant des valeurs extrêmes (grande saison sèche – Aou./ Sept./ Oct./ Nov).

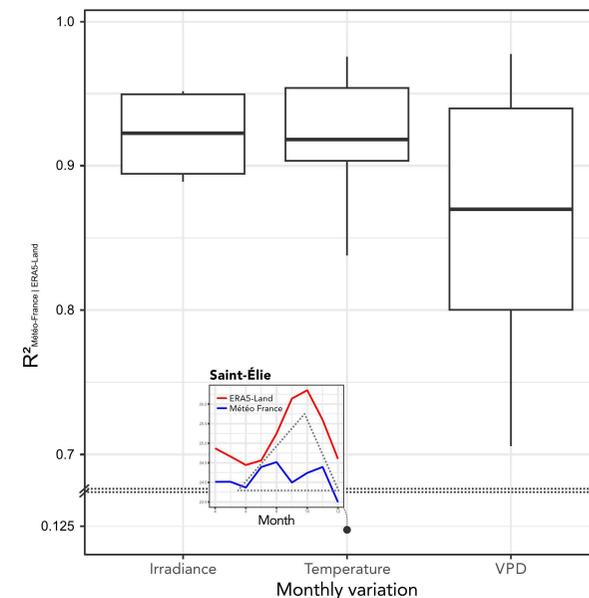


Figure 4-25 : Répartition des coefficients de corrélations (R²) des variations mensuelles des conditions climatiques (irradiance, température et déficit de pression de vapeur - VPD) entre les mesures empiriques (réseau Météo-France) et la réanalyse ERA5-Land à l'échelle des stations.

En **abscisse** : les variables climatiques ; en **ordonnée** : le coefficient de détermination à l'échelle des stations entre les séries de variation intra-journalière relative à la moyenne mensuelle empiriques et de réanalyse. Les boites à moustaches indiquent : la médiane (trait épais noir), le 1^{er} et 3^e quartile (limite haute et basse de la boîte), les valeurs minimales et maximales comprise dans [Q1 -1.5×|Q1-Q3|, Q1 +1.5×|Q1-Q3|] (trait noir vertical). Les valeurs situées hors de l'intervalle sont indiquées par des points. Le point aberrant de Saint-Élie s'explique par une incohérence des données Météo-France pour la saison sèche lié à la période d'activité de la station (1 an).

Multivariate functional principal component analysis
 French Guiana analysis - ERA5-Land

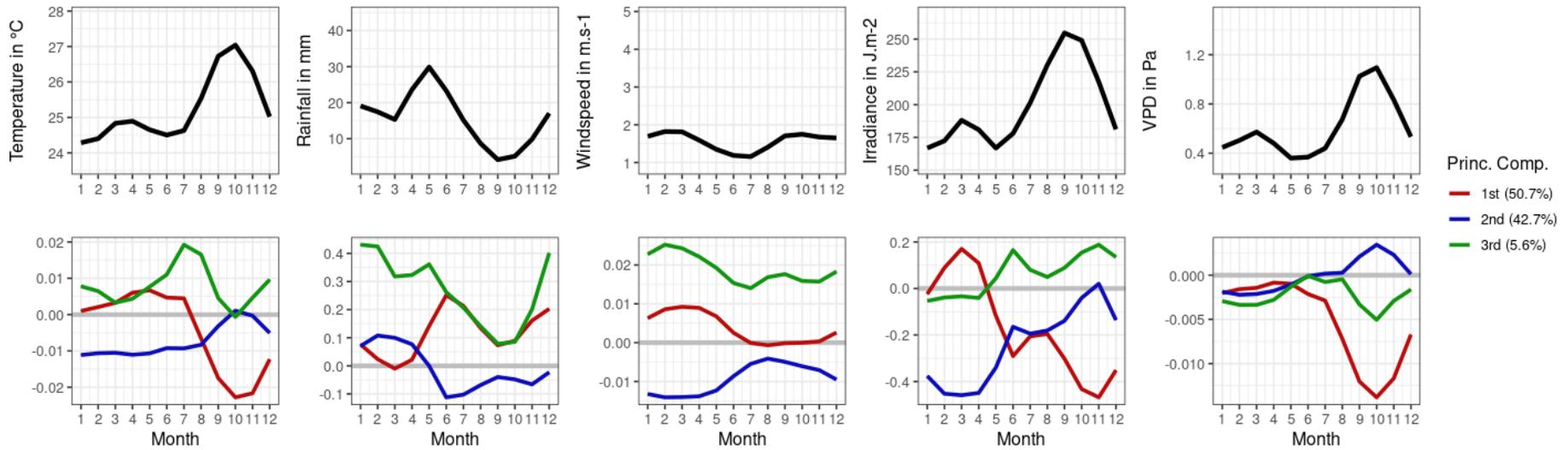


Figure 4-27 : Analyse en Composantes Principales fonctionnelle multidimensionnelle basée sur des données climatiques mensuelles d'ERA5-Land pour la Guyane française.

En haut : moyennes mensuelles pour chacune des variables étudiées sur une année. **En bas :** les trois premières composantes fonctionnelles obtenues à partir de la fPCA pour chaque variable. Les pourcentages dans la légende à droite indiquent la proportion de la variance totale expliquée par chaque composante. Chaque graphique de la deuxième ligne illustre comment ces composantes modifient la tendance moyenne pour chaque mois, fournissant ainsi une interprétation des modes dominants de variation pour chaque variable climatique.

Multivariate functional principal component analysis
French Guiana analysis – ERA5–Land - daily variations

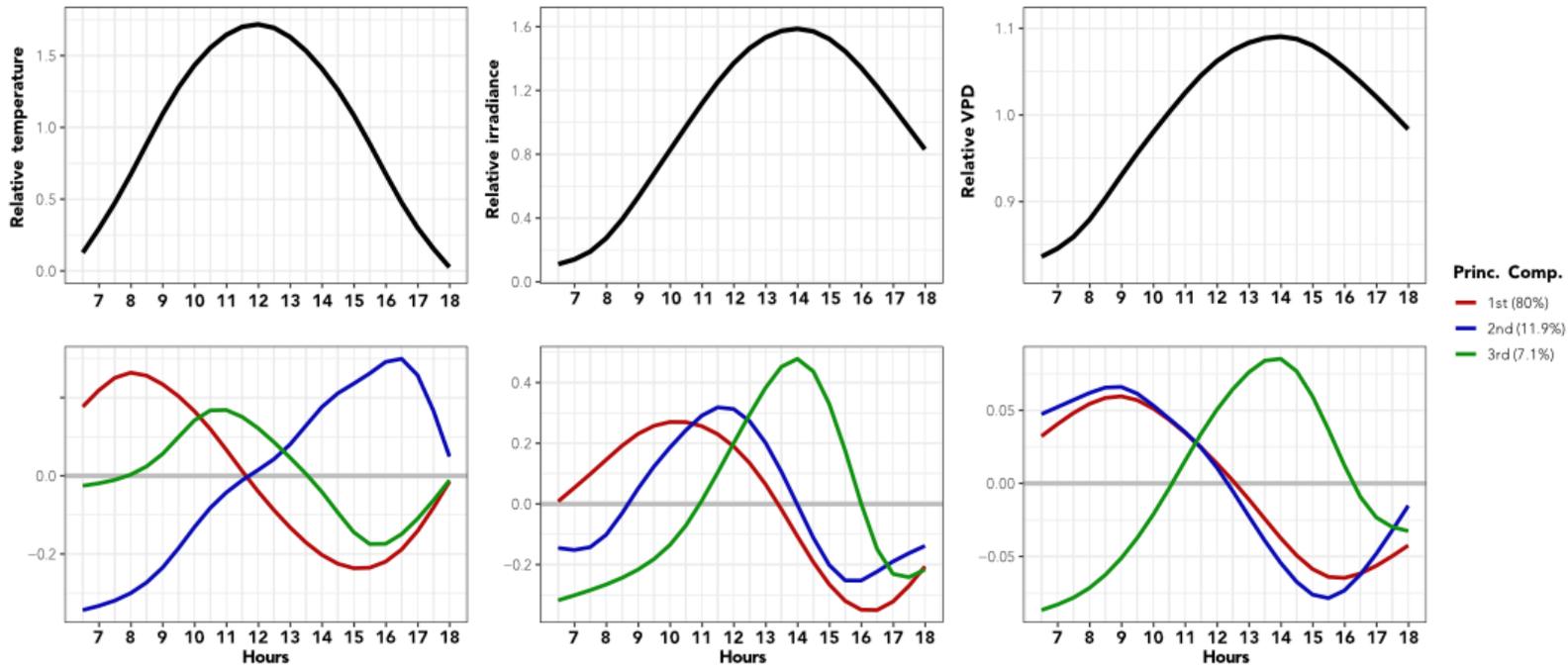


Figure 4-28 : Analyse en Composantes Principales fonctionnelle multidimensionnelle basée sur des données climatiques intra-journalières d'ERA5-Land pour la Guyane française.

En haut : moyennes horaires pour chacune des variables étudiées sur une journée type. **En bas :** les trois premières composantes fonctionnelles obtenues à partir de la fPCA pour chaque variable. Les pourcentages dans la légende à droite indiquent la proportion de la variance totale expliquée par chaque composante. Chaque graphique de la deuxième ligne illustre comment ces composantes modifient la tendance moyenne pour chaque heure, fournissant ainsi une interprétation des modes dominants de variation pour chaque variable climatique.

4.6.3. SI : Description fonctionnelle et allométrique des communautés d'arbre à l'échelle régionale

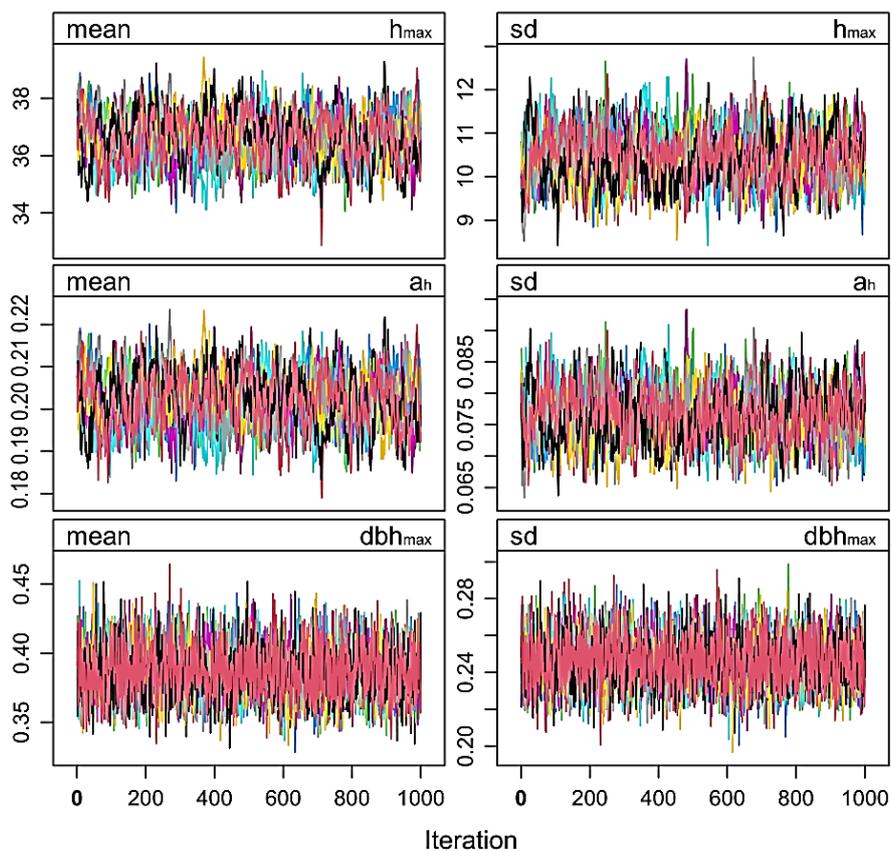


Figure 4-30 :: Diagramme de suivi des chaînes d'imputation pour les paramètres allométriques.

En abscisse : numéro d'itération ; en ordonnée : les valeurs des distributions d'imputation. Les couleurs indiquent chaque chaîne d'imputation. On peut noter la convergence des chaînes vers un intervalle restreint pour chaque paramètre.

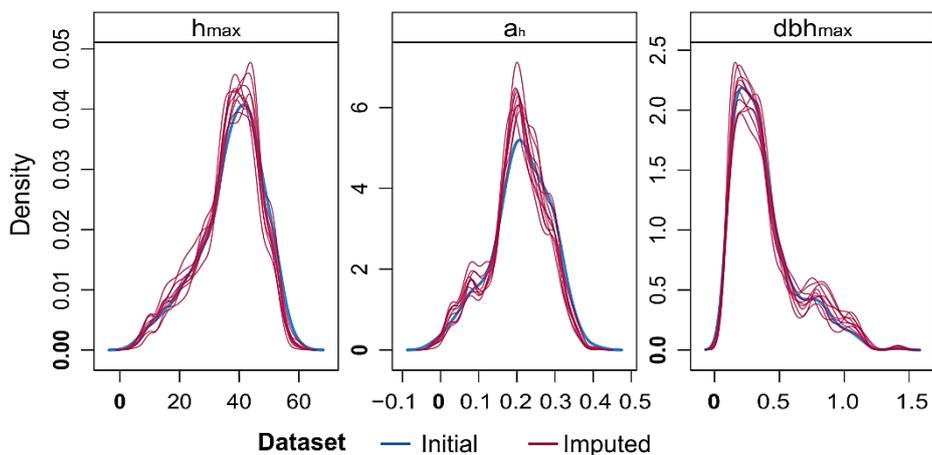


Figure 4-29 : Densité des paramètres initiaux et imputés à l'aide de l'algorithme PMM.

En bleu : distribution des données initiales après estimation à partir des données de la base Tallo. En rouge : distribution des paramètres imputés par l'approche *predictive mean matching*. On peut noter l'adéquation entre les deux types de distribution.

4.6.4. Description de la plateforme de couplage – le package R *trollcalibr*

Introduction

La compréhension des trajectoires des écosystèmes forestiers représente un enjeu majeur en écologie et par extension en science de la durabilité. Ces trajectoires sont le résultat de l'interaction complexe de facteurs environnementaux et biologiques (Bonan 2019a).

Face à la complexité inhérente à ces systèmes et à la limitation des données expérimentales, la modélisation forestière est devenue un outil indispensable (Maréchaux *et al.* 2021). Sans remettre en cause le principe de parcimonie nécessaire à la construction de théories scientifiques, les expérimentations numériques visent à construire un modèle complexe, mais réaliste, à partir d'une synthèse des connaissances sur les processus en jeu (Gramacy 2020). Les progrès en calcul informatique ont permis le développement de simulateurs forestiers sophistiqués, capables de reproduire les dynamiques écosystémiques avec une précision accrue (Bo Zhang et DeAngelis 2020). Par exemple, le simulateur FORMIND intègre des variables telles que le climat, la pédologie, les interactions biotiques et les perturbations humaines, offrant ainsi une vision complète des processus écologiques (Köhler et Huth 1998; Rödig *et al.* 2017; 2018; 2019; Hiltner, Huth, et Fischer 2022). L'objectif est de prédire non seulement l'état actuel des forêts, mais aussi leur évolution future sous différents scénarios.

Cette approche permet aux chercheurs et aux gestionnaires forestiers de tester des hypothèses, de comprendre les impacts des changements environnementaux et de planifier des stratégies de gestion durable (Bart 1995).

Calibration des Modèles et Approches Bayésiennes

La calibration et l'analyse de sensibilité des simulateurs forestiers sont des étapes essentielles pour garantir la précision et la pertinence de ces modèles (Song *et al.* 2012).

D'une part, l'analyse de sensibilité permet de déterminer l'influence relative de chaque paramètre sur les résultats du modèle, et ainsi d'identifier les facteurs les plus influents (Campolongo, Cariboni, et Saltelli 2007). Cette démarche est cruciale pour comprendre comment les variations des paramètres et conditions initiales peuvent influencer les prévisions, fournissant ainsi une compréhension plus nuancée de la dynamique des écosystèmes forestiers (Song *et al.* 2012). Cette analyse permet aussi d'écarter les variables les moins influentes des analyses ultérieures (Saltelli *et al.* 2008).

D'autre part, la calibration est cruciale pour garantir que le modèle représente avec précision le système étudié. Sous l'hypothèse que le modèle représente efficacement les processus naturels, on peut définir un « **modèle direct** » (*forward model*) qui formalise la relation entre les paramètres du modèle (θ) et les observations (y_i) comme une application surjective déterministe g (*i.e.* pour chaque vecteur de paramètre il existe une seule valeur observée) avec

un bruit indépendant ξ tel que $\forall y_i \in Y, \exists \theta \in P, y_i \sim P(y_i|\theta) \Leftrightarrow y_i = g(\theta, \xi_i)$ avec $\xi_i \sim p(\xi)$ (Radev *et al.* 2022). Pour se représenter cette idée, on peut imaginer un modèle de simulation avec deux entrées : la table des paramètres et la graine du générateur de nombre aléatoire. En fixant arbitrairement la valeur de la graine, on obtient une fonction déterministe qui donne de manière unique un couple (θ, y_i) . À l'opposée en fixant le vecteur de paramètres θ , on obtient une distribution de $\mathcal{V}(y_i|\theta)$ qui est la vraisemblance de l'observation y_i . Cette vraisemblance peut être explicite (une forme analytique) ou implicite (un algorithme de simulation). Les modèles forestiers sont généralement de la seconde catégorie.

La calibration correspond à un processus d'**inversion du modèle**, c'est-à-dire la recherche des paramètres à partir des données observées (Chiachío Ruano, Chiachío Ruano, et Sankararaman 2022). Cette inversion peut être réalisée par une l'inférence bayésienne du modèle direct ($\mathcal{V}(y_{1:N}|\theta)$) pour l'ensemble des vecteurs de paramètre sachant les connaissances *a priori* sur ces paramètres $[P(\theta)]$ tel que :

$$P(\theta|y_{1:N}) = \frac{\mathcal{V}(y_{1:N}|\theta)P(\theta)}{\int \mathcal{V}(y_{1:N}|\theta)P(\theta) d\theta}$$

Dans l'inférence bayésienne, la distribution *a posteriori* intègre l'ensembles des informations sur θ acquises par les observations $y_{1:N}$ en plus de celles déjà connues *a priori*. Les observations sont obtenues par N tirages du modèle direct avec des paramètres fixes, mais inconnus θ^* . Cependant, l'inversion pose un certain nombre de problème dans sa réalisation :

- Le membre de droite de la formule de Bayes est générale insoluble analytiquement dans le cas où la vraisemblance est implicite et doit donc être approximée ;
- le modèle direct présente souvent une stochasticité interne qui génère un incertitude intrinsèque sur la valeur de θ^* ;
- le modèle direct est généralement surjectif ce qui peut amener à des situation d'équivalence de vraisemblances pour plusieurs vecteurs de paramètres.

La solution standard est généralement l'approximation de la vraisemblance par simulation de type ABC et les méthodes dérivées [filtre particulière, approche par Monte Carlo séquentiel, MCMC ; voir la revue de Cranmer, Brehmer et Louppe (2020)].

Limitations de la Méthode ABC et Avantages de la Méta-Modélisation par Processus Gaussien

La méthode ABC (Approximate Bayesian Computation) offre un cadre robuste pour la calibration des modèles dans des contextes où l'évaluation explicite de la vraisemblance est difficile (Hartig *et al.* 2014). Cependant, l'ABC nécessite de générer des données synthétiques et de les comparer aux données réelles. Ce processus est souvent coûteux en ressources computationnelles et peut être affecté par le choix subjectif des seuils de similarité (Lintusaari

et al. 2017). De plus, l'efficacité d'échantillonnage de l'ABC peut être faible, particulièrement dans les cas où l'espace des paramètres est vaste.

Face à ces défis, la méta-modélisation par processus gaussien (GP) se présente comme une solution efficace (Borowska, Giurghita, et Husmeier 2021). Les processus gaussiens, adaptés à la modélisation de réponses complexes des simulateurs avec une incertitude intégrée, offrent une alternative à l'ABC. Au lieu de nécessiter de multiples exécutions du simulateur, la méta-modélisation par GP ajuste un modèle statistique aux sorties du simulateur, permettant ainsi une exploration efficace de l'espace des paramètres avec moins de simulations (Gramacy 2020). Cette méthode offre la flexibilité nécessaire pour modéliser des fonctions complexes et permet une généralisation efficace à partir de données limitées (Binois et Gramacy 2021), ce qui est particulièrement pertinent dans les écosystèmes forestiers où les données peuvent être rares ou coûteuses à collecter.

Après avoir exposé les enjeux de la calibration des modèles et les avantages de la méta-modélisation par processus gaussien, nous introduisons le package *trollcalibr*. Le package R *trollcalibr* assure un échantillonnage optimisé et facilite l'inférence du méta-modèle par processus gaussien, substituant efficacement le simulateur TROLL dans l'analyse de sensibilité ou la calibration à grande échelle. Cette innovation technique permet une analyse plus rapide, reproductible et moins coûteuse en ressources computationnelles. Nous présentons son intérêt par l'exemple de l'analyse de sensibilité du modèle TROLL pour l'ensemble des conditions climatiques et floristiques de la Guyane française.

Description du schéma de fonctionnement du package *trollcalibr*

Le package *trollcalibr* repose sur le modèle TROLL exposé dans la section 4.6.1. Ce modèle individu centré permet de simuler conjointement un ensemble de processus écophysologiques à l'échelle de l'arbre et des processus démographique à l'échelle de la parcelle (Maréchaux et Chave 2017a; F. J. Fisher, Maréchaux, et Chave 2023).

Le résultat est une trajectoire explicite de la communauté résumée par un inventaire spatialisé, des mesures écosystémiques mensuelles et des données de hauteur de structure verticale à la fin de la simulation (champ 3D de LAI, modèle de hauteur de canopée et simulation de LiDAR discret de type ALS).

Les données d'entrées du modèles TROLL sont de trois types :

- [climatique] des données climatiques synthétisées sous la forme de table d'évolution mensuelle moyenne d'une journée type et une table d'évolution intra-journalière à la résolution semi-horaire ;
- [espèce] une description fonctionnelle de la communauté locale avec pour chaque espèce de traits fonctionnels, des paramètres allométriques et une estimation de la composition locale de la communauté.

- [globaux] des paramètres *ad hoc* des différents processus qui sont valables pour l'ensemble des individus.

Ces trois ensembles de variables permettent de définir le vecteur de paramètre θ_{climax} qui détermine l'état stationnaire de la forêt après un temps de chauffe (estimé à 600 ans).

Le schéma d'analyse proposé par *trollcalibr* réalise et contrôle les étapes suivantes :

1. la définitions du sous ensemble de paramètre à étudier (quantitatif ou qualitatif) et leur intervalle d'étude ;
2. l'échantillonnage initial *a priori* dans l'espace des paramètre de manière optimisée sous contrainte de corrélation ;
3. la définition d'une séquence de perturbations ponctuelles compatible avec l'interface *rcontroll* et générant des statistiques résumées numériques ;
4. l'évaluation des simulations de manière intensive, reproductible et disposant d'un processus d'enrichissement de l'échantillonnage par apprentissage actif ;
5. l'inférence d'un modèle de substitution par processus gaussien échantillonnable

Pour cela, le package *trollcalibr* utilise trois classes principales de type S4 : `trolldae` pour le design et le stockage des statistiques résumées des simulation TROLL ; `trollsetup` pour définir une séquence d'expérience numériques ponctuelles appartenant à la classe dérivée `trollexp` ; et `surmodel` qui correspond au modèle de substitution associé à un plan d'expérimentation.

Examinons les principales étapes et les apports méthodologiques associés.

Définition de l'espace de paramètre étudié

La définition des paramètres étudiés est la première étape et reste la plus importante pour l'utilisateur.

L'utilisateur peut sélectionner des paramètres à étudier parmi ceux présents dans les tables d'entrées du modèle TROLL (ex. : une étude de l'impact de la mortalité peut étudier les différents paramètres de mortalité de TROLL : m_0 , m_{WSG} et v_c qui définissent respectivement le taux de mortalité basal, l'effet du WSG pour la limiter et le paramètre de variance du processus aléatoire lié à la probabilité de chablis).

Dans une autre situation, l'utilisateur peut souhaiter générer des paramètres latents qui permettent de définir les paramètres du modèle (ex : une étude sur l'effet du climat peut définir un paramètre d'intensité de forçage δ ayant X modalités associées à des tables de climat spécifiques). Dans l'ensemble des cas, l'information à transmettre dans la fonction est le type de paramètres : *climate/ species/ global* pour une variable déjà présente dans la table d'entrée idoine ; *covariate/ qualitative* selon le caractère quantitatif ou qualitatif d'un paramètre latent.

Les méthodes d'échantillonnage optimisée ont été développées pour un espace standardisé $[0,1]^n$. En effet, les fonctions de quantiles et les fonctions de probabilité cumulées permettent de transformer les marges de l'espace réel des paramètres vers une forme standardisé et inversement. Pour chaque variable étudiée, l'utilisateur doit fournir : soit la fonction de quantile d'échantillonnage souhaitée ; soit les bornes de l'intervalle d'étude avec comme choix un échantillonnage uniforme.

Enfin l'utilisateur a la possibilité de fournir une matrice de corrélation de Pearson entre les paramètres sur la base de connaissances *a priori*. Cette spécificité est utile pour les paramètres d'allométrie de couronne d'arbre (Cr_a, Cr_b) qui présentent une corrélation de Pearson *a priori* de 0.65 (Jucker, Bouriaud, et Coomes 2015).

Echantillonnage optimisé de l'espace standardisé des paramètres.

Après avoir spécifié le nombre de paramètres et leur types (quantitatif ou qualitatif), l'utilisateur doit spécifier un budget de simulation total et initial.

Ce budget correspond au nombre maximal de simulation alloué pour estimer la fonction de réponse. Dans la littérature, il est indiqué le seuil minimal du budget initial *a priori* est de $10 \times p$, p étant le nombre de paramètres. Cependant, la réponse du modèle TROLL est intrinsèquement bruité par de nombreux processus aléatoires. Nous conseillons d'allouer un nombre de simulations plus important, $10 \times p$ avec 10 réplicats, pour assurer une estimation efficace de la fonction de réponse moyenne.

Après avoir spécifié le budget, nous distinguons les paramètres quantitatifs (au nombre de $N_{p,quant}$) et des paramètres qualitatifs (au nombre de $N_{p,qual}$). L'optimalité de l'échantillonnage est déterminée par la métrique de qualité. Généralement la métrique utilisée est la valeur maximale des distances minimale entre les points [*maximin distance criteria* - (M. E. Johnson, Moore, et Ylvisaker 1990)]. Dans le cas où $N_{p,qual} = 0$, nous retrouvons le cas canonique d'un échantillonnage optimisé sous la forme d'un hypercube latin (*Latin Hypercube Sampling* - LHS).

Un LHS assure que lorsqu'il est projeté sur n'importe quel paramètre chaque niveau est unique, ce qui maximise l'efficacité de l'échantillonnage pour les paramètre continues. Cependant, un défi majeur survient lors de l'intégration de paramètre qualitatifs (catégoriels) dans un LHS (cas où $N_{p,qual} > 0$).

Contrairement aux variables continues, les variables qualitatives ne peuvent pas accommoder un grand nombre de niveaux distincts, rendant ainsi l'application directe de LHS inadaptée. Les variables catégorielles ne s'intègrent pas directement dans la structure LHS traditionnelle. Pour surmonter ce défi, l'échantillonnage en hypercube latin par tranche (*Sliced Latin Hypercube Sampling* - SLHS) a été développée (Qian 2012; Ba 2015).

Un SLHS est une variante du LHS, conçu pour traiter efficacement à la fois des variables continues et catégorielles. Il divise un LHS en plusieurs tranches ou blocs, chacun pouvant être associé à une combinaison spécifique de niveaux de variables qualitatives (étape I dans la Figure 4-32). L'espace engendré par les paramètres qualitatifs est échantillonné de manière systématique pour l'ensemble des combinaisons de modalités des paramètres. Une combinaison correspond à une tranche du LHS. Chaque tranche est elle-même un LHS pour les variables continues, garantissant ainsi une répartition uniforme des points d'échantillonnage pour les variables continues au sein de chaque tranche (étape II dans la Figure 4-32).

Cette structure en tranche permet une flexibilité accrue dans la conception d'expériences numériques, en assurant une uniformité maximale dans la répartition des facteurs continus, tout en accommodant les contraintes imposées par les variables qualitatives. Dans le cas où les variables catégorielles s'avèrent être non-significatives, le design projeté sur les variables quantitatives maintient ses propriétés de LHS, évitant ainsi toute redondance inutile.

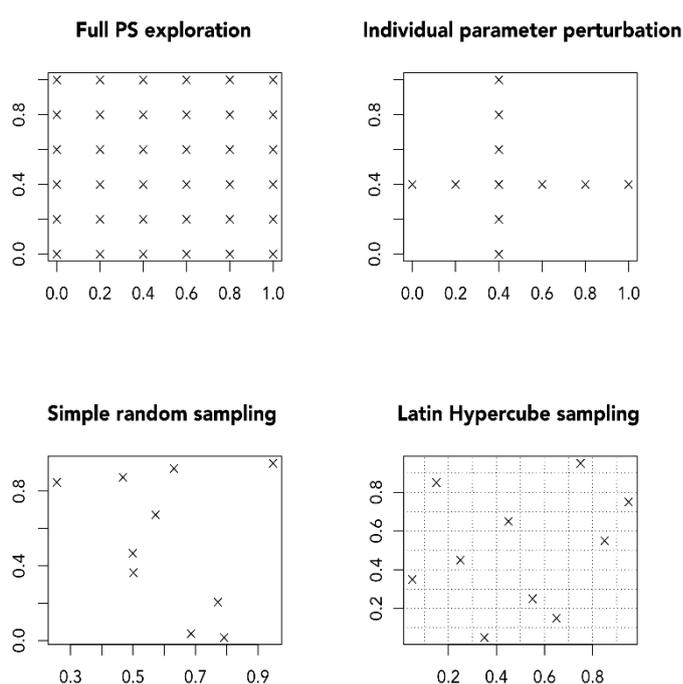


Figure 4-31 : Illustrations des approches classiques d'exploitation d'espace par échantillonnage.

En haut à gauche : **l'exploitation systématique** de l'espace permet de couvrir l'ensemble des conditions possible, mais est impossible en temps raisonnable pour un grand nombre de dimension.

En haut à droite : **l'étude indépendante des paramètres** permet de couvrir un sous-ensemble du domaine, mais néglige les interactions.

En bas à droite : l'approche par **échantillonnage aléatoire simple** utilise des informations sur l'ensemble de l'espace des paramètres avec un petit nombre d'échantillons, mais peut suréchantillonner certaines régions tout en sous-échantillonnant d'autres.

En bas à gauche : **l'approche par hypercube latin** échantillonne et partitionne l'espace en volumes égaux. La construction de l'échantillonnage assure que les différents intervalles sont échantillonnés avec une intensité égale.

L'optimisation des SLHSs s'appuie sur des critères tels que le critère de distance maximin, qui vise à maximiser la distance minimale entre tous les points de l'échantillon. Ce critère est étendu pour les SLHSs pour tenir compte non seulement de l'ensemble du design, mais aussi de chaque tranche individuelle. Une fonction objectif combinée est utilisée pour équilibrer l'importance de la répartition spatiale dans l'ensemble du design et dans chaque tranche. Pour l'ensemble de ces raisons, nous utilisons l'implémentation de SLHS optimisé par critère maximin de la distance du package SLHD (Ba 2015).

Après avoir réalisé un échantillonnage optimisé, nous intégrons les corrélations *a priori* entre paramètres pour assurer un échantillonnage en accord avec les connaissances *a priori*. Pour cela, nous nous appuyons sur l'algorithme de Huntington et Lyrintzis (1998) qui utilise un schéma de réordonnement d'échantillons optimisé pour ajuster les corrélations. Cette méthode commence par définir la corrélation souhaitée pour chaque paire de variables, puis compare cette corrélation cible à la matrice de corrélation actuelle obtenue à partir de l'échantillonnage (S)LHS. L'ajustement des corrélations est effectué de manière itérative, dimension par dimension. Pour chaque dimension, l'erreur dans les corrélations est calculée et les paires d'échantillons sont échangées de manière à réduire cette erreur. Ce processus est répété jusqu'à ce que l'erreur de corrélation soit suffisamment petite, permettant ainsi d'obtenir un ensemble d'échantillons dont les corrélations sont proches de celles prescrites. L'implémentation est adaptée de celle proposée par Chalom et Prado (2017).

L'ensemble de ces étapes sont réalisées par la fonction `setupDesign` qui construit un objet de la classe `tr011dae` et génère le (S)LHD optimisé pour la table de paramètres et les budgets fournis. Les tables de paramètres sont calculées à l'aide de fonctions par défaut ou fournies par l'utilisateur à l'aide de la fonction `generate_params`.

Après cette définition du design expérimental, l'utilisateur peut définir une séquence d'expérience numérique après initialisations.

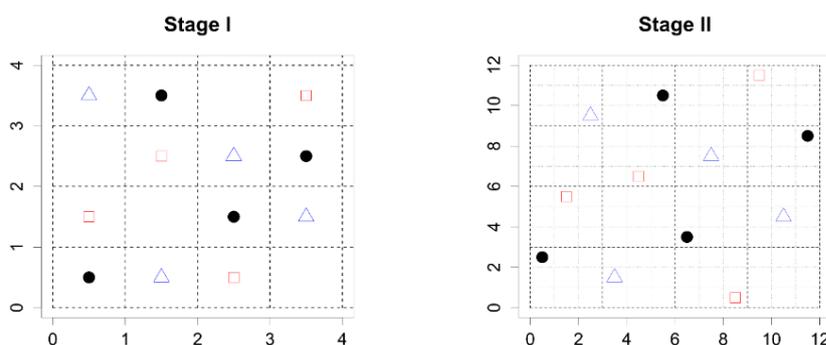


Figure 4-32 : Illustrations de la construction d'un échantillonnage en hypercube latin par tranche (SLHS) pour 3 tranches.

La construction du SLHS consiste en une première étape de partitionnement et répartition de l'espace entre les tranches (ici les marqueurs de formes différentes). La seconde étape est la répartition des points au sein des mailles, indépendamment des marqueurs, selon une approche classique de LHS.

Définitions des expérimentations numériques après initialisation

La simulation des conditions sans perturbation est un sujet important tant pour la compréhension des mécanismes écologiques que pour la validation du modèle TROLL (Maréchaux et Chave 2017a). Cependant, la définition d'expériences numériques sur des forêts à l'état stationnaire constitue un enjeu majeur pour l'étude des mécanismes écologiques de résiliences et de la recherche de gestion durable (Hiltner *et al.* 2018; Huang *et al.* 2020; Badouard *et al.* 2024). Dans ces deux cas, la finalité est la réalisation de simulations et l'acquisition de statistiques résumées associées qui sont extraites selon une méthode définie par l'utilisateur (Forrester, Sóbester, et Keane 2008; Gramacy 2020).

Nous avons implémenté une classe `trollsetup` qui définit une séquence d'expériences numériques ponctuelles, elles-mêmes définies à l'aide de la classe `trollexp`.

Nous classons les expérimentations numériques en deux catégories : les **expériences intermédiaires** (type : « Inter ») qui modifient les paramètres d'une simulation et/ou collecte des statistiques résumé à un temps donné ; et les **expériences finales** (type : « Summary ») qui agrègent et/ou collecte des statistiques résumées à partir d'une simulation et des données d'expérimentation liées.

Ces différentes expériences sont associées, sous la forme d'une séquence dont la validité est vérifiée à partir d'une forêt test (conformité des attributs de l'objet `trollsim` après sa modification lors de l'expérience). Une durée positive ou nulle de simulation TROLL avec les nouveaux attributs doit spécifiée par l'utilisateur après chaque expérience.

Pour illustrer cette approche, l'étude sur la réponse des forêts à une surmortalité due à un typhon [voir Rau (2022)] pourrait être construite à l'aide d'une séquence de deux expériences. Une première expérience simulerait l'impact du typhon à partir de l'inventaire spatialisé et du modèle numérique de canopée. Ainsi, un nombre d'arbres variable pourrait être éliminé de la simulation en fonction de l'intensité du typhon. Une seconde expérience pourrait, après une phase de de résilience sous la forme d'une simulation TROLL, estimer les statistiques résumées d'intérêts.

L'apport principal de l'inclusion standardisée d'expériences ponctuelles dans le design est l'intégration des paramètres des expériences dans le design initial et la reproductibilité des résultats. Les objets `trollsetup` et `trollexp` assurent une transmission de la graine du générateur aléatoire de R vers TROLL et inversement. Chaque design est entièrement reproductible et portable sous la forme d'un objet unique (enregistrable au format RDS). La part non maîtrisée dans la reproductibilité reste le versionnage des packages et outils utilisés. Nous invitons vivement les utilisateurs à conteneuriser leurs espaces de simulation et de l'associer à leurs analyses pour garantir leur reproductibilité (Stoudt, Vásquez, et Martinez 2021).

Après avoir défini le design expérimental, le budget de simulation et la séquence d'expériences à réaliser, l'utilisateur peut procéder à l'évaluation des simulations par TROLL.

Évaluation parallélisée des séquences d'expérimentations et enrichissement du design par apprentissage actif.

La phase d'évaluation des simulations joue un rôle crucial dans l'efficacité du package *trollcalibr*. Elle s'appuie sur une exécution en parallèle des simulations TROLL et séquences d'expériences numériques, permettant d'analyser simultanément plusieurs scénarios et ainsi de réduire significativement le temps de calcul. Cette étape d'ajustement du plan de simulation sous contrainte de ressource peut être déléguée à un outil de planification de type *snakemake* (Köster et Rahmann 2012) en spécifiant à la fonction `processSim` la ressource unitaire disponible (par défaut 1 CPU).

L'enrichissement du design par apprentissage actif constitue un autre apport essentiel. Après l'initialisation et l'évaluation du design initial des simulations, *trollcalibr* utilise des approches de correspondance de trajectoires [*History Matching* – HM, voir la revue de (Baker *et al.* 2022)] et d'apprentissage actif par processus gaussien (*active learning* - AL) pour identifier les domaines de l'espace des paramètres nécessitant des investigations supplémentaires. Un modèle de substitution temporaire est ajusté, soit dans le cas de l'approche HM sous la forme de régressions linéaires multiples d'ordre variable [implémenté à l'aide du package *hmer* (Iskauskas *et al.* 2023)], soit dans le cas de l'approche AL par des processus gaussiens [implémenté à l'aide du package *hetGP* (Binois et Gramacy 2021)].

L'approche HM utilise des intervalles de crédibilité sur les sorties du simulateur, fournis par l'utilisateur, pour évaluer par point de mesure une métrique « d'implausibilité » (Vernon, Goldstein, et Bower 2014). La formule de l'implausibilité est la suivante :

$$I(\theta) = \max_{i \in \llbracket 1, \text{Dim}(y) \rrbracket} \frac{\max_{j \in \{low, high\}} |\mathbb{E}[f_i(\theta)] - y_{i,k}|}{\sqrt{\sigma_{f_i}^2(\theta) + \delta_{M(f_i)}^2(\theta)}}$$

Équation 4-8 : Formule de l'implausibilité utilisée dans l'approche d'*History Matching* (HM) pour la comparaison d'intervalles de crédibilité

Avec $I(\theta)$, a métrique d'implausibilité pour un vecteur de paramètres θ ; i l'indice de la dimension de la sortie ; $\mathbb{E}[f_i(\theta)]$ l'espérance de la valeur prédite par le modèle de substitution, y_i la valeur observée par simulation ; $\sigma_{f_i}^2(\theta)$ est la variance intrinsèque due au simulateur et $\delta_{M(f_i)}^2(\theta)$ est la variance du biais épistémique entre le simulateur et le modèle de substitution.

Cette métrique permet d'estimer, sous hypothèse de distribution gaussienne des sorties, l'enveloppe de paramètre à 3σ (intervalle à 99,73%). Si l'implausibilité dépasse un certain seuil, le vecteur de paramètres est considéré comme trop peu plausible et peut être exclu du volume de paramètres plausibles. Un rééchantillonnage est réalisé dans l'enveloppe convexe des points plausibles et forme une nouvelle vague de simulation. Le nombre de vagues de

rééchantillonnage peut être spécifié par l'utilisateur pour concentrer l'effort du budget de simulation sur le volume de paramètres biologiquement vraisemblable.

L'approche AL vise à diviser l'effort de simulation entre de nouvelles zones à investiguer et les zones de forte incertitude à continuer d'analyser par des répliques. L'identification de nouvelles zones est réalisée à partir des sorties du simulateur à l'aide de l'Erreur de Prédiction Quadratique Moyenne Intégrée (*Integrated Mean Squared Prediction Error - IMSPE*).

Le critère IMSPE est défini tel que :

$$IMSPE(x|X_D) = \int_{x \in P} \check{\sigma}^2(x|X_D) dx$$

Équation 4-9 : Définition du critère d'Erreur de Prédiction Quadratique Moyenne Intégré (IMSPE).

Avec x les coordonnées d'un vecteur de paramètre candidat appartenant à l'espace des paramètres P ; X_D : l'ensemble des points d'apprentissage ; $\check{\sigma}^2(x|X_D)$ est la variance de prédiction du modèle de substitution sans la composante pépite pure (bruit irréductible).

Avec dans le cas d'un modèle de substitution de type processus gaussien :

$$\check{\sigma}^2(x|D) = k(x, x) - k(x, X_D)K_D^{-1}k(X_D, x)$$

Équation 4-10 : Formule de la variance de prédiction d'un processus gaussien hétéroscédastique

Avec x les coordonnées d'un vecteur de paramètres candidat appartenant à l'espace des paramètres P ; $\check{\sigma}^2(x|X_D)$ est la variance de prédiction du modèle de substitution sans la composante pépite pure (bruit irréductible) ; X_D : l'ensemble des points d'apprentissage ; $k(x, X_D)$ est le vecteur de covariance entre le point x et les points d'apprentissage ; K_D^{-1} est l'inverse de la matrice de covariance des données dans X_D ; $k(x, x)$ est la variance *a priori* du processus gaussien en x . Voir Binois *et al.* (2021) pour une revue sur la prise en compte de l'hétéroscédasticité pour l'IMSPE.

L'IMSPE évalue la qualité du modèle de substitution en intégrant l'erreur quadratique sur tout l'espace des paramètres ou des entrées. La minimisation de cet indice permet d'identifier les coordonnées des paramètres permettant de réduire au maximum l'incertitude globale du modèle sur l'ensemble de l'espace des paramètres d'entrée.

De manière séquentielle, cette procédure permet de minimiser l'ensemble de l'incertitude sur l'espace des paramètres. Puisqu'une seule coordonnée ne peut être estimée par variable de sortie, il se peut qu'il reste des ressources de calcul par itération. Ainsi, la différence entre le nombre de variables de sortie et le nombre de cœurs disponibles constitue un pool de ressource allouable pour la réplique. Cette méthode dynamique permet d'adapter continuellement le plan d'échantillonnage, assurant ainsi que les ressources computationnelles sont allouées de manière optimale.

Les approches d'*history matching* et d'apprentissage actif ne sont pas mutuellement exclusives. Il est possible de les réaliser séquentiellement afin de réduire l'enveloppe des paramètres à un espace biologiquement crédible puis d'affiner l'échantillonnage dans les zones d'incertitude.

Nous notons qu'il est aussi possible que les budgets initiaux soient trop faibles pour assurer l'ajustement d'un modèle de substitution crédible. Dans cette situation, les points obtenus constituent une distribution *a priori* qui est rééchantillonnée à l'identique, sauf pour les paramètres de type covariables et d'expériences qui sont rééchantillonnés selon leur distribution *a priori* défini par l'utilisateur.

Un exemple récapitulant l'ensemble des étapes sous la forme d'un code R est présenté dans l'Encadré 15.

Inférence et évaluation du modèle de substitution par processus gaussien Homo/Hétéroscédastique :

Après que l'ensemble du budget de simulation ait été épuisé, l'inférence du modèle de substitution est réalisée. L'inférence du modèle de processus gaussien repose sur le package *hetGP* (Binois et Gramacy 2021). Par défaut, deux processus gaussiens sont inférés : un premier homoscédastique et un second hétéroscédastique. Le rapport de vraisemblance permet de sélectionner le modèle de variance à adopter. Chaque sortie du simulateur est estimée par un processus gaussien indépendant. Selon Baker *et al.* (2022), cette approche de la multi dimensionnalité est adaptée dans le cas d'une inférence robuste pour chaque sortie du modèle. L'ensemble des modèles sont rassemblés dans un objet unique de la classe *surmodel*.

L'utilisateur est amené à vérifier la conformité et le pouvoir explicatif du modèle de substitution à l'aide de validations graphiques par sortie du simulateur et de l'estimation de métriques usuelles. Une estimation de l'intervalle de prédiction de type LOO est possible dans le cas de réplifications.

Les différents modèles de substitution peuvent être utilisés pour des analyses post-hoc qui impliquent l'estimation de la fonction de réponse moyenne avec ou sans le champ de covariance.

Conclusion : *trollcalibr*, une plateforme de simulation optimisée pour le simulateur TROLL

trollcalibr ne se limite pas à offrir une solution technique avancée pour l'échantillonnage et l'inférence du méta-modèle par processus gaussien ; il représente également une avancée majeure dans la manière dont les chercheurs peuvent interagir avec le simulateur TROLL. En simplifiant le processus d'analyse, *trollcalibr* rend l'exploration de scénarios variés et la prévision des réponses des écosystèmes plus efficaces et plus intuitives. Il constitue une évolution importante dans la diffusion des simulateurs forestiers, en rendant l'analyse de sensibilité et la calibration à large échelle plus accessible et fiable pour les chercheurs et les gestionnaires forestiers.

Encadré 15 : Etude de cas croisant l'étude d'effets globaux, d'un modificateur d'allométrie, d'une variation de fréquence d'espèces par habitat et d'une expérimentation de mortalité aléatoire

```

01 library(tibble)
02 library(dplyr)
03 library(trollcalibr)
04
05 paramsBounds <- tibble(parameter = c("nbs0", "CR_a", "CR_b", "Hmaxcor", "habitat", "fraction"),
06   quantileFn = c(
07     \ (x) {ceiling(10^qunif(x,0,3))}, # log10nbs0
08     \ (x) {qunif(x,1.5,3)}, # CR_a
09     \ (x) {qunif(x,0.4,0.8)}, # CR_b
10     \ (x) {qunif(x,0.8,1.2)}, # Hmaxcor
11     \ (x) {ceiling(qunif(x,0,14))}, #Habitat
12     \ (x) {qunif(x,0.1,0.9)}, # fraction
13     type = c("global", "global", "global", "species", "qualitative", "experiment"))
14
15 fnSpecies <- \ (x, species, ...) {
16   species_data <- species %>%
17   mutate(simulation = paste0(x$IDsim)) %>%
18   mutate(s_hmax = s_hmax * x$Hmaxcor) %>%
19   mutate(s_regionalfreq = (sin(row_number() *
20     x$habitat/14) + 1)/sum(sin(1:45 * x$habitat/14) + 1))
21   return(species_data)
22 }
23
24 trollDAETest <- setupDesign(paramsBounds = paramsBounds,
25   ntotalsim = 500, ninitssim = 100, nreplica = 1, echo = FALSE)
26
27 DAEwithParams <- generate_params(obj = trollDAETest, nyearsInit = 600,
28   fnSpecies = fnSpecies)
29
30 fnExpSum <- function(x, ...){
31   summary <- as.matrix(data.frame("DBH" = mean(x@forest$dbh), "LAI" = mean(x@forest$LAI)))
32   return(summary)
33 }
34
35 fnExpFrac <- function(x, parameters, ...){
36   require(dplyr)
37   x@forest <- sample_frac(x@forest, parameters$fraction)
38   return(x)
39 }
40
41 Exp1 <- createExp(id = 1, type = "Inter", deltaT = 100, fnExp = fnExpFrac,
42   parameters = data.frame("fraction" = 0.5), inputs = list())
43
44
45 Exp2 <- createExp(id = 2, type = "Summary", fnExp = fnExpSum, parameters = data.frame(),
46   inputs = list())
47 setupExp12 <- setupExperiments(dae = DAEwithParams, listexp = list(Exp1, Exp2),
48   inputs = list("exempleInputs" = list())
49 )
50
51 DAEwithExp <- addExp(dae = DAEwithParams, setupExp = setupExp12)
52
53 DAEprocessed <- processSim(DAEwithExp, checkConverge = FALSE, inputs = list("exInputs" = NULL),
54   nyearsSampling = 1, cores = 2, filesave = getwd())

```

Note: L'étape de définition du cadre de l'étude est réalisée lignes 5-13 (définition des paramètres), 24-25 (construction du design) et 15-22 & 27-28 pour la génération des tables de simulation. L'étape de définition du schéma expérimental est réalisée sous la forme de deux expériences : une expérience intermédiaire de perturbation en 41-42 ; et une expérience de calcul de métriques de l'écosystème (DBH moyen et LAI moyen) lignes 45-46. Le schéma expérimental est validé lignes 47-48 et ajouté au design en ligne 51. L'ensemble des simulations sont réalisées en lignes 53-54

4.6.5. SI : Analyse de sensibilité du modèle TROLL au voisinage du point de calibration de Guyane

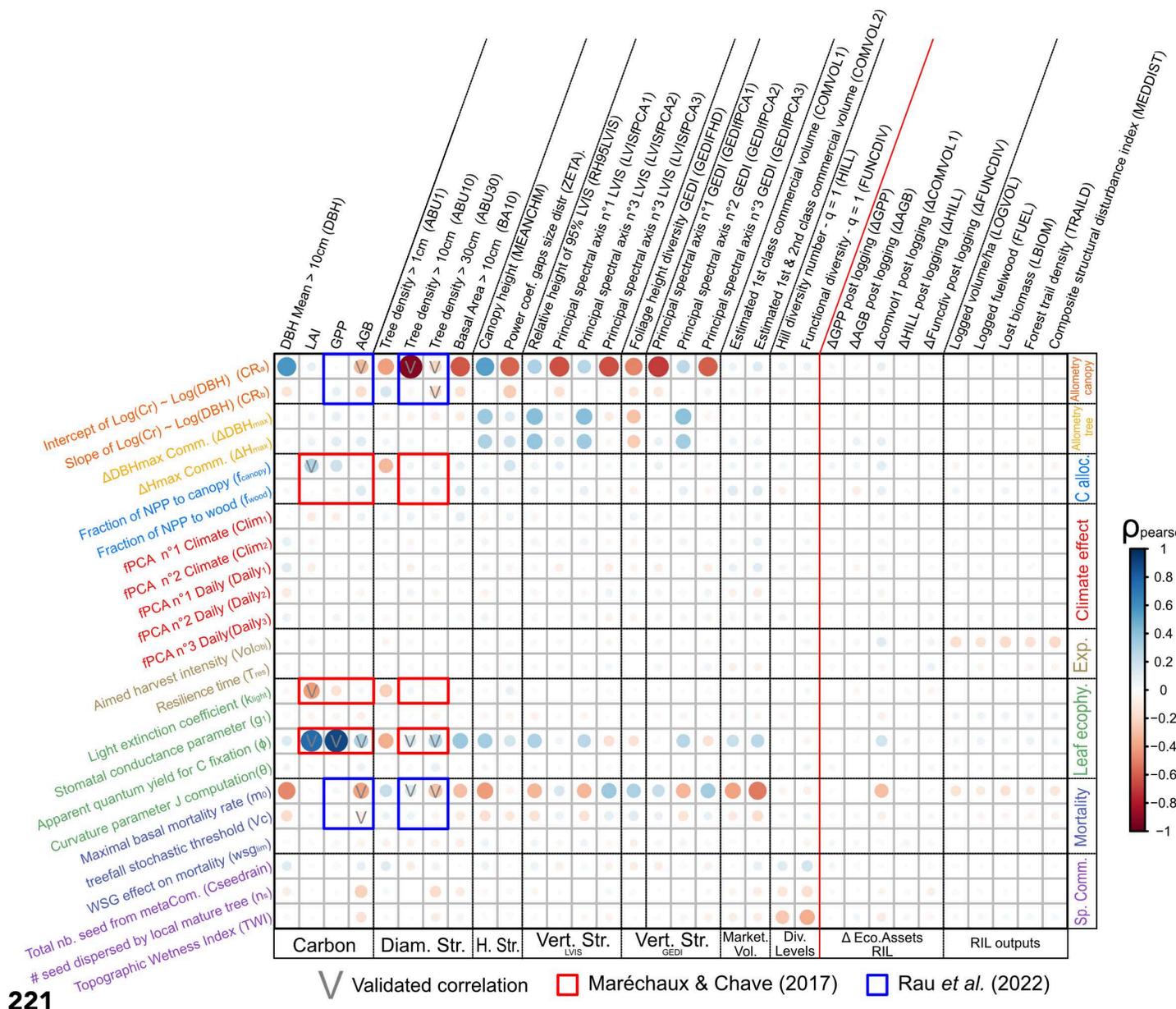


Figure 4-33 : Corrélations de Pearson des données d'expériences numériques entre les paramètres ad-hoc et dimensions réduites des conditions initiales avec les descripteurs de structures et de fonctions des forêts simulées.

En ligne : les paramètres du couplage de simulateurs et descripteurs des conditions initiales colorés selon le type de processus (orange : accroissement houppier ; jaune : modificateur de fertilité sous forme de hauteur et diamètre maximum ; bleu clair : allocation carbone ; rouge : effet climat ; beige : paramètres d'exploitation forestière ; vert : paramètres du modèle de photosynthèse FvBC ; bleu foncé : paramètres des processus de mortalité ; violet : paramètres des processus de recrutement). **En colonne :** les variables de sortie de l'écosystème avec de part et d'autre du trait rouge un premier ensemble à gauche rassemblant les mesures pré-exploitation (de gauche à droite les mesure sur les flux et stock de carbone ; de structure diamétrique ; de hauteur de canopée ; de structure verticale par mesure LVIS et GEDI ; de volume de vois commercial ; de richesse taxonomique et fonctionnelle) et à droite les mesure post-exploitation (variation de variables pré-exploitation et des indices de récoltes et d'impact). Les **cercles colorés** indiquent le signe et le niveau de corrélation entre les paramètres et les variables (positive et forte en bleu, négative et forte en rouge). Les domaines des précédentes études de sensibilité est indiqué par des **encadrés** rouges pour Maréchaux & Chave (2017) et bleu pour Rau *et al.* (2022). Les corrélations précédemment validées par ces études sont indiquées par un V gris.

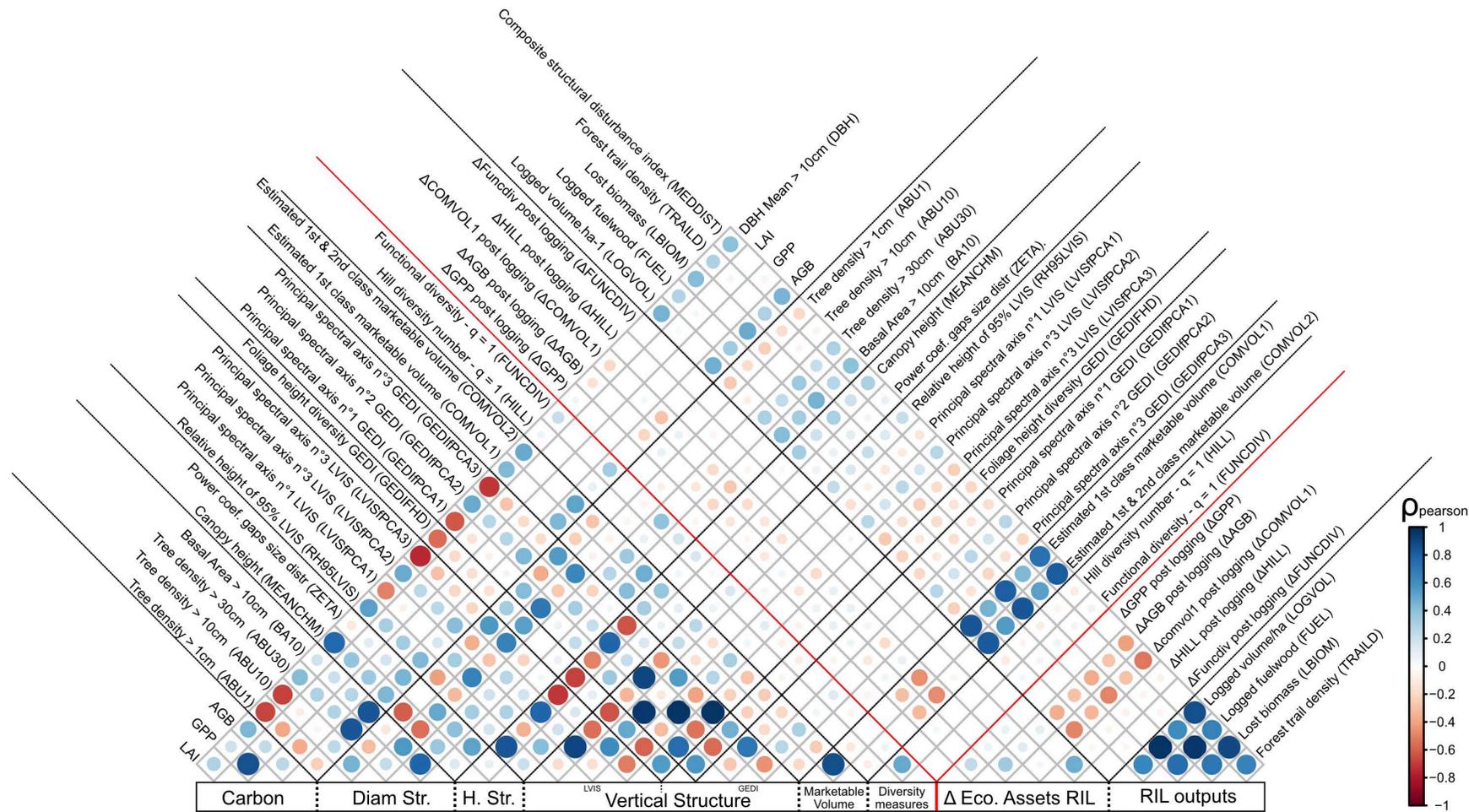


Figure 4-34 : Corrélations de Pearson des données d’expériences numériques entre les descripteurs de structures et de fonctions des forêts simulées.

Les variables de sortie de l’écosystème sont indiqués par paire avec de part et d’autre du trait rouge un premier ensemble à gauche rassemblant les mesures pré-exploitation (de gauche à droite les mesure sur les flux et stock de carbone ; de structure diamétrique ; de hauteur de canopée ; de structure verticale par mesure LVIS et GEDI ; de volume de bois commercial ; de richesse taxonomique et fonctionnelle) et à droite les mesure post-exploitation (variation de variables pré-exploitation et des indices de récoltes et d’impact). Les **cercles colorés** indiquent le signe et le niveau de corrélation entre les paramètres et les variables (positive et forte en bleu, négative et forte en rouge).

Discussions générales

5.1. Synthèse des résultats

Pour tendre vers une filière forêt-bois guyanaise durable sur le plan écologique, il est primordial d'étudier le fonctionnement du système d'exploitation. L'objectif est de s'assurer que celui-ci puisse répondre aux besoins en matériau bois des communautés humaines tout en préservant les fonctions des écosystèmes avec notamment le stockage de carbone et la préservation de la diversité en espèces sur le temps long. Selon la définition obtenue à partir des programmes de filière, l'exploitation forestière est jugée durable si le fonctionnement de l'écosystème retourne en quantité et en qualité à l'état pré-exploitation à l'issue du temps de rotation. Ainsi, à l'échelle régionale, la garantie de la durabilité sur le plan écologique passe par l'évitement des impacts dans les zones à enjeux patrimoniaux via une stratégie d'aménagement de type *land-sparing*. Dans les zones de production, la question de la durabilité passe par une stratégie locale de *land-sharing* en ajustant les leviers de l'exploitation (volume objectif et norme technique employée) à l'état de la forêt pré-exploitation. Ces deux méthodes d'évitement et de réduction des impacts sont les paramètres clés de la durabilité écologique de la filière.

Chacun des chapitres proposés dans ce manuscrit participe à améliorer les connaissances sur l'exploitation, par la séparation et l'analyse de ses différentes composantes. Le travail de recherche proposé au travers de cette thèse aborde ces différentes composantes à l'échelle régionale et locale. Ainsi, il permet d'estimer leur adéquation avec l'objectif de durabilité écologique. L'objectif central du chapitre 1 est l'identification des conditions de durabilité écologique de la gestion et de l'exploitation forestière définies explicitement par les acteurs et implicitement par les contraintes de fonctionnement de la filière. Le chapitre 2, à l'échelle régionale, a pour objectif de prédire la répartition des espèces d'arbres de Guyane, dont les essences commerciales majeures principales (ECMP) et « autres » (ECMA). À partir de cette information, l'apport de ce chapitre consiste en la cartographie des enjeux de gestion et la stratégie d'aménagement régional afin d'en estimer la cohérence. Les chapitres 3 et 4 s'inscrivent dans une démarche d'estimation de la durabilité de l'exploitation à l'échelle de la parcelle et de la dynamique forestière. Le chapitre 3 a pour but d'estimer les déterminants de la hausse de la mortalité induite immédiatement et à moyen terme par l'exploitation forestière. Enfin, le chapitre 4 a pour objectif d'intégrer l'ensemble des variations environnementales dans la simulation de la dynamique forestière pré et post-exploitation afin de caractériser la réponse des écosystèmes forestiers à l'exploitation sous la forme de fonctions de production écologique utilisables par le gestionnaire.

La première étude correspond à un essai de monographie économique de la filière forêt-bois de Guyane. Nous avons fait une revue systématique de la littérature, principalement grise, de 1947 à 2022 sur la structure et le fonctionnement de la filière forêt-bois guyanaise que nous avons complété par une série d'entretiens semi-directifs avec les acteurs de la filière (en 2021 et 2022). À partir de données historiques, nous présentons l'évolution de la structuration et du fonctionnement de la filière. Dans un second temps, nous mettons en lumière à l'aide des entretiens et des documents de programmation les conditions de gestions durables faisant consensus au sein de la filière.

La mise en valeur des forêts de Guyane a été un projet de la puissance publique récurrent depuis la période coloniale jusqu'en 1970, mais il n'a eu que des impacts limités à cause de difficultés structurelles non traitées. Parmi ces difficultés, deux principales localisées en amont de la filière ont fait l'objet de travaux importants de recherche, sur la période 1970 à 2000, par le gestionnaire et les partenaires académiques : l'estimation du gisement forestier et la rationalisation de la phase d'exploitation. Ces travaux de recherches ont permis de mieux définir la stratégie d'aménagement et de proposer des recommandations de réduction d'impacts pour la sylviculture (normes EFI). Cependant, parallèlement à la mise en place d'une exploitation rationnelle sur le plan écologique, nous constatons un recentrage des objectifs de production vers le marché domestique des bois de construction pour répondre à la demande publique. Cette hausse de la demande domestique publique conditionne durablement le fonctionnement de la filière et mit à l'arrêt les projets pour accroître l'exportation [normalisation en qualité des bois ronds (Parant 1980a) et des avivés (Parant 1980b), gestion de la certification locale (Centre Technique Forestier Tropical 1987), tests de séchage...]. La production de la filière a timidement progressé, mais reste limitée par l'absence d'augmentation du rendement des scieries malgré la fortement progression de l'exploitation forestière. En effet, plusieurs verrous techniques ont pu être levés par le gestionnaire et les exploitants, mais cette hausse de productivité a modifié les positions de pouvoirs des acteurs. Dans la partie aval, les projets d'envergure de la demande publique sont à l'origine de la séparation en deux filières avec (1) des charpentiers de grande taille capable de se positionner sur des appels d'offres publics, et (2) des charpentiers de petite taille qui visent les particuliers et les menus travaux des collectivités. La production de bois de construction réduit la notion de qualité à un ensemble de critères technologiques et de leur validation par les normes. Les menuisiers, ayant des ensembles de critères techniques différents (taux d'humidité), doivent négocier de gré à gré avec les scieurs ou se reposer sur des infrastructures d'importation en Europe pour obtenir leur matière première avec un surcoût important.

En résumé, la situation de la filière actuelle résulte d'une trajectoire historique et d'une stratégie d'acteurs. Depuis la fin de l'administration pénitentiaire, le développement de la

filière guyanaise a été un projet porté avec un succès limité par l'état via des plans de développement puis par le gestionnaire. Le principal apport a été dans l'acquisition de connaissance sur la ressource qui lève un verrou majeur pour la filière. Cette place prédominante de l'État a été modifiée depuis 2010 avec la création de l'Interprobois Guyane. Le fonctionnement de la filière se compose maintenant de la trame stratégique de l'ONF, mais aussi de la politique commerciale des scieries. Le poids de cette politique commerciale repose sur l'absence de concurrence et la fiscalité d'importation de bois dissuasive. Ce contexte de filière génère des boucles de rétroactions négatives qui accentuent la production monospécifique (Angélique) pour le bois de construction, spécialisant de plus en plus la filière forêt-bois vers la demande publique au détriment des particuliers.

De manière complémentaire, nous avons identifié les conditions de durabilité écologique pour la gestion et l'exploitation, définies par les acteurs de la filière. La durabilité écologique a été décrite à deux échelles, régionale et locale (au niveau de la parcelle). À l'échelle régionale, la durabilité écologique est atteinte lorsque la mise en place d'aménagements par le gestionnaire permet la réalisation d'une stratégie de *land-sparing* via des réserves dont l'étude de la cohérence fait l'objet du chapitre 2. À l'échelle de la parcelle, l'exploitation forestière est construite autour d'une stratégie de *land-sharing* mobilisant quatre leviers (l'assiette récoltable, le volume objectif, les normes techniques et le temps de rotation). Cependant, nous estimons que deux sont figés à court terme par le contexte socio-économique précédemment analysé. L'assiette de récolte est centrée sur les ECMP à cause des stratégies économiques des acteurs aval et cette situation ne semble pas pouvoir évoluer à court terme (ce qui écarte les stratégies de diversification). Le temps de rotation a été fixé dans les aménagements à 65 ans en vertu du principe de précaution et sur la base de travaux sur la résilience des peuplements. La révision de ce temps de rotation est discutée par les résultats du chapitre 4, mais, étant largement supérieur à la moyenne en zone tropicale et sachant l'augmentation de la demande en produit bois, il paraît peu probable que son allongement soit socialement acceptable [perception d'une mise « sous cloche » de la ressource forestière]. Il reste comme variable pilotable le volume objectif et le choix de la norme technique qui constituent nos variables testées dans les chapitres 3 et 4.

La deuxième étude a été réalisée à l'échelle régionale et s'attache à comprendre quels facteurs hydro-édaphiques expliquent la composition floristique locale. Nous avons montré que les habitats forestiers, en tant que variable intégrant implicitement des facteurs déterministes (paysages géomorphologiques) et stochastiques (gradient spatial lié à la limitation à la dispersion), interagissent avec les conditions hydro-édaphiques locales pour façonner les communautés d'arbres de Guyane. À rebours de plusieurs travaux, nous suggérons que les bas-fonds pourraient constituer des impasses hydromorphes lors

d'épisodes extrêmes de pluviométrie (la Niña) et non des refuges hydriques pour le changement climatique.

À partir de cette connaissance sur la répartition des espèces, nous avons complété notre analyse de la stratégie d'aménagement avec la cartographie des enjeux. Nous montrons que la séparation spatiale des enjeux (*land-sparing*) a gagné en efficacité au cours du temps et a permis la mise en place d'un réseau de zonages de protection complémentaires à la zone cœur du parc national. Cependant, d'importants enjeux de préservation demeurent dans les zones à vocation d'exploitation, notamment autour du pôle urbain de Saint-Laurent du Maroni.

La troisième étude a porté sur les impacts des choix du volume objectif et de la norme technique sur le niveau de mortalité induite par l'exploitation forestière. Nous avons abordé cette question sous l'angle des processus de décision du gestionnaire et de l'exploitant de manière à simuler les pistes forestières et les trouées d'abattage. En simulant de manière explicite l'abattage et le débusquage des bois, nous pouvons estimer la mortalité liée. Pour cela, nous avons classé les causes de mortalité en : (1) une mortalité immédiate liée à la location des pistes et trouées d'abattage ; et (2) une mortalité à moyen terme (observée jusqu'à cinq ans après l'exploitation) due aux blessures et aux modifications de l'environnement.

Pour les impacts immédiats, nous avons montré qu'ils sont expliqués par le volume de bois exploité et la norme technique EFI employée. La perte de biomasse marginale induite par l'exploitation (i.e. pour 1 m³ de bois supplémentaire) est composée d'une part fixe liée à l'abattage de l'arbre cible et aux chablis secondaires associés, et d'une part variable qui dépend de la densité de piste. Cette part variable dépend de la norme technique utilisée et des conditions hydro-topographiques. Ainsi, toutes choses égales par ailleurs (topographie et intensité d'exploitation) le débusquage exclusivement au câble (EFI 2) divisé par 1.5 à 2 la densité de piste par rapport à un usage mixte grappin/câble (EFI 3).

Pour les impacts à moyen terme (5 ans après l'exploitation), la distance et le type de perturbation la plus proche expliquent la mortalité observée. Tant pour les trouées que pour les pistes, la hausse de mortalité est significative jusqu'à 5 m de la lisière. Ce résultat suggère une mortalité additionnelle à moyen terme pour les stratégies d'intensification de la récolte qui implique une hausse de la densité de pistes. Néanmoins, l'impact de l'intensification sur la démographie est plus complexe, car ces ouvertures peuvent accroître la régénération et la croissance de certaines espèces.

La quatrième étude a une visée intégrative sur l'ensemble des études précédentes en construisant des fonctions de production écologique des services écosystémiques clés pour la gestion. Pour cela, nous nous sommes appuyés sur les résultats des chapitres précédents pour assembler un simulateur de dynamique forestière individu-centré, TROLL, avec les

simulateurs de l'exploitation forestière et des dégâts induits en tirant avantage de l'aspect spatialement explicite de ces modèles. L'assemblage de modèle a pris en compte les variations environnementales sous forme de conditions climatiques et floristiques. Il a ensuite été inclus dans une plateforme de simulation numérique qui a permis un échantillonnage optimisé et contraint par des intervalles de crédibilité biologique préalablement établis. *In fine*, nous avons obtenu un ensemble de simulations, à proximité du point de calibration du simulateur TROLL pour la Guyane, qui présentent des relations structures-fonction informatives et télédélectables sur l'état pré exploitation et sur la résilience attendue pour l'ensemble des conditions environnementales et de pratiques de gestion.

Nous avons montré par une analyse de sensibilité que, pour l'état pré-exploitation, le stockage de carbone et la disponibilité en bois commercial dérivent de processus de croissance et de mortalité alors que la richesse spécifique est déterminée par les processus de recrutement.

En ce qui concerne la résilience post-exploitation, les résultats de notre étude consistent en deux observations. Une première observation porte sur la perte de biomasse en lien avec les pratiques de gestion. Nous complétons nos observations réalisées dans le chapitre 3 en mettant en avant une relation non linéaire entre la perte de biomasse induite et l'intensité d'exploitation. L'effet de la norme technique se traduit par une hausse de l'impact plus rapide en EFI 3 qu'en EFI 2. Notre seconde observation porte sur le temps de retour à l'équilibre de la dynamique selon les pratiques de gestion. Nous montrons que la cinétique de retour à l'équilibre pré-exploitation est largement supérieure au temps de rotation, et cela dès les intensités minimales d'exploitation observées ($\sim 10 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$). La vitesse de retour à l'équilibre est principalement définie par les paramètres de mortalité et la fertilité locale⁵⁷. Le choix de la norme technique n'a que peu d'effet à long terme. Cela s'explique par la stratégie d'évitement des individus ayant un DBH important, ce qui limite les impacts sur le stock de carbone.

L'analyse de sensibilité a aussi mis en lumière des incohérences entre la sensibilité attendue et observée aux variations de certains paramètres clés, qui sont documentés comme influents. Par exemple, le paramètre de conductance stomatique (g_1) montre une absence d'effet remarquable alors qu'il est prouvé que la photosynthèse présente une co-limitation par la lumière et l'eau ayant une importance majeure dans le contexte du changement climatique (Medlyn *et al.* 2011; Liang *et al.* 2023). En cas de déficit hydrique (VPD élevé), il est attendu une baisse de la photosynthèse plus forte lorsque le paramètre g_1 est élevé. Or nous n'observons ni d'effet notable du VPD ni du paramètre g_1 sur le proxy de la photosynthèse, le GPP. Néanmoins, ce constat a déjà été réalisé par Maréchaux & Chave (2017b) avec comme proposition une étude sur un plus grand gradient de VPD. Dans notre étude, nous avons

⁵⁷ modification de hauteur maximale potentielle (Pardé 1956).

étudié la réponse pour la variabilité régionale de Guyane. Une meilleure prise en compte des mécanismes hydrauliques constitue un enjeu dans le développement du modèle TROLL dont nous soulignons l'importance.

L'ensemble de ces résultats présentent des limites méthodologiques qui impliquent une certaine retenue dans l'interprétation. Les observations réalisées ont été réalisées à l'aide de données empiriques et de modèles qui ne sont pas exempts de biais ou d'erreurs de mesures. Le simulateur *LoggingLab*, par exemple, repose sur une application rigoureuse de la charte EFI et sur une connaissance exhaustive de la localisation des individus à gros DBH. De fait, ce simulateur propose une estimation optimiste des dégâts induits avec des réseaux de piste plus optimale que ce qui doit être réellement obtenu malgré la validation par les experts.

5.2. Le modèle guyanais de gestion et d'exploitation forestière : la quête d'une exploitation « sans dégâts »

La gestion et l'exploitation forestière tropicale s'inscrivent dans un contexte social qui diffère généralement du cas guyanais. Une large partie des régions tropicales présentent des difficultés socio-économiques structurelles et une instabilité institutionnelle à l'origine de la cohabitation de filières forêt-bois légale et illégale (Veen, Vyamana, & Santos 2022; McCarthy et Tacconi 2011; Deacon 1994). Ces deux filières répondent à un besoin en bois rond tropical à l'échelle mondiale qui est porté par d'autres pays tropicaux dont principalement la Chine (Mathieu 2023; ITTO 2020; Roda 2005). Ces filières participent de manière importante à la dégradation des forêts par des pratiques d'exploitation non planifiées, trop intenses et à temps de rotation trop court (Sist *et al.* 2015b). Pourtant, l'exploitation forestière tropicale a fait l'objet de nombreux travaux de recherche pour en définir les conditions d'exploitation durable (MacDicken *et al.* 2015). La durabilité est ici définie au sens de la gestion durable des forêts qui correspond au maintien à long terme des services écosystémiques (dont la fourniture en bois) à des niveaux jugés comme suffisant vis-à-vis d'un état de référence. Cet état de référence est souvent défini comme l'état pré-exploitation car il maximise la production des autres services de régulation du carbone et du maintien de la biodiversité. Cependant, même si les solutions techniques existent, leur utilisation est limitée, car comme le souligne Karsenty (2018), le choix des pratiques sylvicoles dépend largement de la gouvernance.

5.2.1. Un modèle unique en contexte tropical

La Guyane française est couverte à plus de 95 % par de la forêt peu perturbée. Cette forêt représente un enjeu pour la régulation du climat par ses flux de carbone et abrite une biodiversité très riche. En même temps, elle est aussi un réservoir considérable de matériau bois pour des usages en bois d'œuvre et bois énergie. L'Office national des forêts (ONF), en tant que gestionnaire publique, sélectionne les zones à exploiter, aménage les accès

forestiers et supervise l'application des pratiques de gestion dans un cadre de gestion EFI. Le bois exploité est en grande partie destiné à la construction ou à la rénovation des habitations pour le marché local et à l'export dans les Antilles françaises. La production actuelle stagne à 80 000 m³.an⁻¹, ce qui en fait néanmoins un des principaux secteurs économiques de la région.

L'exploitation guyanaise se fait par une sélection d'arbres destinés à la vente à des concessionnaires, avec une préférence pour quelques espèces commercialement recherchées telles que l'angélique (*Dicorynia guianensis*), le Gonfolo (82 % de *Qualea rosea* et 12 % de *Ruizterania albiflora*) et le grignon franc (*Sextonia rubra*), représentant la majorité de la production. Bien que techniquement utilisables, environ 90 autres essences bénéficient de peu de débouchés dans l'industrie du bois. La gestion forestière prévoit également une régénération naturelle, avec un cycle de coupe fixé à 65 ans. Cet ensemble de spécificités constitue le modèle guyanais de la gestion forestière.

En cela le cas guyanais constitue un cas d'étude unique, car il présente des analogies écologiques aux autres contextes tropicaux, mais le fonctionnement économique et la gouvernance sont inspirés du modèle français hexagonal avec des modifications réglementaires limitées, mais des modifications techniques importantes.

5.2.2. Le fonctionnement de la filière guyanaise hors d'un cadre standard de marché et reposant sur un socle de dépenses et subventions publiques.

Lors des entretiens avec les acteurs de la filière, plusieurs divergences avec les hypothèses des modèles économiques classiques (atomicité, homogénéité, transparence, libre circulation des facteurs de production) sont apparues. L'identification des spécificités des acteurs et de leur interaction a été l'objet du chapitre 1 de manière à identifier les paramètres de la gestion pilotables à court terme.

D'abord, la ressource bois appartient entièrement à l'état. La propriété publique des forêts est un fait marginal en contexte tempéré, mais cela est très commun en contexte tropical où $\frac{3}{4}$ des forêts sont publiques (FAO 2022). Les forêts sont gérées par un gestionnaire forestier unique, l'ONF, en situation de monopole public sur la vente de bois. À l'inverse d'un comportement classique de monopole privé qui use de sa position de dominance⁵⁸, la stratégie commerciale de l'ONF intègre des missions d'intérêt général dans son programme économique comme l'objectif de développement de la filière qu'il coordonne avec l'Interprobois Guyane. De manière opérationnelle, ce choix se traduit tant au niveau de l'aménagement, en allouant des volumes de bois pour chaque exploitant/ scieurs selon leur demande et capacité de traitement, qu'au niveau de la vente des bois, avec une réfaction lors

⁵⁸ Cette observation est discutable, car, historiquement, l'ONF a utilisé sa position de monopole pour faire adopter de gré ou de force auprès des exploitant forestiers la charte EFI [voir Husson (2021, 37) et Yeboua (2022, 21-22)].

du cubage des bois pour intégrer la qualité du bois dans le prix. Néanmoins, nous notons que la limite de cette stratégie de commercialisation est la mise en place d'une barrière à l'entrée de concurrent, car les ressources ne permettent pas de gérer plus d'acheteurs.

Ensuite, le fonctionnement des marchés guyanais est une construction historique marquée par la demande publique domestique et non par l'évolution des marchés internationaux des bois tropicaux. La succession de projets de développement n'a pas su surmonter des contraintes structurelles comme un déficit d'infrastructure et un isolement vis-à-vis des transits maritimes internationaux. Au contraire, la filière s'est spécialisée sur la mobilisation et l'usinage local des bois. Le marché domestique s'est restreint à la commande publique en construction. Cette commande suit l'évolution démographique afin d'ajuster le parc de logement. Ce marché domestique est fortement protégé par des coûts d'import et fiscaux importants. À l'export, la faible compétitivité, l'irrégularité de la production et l'absence de qualité certifiée des produits limitent l'accès à de nouveaux marchés. La stratégie des scieurs pour conserver leur marché aux Antilles françaises passe notamment par une priorisation de leur production à l'export. Le marché guyanais repose fortement sur la ressource, mais est en situation de dépendance forte pour les segments absents du tissu local (meubles et panneaux). L'aval de la filière est formé d'un système à deux vitesses : un premier ensemble d'acteurs de taille moyenne capable de répondre aux appels d'offre publique et un second ensemble d'acteurs de petite taille qui visent les particuliers et les marchés d'entretien. Les entreprises de taille moyenne demandent une offre standardisée, conforme à la réglementation (donc restreinte en termes d'essence), et pouvant être livrée dans un délai sûr. Ces contraintes sont à l'origine d'une boucle de rétroaction de spécialisation entre scieurs et charpentiers qui limitent les risques de retard en demandant/ offrant une essence, l'angélique, en un nombre de sections réduites. L'absence de concurrence interne, par le manque de scierie, ou externe, par l'import, place l'oligopole des scieurs en position de dominance. Cette situation est néfaste pour les petites entreprises de l'aval qui subissent des difficultés de vente, car le prix des sciages est hors de portée des ménages ($> 1000 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$) et d'approvisionnement, car jugées non prioritaires par leur commande de petits volumes.

L'ensemble de ce modèle guyanais fonctionne sur la base de subventions publiques qui touche principalement le secteur amont. Les coûts fixes d'infrastructures des pistes sont pris en charge en grande partie par l'ONF via des subventions européennes (PO FEADER Guyane). Les coûts variables des exploitants sont aussi d'une prise en charge partielle via une aide au surcoût (Yeboua 2022). Le fonctionnement de la filière bois guyanaise est maintenu par la puissance publique : d'une part l'ouverture de la ressource bois par le gestionnaire public est subventionnée et le prix du bois rond reste peu élevé ; d'autre part, le principal débouché est la construction par des donneurs d'ordre public. Ainsi la production de bois est rythmée par les budgets européens et nationaux (CTBF Guyane 2020). Seuls les maillons intermédiaires

restent privés avec des stratégies de commercialisation se concentrant sur une seule essence à destination exclusivement du marché public de la construction.

Compte tenu du prix important des produits bois, il est remarquable de constater l'absence de problématique de filière illégale sauf pour des produits non disponibles au sein de la filière formelle (ex. : piquet de Wapa). Nous suggérons que cette absence s'explique par deux facteurs : la disponibilité sur le marché de produits bois de substitution à bas coût (légal : import de résineux et de mobilier ; illégal : importation du Surinam et Brésil), et présence d'autres secteurs illégaux profitables ayant des infrastructures et réseaux déjà en place (orpaillage et stupéfiants). La coupe de bois illégale ne semble pas constituer une activité développée, mais un complément de revenu occasionnel dans le cas de défriches et d'installation d'abattis-brulis et à vocation du marché particulier.

5.2.3. La place de gestion durable des forêts dans les aménagements et l'exploitation faibles impacts

Le second volet des spécificités du modèle guyanais correspond aux pratiques de gestion forestière. L'évolution des pratiques de gestion en Guyane s'inscrit le changement de paradigme vers une exploitation durable des ressources initiée à partir des années 90 (WCED 1987). Au cours du Sommet de Rio en 1992, les forêts tropicales ont occupé une place centrale en raison de l'alerte qui a été donnée par la société civile à l'échelle internationale concernant la déforestation. La mise en place de marché carbone pour inciter les acteurs à la conservation a été déclinée dans des programmes REDD et REDD+ notamment sur le plateau des Guyane. Étant incluse dans l'espace économique européen, la Guyane est classée dans les pays développés de l'annexe I du protocole de Kyoto. Dans les négociations internationales, sa voix se confond avec celle de la France dans l'Europe. Elle ne peut prétendre au statut de pays forestier en développement et donc est exclue des marchés « carbone ». Le stockage de carbone ne fait pas partie des ressources mobilisables économiquement pour le développement de la filière. Malgré cela, l'ONF national, et plus particulièrement l'ONF Guyane s'est trouvé impliqué dans les engagements de la France visant à faire des forêts guyanaises un modèle de gestion durable dans le monde tropical (Husson 2021). La place de l'ONF Guyane est centrale dans ces engagements par la situation des droits de propriété des massifs forestiers. Du fait de la très faible occupation du massif forestier qui a conduit au non-transfert du foncier aux collectivités locales lors de la départementalisation, 90 % du territoire appartient au domaine de l'État (Aubertin & Pons 2017). La tension entre conservation et exploitation des ressources forestière a été réduite par deux biais : un maillage de zones protégées relevant de l'autorité régaliennne pour une surface cumulée de 25 224 km² en 2019 et une exploitation forestière de petite échelle et très protectrice.

Sur la question de la gestion, la mise en place d'une gestion durable par l'ONF a d'abord été actée avec le passage d'une gestion par permis vers des aménagements forestiers à partir de 1994. Cette stratégie s'inscrit dans la recherche d'une gestion exemplaire qui a depuis été intégrée explicitement dans les feuilles de route de l'ONF (ONF Guyane 2022; 2021; 2018), et dans le cadre de valeur des acteurs amont de la filière (Yeboua 2022; Deneuille & Deneuille-Mayer 2022). Par la suite, les normes techniques ont fortement évolué à partir du début des années 2000 avec le développement puis l'adoption par une charte dédiée d'une exploitation à faible impacts. La construction des normes EFI guyanaises est un exemple de transfert de connaissances académiques [résumées dans le guide sylviculture (Guitet, Brunaux, et Traissac 2014b)] vers le domaine opérationnel (Office national des forêts 2017). Elle consacre comme la définition d'un état de référence à l'état pré-exploitation. Comme implication, elle fixe l'intensité d'exploitation à un faible niveau (4 à 5 tiges.ha⁻¹), la durée de rotation à 65 ans et prescrit l'usage d'engins limitant le tassement des sols. De plus, le débusquage et le débardage des bois sont conditionnés à la pluviométrie. Ce dernier point a une incidence critique avec les anomalies climatiques el Niño et la Niña qui impactent respectivement positivement et négativement la production en modifiant la durée d'accès à la ressource. Cette variabilité implique la constitution de stock par les exploitants et les scieurs avec le coût associé.

En résumé, le modèle guyanais repose sur une volonté politique forte de la mise en place d'une gestion forestière exemplaire. Néanmoins, cette exemplarité à un coût important d'un point de vue monétaire par le volume de subvention et social par l'éviction des consommateurs particuliers. La durabilité du modèle de la filière forêt-bois guyanaise dépend en partie du maintien de cette volonté politique.

En dehors de la Guyane, la fourniture en bois est moins sujette à ce type de variations, car la législation y est plus flexible. Karsenty (2018) propose, à partir de l'exemple des forêts africaines, que l'exploitation des forêts tropicales naturelles ne puisse être ni durable écologiquement ni économiquement. La faillite écologique serait due aux pratiques d'exploitation focalisées sur un nombre réduit d'espèces « nobles » que les pratiques sylvicoles ne peuvent en assurer le maintien à long terme. La faillite économique découle de cette faillite écologique par un appauvrissement du gisement bois au point de le rendre inexploitable à terme. La majorité des exploitations forestières utilisent des méthodes conventionnelles ou sélectives. Le modèle guyanais revêt à ce titre un rôle de démonstrateur pour les pratiques à faibles impacts.

Pourtant ce constat est transférable en Guyane : avec une exploitation focalisée sur ensemble restreint d'espèces, les résultats obtenus dans le chapitre 4 montrent qu'aucune combinaison de conditions d'intensité d'exploitation non nulle, de norme technique et de temps de rotation inférieur à 300 ans ne permet de garantir un temps de retour à un état dont l'écart à

l'état pré-exploitation serait négligeable. L'utilisation de l'exploitation faible impact réduit la vitesse de cette faillite écologique, mais ne permet pas de l'empêcher. En cela, la durabilité écologique semble inaccessible au sens défini en Guyane d'un retour à l'état pré-exploitation. De même, l'injection de subvention permet d'augmenter la productivité de l'exploitation forestière et de maintenir la durabilité économique.

5.3. Une durabilité écologique inaccessible ?

La notion de « durabilité écologique » n'est pas seulement descriptive, car elle intègre une part subjective de désirabilité des états des écosystèmes : nous cherchons les stratégies de gestion qui maintiennent à long terme l'écosystème dans un état de référence. Ainsi le choix de l'état de référence est essentiel, car il définit implicitement la marge de manœuvre utilisable pour gérer l'écosystème. L'évaluation des stratégies s'inscrit dans un contexte social. Dans cette étude nous avons fait le choix de définir l'état de référence à partir des choix de programmation et de dires des acteurs de la filière bois. Les acteurs de la filière bois de Guyane partagent un même socle d'évidences, nommé *doxa* par Bourdieu (Costey 2004), qui amène à un consensus pour définir l'état de référence des forêts comme l'état pré-exploitation.

5.3.1. La quête d'une exploitation sans dégâts

Pour cela, l'aménagement du DFP est orienté vers la conservation des zones à enjeux patrimoniaux et définit les zones de production en creux. Dans les zones de production, la sylviculture est réduite à l'action de « cueillette » au prix d'un réseau de piste temporaire et de plus en plus onéreux (Estivals 2021). Les normes techniques de type RIL présentent un niveau d'exigence très au-dessus des autres normes en vigueur dans le reste des zones tropicales pour limiter les tassements du sol et les pertes de biomasses connexes (Badouard *et al.* 2024). Il est prévu de pousser un cran plus loin avec la mise en place d'une exploitation limitant au maximum le réseau de piste à l'aide de dirigeables (plus de piste devant supporter le passage de grumiers). En Guyane, cette recherche a été poussée à son paroxysme et malgré tous ces efforts, nous aboutissons dans cette étude à montrer que cela n'est pas suffisant pour assurer un retour à l'état pré-exploitation après 65 ans ni même à un horizon de 100 ans.

En définissant l'état de référence à celui d'une forêt peu perturbée, la marge de manœuvre de la gestion est devenue trop limitée. La cinétique de retour à l'équilibre est de forme exponentielle à cause du stockage de carbone qui est l'étape limitante comme le montre Poorter *et al.* (2021). L'état pré-exploitation est situé dans la phase de plateau, proche du niveau asymptotique. Le temps de retour à ce même niveau après un déstockage, même léger, est extrêmement lent puisque la vitesse d'accroissement du stock décroît de manière exponentielle. Toute action sylvicole diminue de manière quasi permanente le stock de carbone. Sauf innovation de rupture comme l'exploitation sans chute ni piste, cet objectif

semble inatteignable. L'objectif de durabilité écologique ne pouvant être atteint dans le cas d'une exploitation même minime, elle implique d'éviter la perte de biomasse au maximum et forme la quête inatteignable d'une sylviculture « sans dégâts ».

5.3.2. Une durabilité écologique des forêts tropicales empreinte d'une aversion à la perte

Néanmoins ce résultat n'est pas un constat d'échec, mais invite à reconsidérer la définition de la durabilité sur le plan écologique pour la gestion forestière tropicale et notamment en Guyane.

Si nous comparons la sylviculture tropicale à la sylviculture tempérée, nous constatons que l'état de référence est différent. D'un côté, la sylviculture tempérée dispose soit d'un état de référence de coupe rase à l'issue de la rotation dans le cas de la futaie régulière⁵⁹, ou d'un état d'équilibre défini par le sylviculteur pour la futaie irrégulière⁶⁰. À l'issue d'un temps de rotation, le sylviculteur ajuste l'état du peuplement par des actions sylvicoles (récolte, éclaircie et plantations/ regarnissage). Dans le cas d'une futaie régulière, le niveau de production d'actifs écosystémiques croît avec la biomasse puis réduit à un niveau quasi nul à l'issue de la récolte. Dans le cas d'une futaie irrégulière, cette production d'actifs écosystémiques reste relativement stable dans le temps. Dans les deux cas, il ne paraît pas nécessaire de retourner à un état proche de la dynamique peu perturbée, car la gestion actuelle cherche à assurer le maintien des 3P [production, protection et promenade - (Moriniaux 2023, 13)].

À l'opposé, la sylviculture tropicale définit l'état de référence comme celui d'une forêt non gérée et peu perturbée. On distingue alors une sylviculture dite conventionnelle, qui cherche à maximiser la rentabilité à partir d'une ressource sans tenir compte de son renouvellement, d'une sylviculture sélective, où les actions sylvicoles sont restreintes afin de minimiser la perte en carbone et en biodiversité. La recherche actuelle alerte sur le niveau de dégradation induit par l'exploitation forestière conventionnelle et sélective et incite à réduire l'intensité d'exploitation (passage d'une exploitation de 6-9 tiges.ha⁻¹ à 3-4 tiges.ha⁻¹) et d'allonger les

⁵⁹ Une **futaie régulière** se réfère à une formation forestière caractérisée par un peuplement d'arbres ayant des âges similaires et un espacement uniforme entre les individus. Ce type de peuplement est généralement obtenu grâce à des méthodes de régénération telles que la plantation ou le semis directs, suivis d'une gestion attentive pour maintenir un équilibre entre la croissance des arbres et l'utilisation de l'espace disponible. L'objectif principal de la futaie régulière est d'optimiser la production de bois de qualité tout en assurant une utilisation efficace des ressources forestières.

⁶⁰ Une **futaie irrégulière** désigne une formation forestière caractérisée par la présence d'arbres de différentes classes d'âge et de tailles, répartis de manière hétérogène dans l'espace. La futaie irrégulière présente une diversité structurale et spatiale plus grande. Cette diversité peut résulter de processus naturels de régénération, de la présence de différents types d'arbres ou de l'intervention humaine visant à favoriser une structure forestière plus complexe. L'objectif de la gestion d'une futaie irrégulière est généralement de promouvoir la biodiversité, la résilience écologique et la production de bois de qualité tout en tenant compte des différents stades de développement des arbres.

temps de rotation [passage d'un temps de rotation minimal de 30 à 60 ans] dans le cas de la législation brésilienne (Sist *et al.* 2015b; Putz *et al.* 2012).

Cette différence de traitement entre ces sylvicultures peut être imputée partiellement aux des notions classiques en économie d'aversion à la perte et de bien commun que revêt ces espaces. L'aversion à la perte est un biais comportemental qui fait que les humains attachent plus d'importance à une perte qu'à un gain du même montant. Simultanément, La vision patrimoniale des forêts tropicales amène à considérer que leur modification impacte l'ensemble des individus au-delà des communautés humaines en lien. Puisque tout individu est touché par la modification de l'état de ces forêts tropicales, leur évolution relative à leur état initial importe.

Nous pouvons identifier que le choix de l'état de référence définit les variations de gains et de perte qui définissent en retour les objectifs de gestion. Le gain d'actif écosystémique dans la futaie régulière ne justifie pas la réduction des coupes de récoltes, car ces forêts ne sont pas perçues comme un bien commun ni que leur état de référence correspond à la situation non gérée. De même, la capitalisation en volume de bois dans les futaies irrégulières est ajustée pour maintenir une forte productivité en bois d'œuvre. En somme, le cadre de gestion en contexte tempéré vise à assurer une production sylvicole **sachant** les enjeux de la multifonctionnalité forestière relatif à l'état de référence.

À l'opposé, la sylviculture tropicale a été construite avec pour objectif de maintenir la forêt tropicale avec des niveaux d'actifs en carbone et en diversité spécifique proche de ceux de l'état pré-exploitation. Or, chaque action sylvicole baisse ces niveaux d'actifs et la gestion est réalisée de manière minimale (Piponiot *et al.* 2019). Cette vision patrimoniale des forêts tropicales pose problème, car elle exclut les communautés locales (Poissonnet *et al.* 2006), nécessite un pouvoir de répression important (Dezecache *et al.* 2017), et reste sensible aux actions sylvicoles illégales (Dezecache *et al.* 2017b).

Pourtant, à l'égale d'une sylviculture irrégulière, la gestion forestière pourrait chercher à fournir un mélange d'actifs écosystémique plus équilibré en sacrifiant le retour à l'équilibre, mais pouvant être maintenu dans le temps. L'état de référence pourrait émerger de la dynamique forestière en lien avec les objectifs et bornes de dégradation acceptable des actifs écosystémiques.

Ce dernier constat pose la question de la méthode de définition de références adaptées aux besoins des communautés humaines et compatibles avec la dynamique forestière.

5.3.3. Définir des référentiels de gestion mieux adaptés aux besoins locaux et globaux

La recherche d'une gestion durable des forêts tropicales est empreinte d'un flou sur la communauté humaine cible. Nous pouvons distinguer des objectifs aux bénéfiques des communautés locales, nationales et internationales. Ces différentes communautés ont des attentes différentes qui peuvent s'opposer. Par exemple, les initiatives de conservation issues de la communauté internationale se heurtent aux projets de développement des pays forestiers tropicaux. Comme le présente Jean-Paul Segihobe Bigira, « *l'ambition de parvenir à un contrôle international de la gestion des forêts [tropicales] sous le couvert de patrimoine de l'humanité s'est toujours heurtée à l'opposition des pays du Sud. Ces derniers veulent rester maîtres de leurs ressources, leurs richesses et l'on ne peut faire autrement que d'attirer leur attention sur l'intérêt écologique collectif desdites ressources et de les amener à les gérer dans l'intérêt de l'environnement mondial. Ainsi, la notion de patrimoine national aux portées planétaires paraît plus adaptée* » (Bigira 2012). Pour contourner cette opposition, la tendance dans les pays forestiers tropicaux est la mise en place d'une gestion plus protectrice des espaces forestiers via les écocertifications. Ces outils volontaires sont des initiatives portées par la société civile à l'échelle internationale pour viser un retour à l'état initial à l'issue de la rotation. De fait, l'écocertification correspond à un outil créé hors des pays forestiers tropicaux qui a une vocation incitative de protection de ce patrimoine forestier dans le contexte mondialisé du marché des bois tropicaux.

Cette volonté internationale de conservation repose en partie sur la représentation faussée de la forêt intouchée du bassin amazonien et par extension guyanaise (Martin Ferrari 2012). Loin d'être une nature intouchée, la forêt guyanaise et plus largement l'ensemble des forêts amazoniennes ont été « cultivées » sur de larges échelles jusqu'à l'époque précolombienne (Rostain *et al.* 2024; Odonne *et al.* 2019; Rostain 2008). Le mythe de la forêt vierge est d'autant plus dangereux qu'il est à la base d'une vision biaisée des forêts tropicales comme un patrimoine inaltéré devant être conservé contre toute exploitation humaine (Martin Ferrari 2012). Cette situation a participé à la création d'une exploitation forestière « sisyphienne », au sens qu'à peine a-t-on atteint le but désiré que la forêt est à nouveau exploitée (Piponiot-Laroche 2018, 175).

Parallèlement à cette tendance, une seconde critique de la gestion forestière porte sur la participation des populations locales. La construction historique de la gestion forestière d'abord en forêts tempérées puis tropicales a été réalisée par les administrations forestières sur le constat d'un usage opportuniste de la ressource [résumé ultérieurement par « la tragédie des biens communs » (Garrett Hardin 1968)] qui a abouti à l'exclusion des populations et leurs usages de la gestion. Le principe de la gestion participative va à l'encontre de cette conception en s'appuyant sur les travaux de l'école de Commons (Ostrom 2009). La thèse

défendue consiste à s'appuyer localement sur la gouvernance décentralisée par une stratégie d'incitation à participer à la gestion (Ribot 2002). Ce mouvement a pu s'appuyer sur la conjoncture des années 1980 avec le démantèlement des entités étatiques, un processus promu par le Fonds Monétaire International dans le cadre de l'ajustement structurel des pays du Sud (Leroy *et al.* 2013, 18:23). Depuis, les bailleurs de fonds internationaux ont généralisé cette approche participative. Elle a aussi été intégrée dans le cadre des écocertifications notamment pour le *Forest Stewardship Council* (Villien *et al.* 2020). La mise en place d'une gestion participative des forêts est l'objet de nombreux travaux pour identifier les conditions adaptées de participation et l'analyse des bénéfices de ce type de gestion qui semblent variables selon les contextes (Lund, Rutt, et Ribot 2018; Karsenty & Vermeulen 2016; Joiris et Logo 2014; Joiris *et al.* 2010).

La gestion forestière guyanaise s'inscrit partiellement dans ces tendances. La gouvernance de la gestion forestière intègre par l'intermédiaire de l'ONF les enjeux locaux et (inter)nationaux. Comme décrit précédemment, l'objectif de la gestion vise à répondre aux attentes locales de développement (demande de bois d'œuvre et bois énergie) tout en répondant aux injonctions de protection issues de la communauté (inter)nationale (gestion exemplaire). L'utilisation de la certification PEFC (PEFC France 2012), et la mise en place de la norme FSC (Villien *et al.* 2020) cherchent à tirer profit de l'exemplarité de la gestion en usant de cette certification sur le marché domestique pour limiter la concurrence de bois d'importation et favoriser l'export. D'autre part, la présence des Zone de Droits d'Usage Collectifs (ZDUC) est le support pour la gestion participative des forêts malgré des résultats limités (Poissonnet *et al.* 2006). La communauté humaine cible est donc la population guyanaise avec un certain ajustement avec les ZDUC. Néanmoins, l'exclusion (FAO-WFR: Brunaux & Binet 2014; Adaptation code forestier : DAF Guyane 2005) de la Guyane des politiques nationales rend difficile à cerner plus précisément les poids relatifs entre les enjeux d'exploitation et de conservation.

En résumé, le cas guyanais, bien que plus simple sur le volet économique (absence de filière illégale à large échelle) et analogue sur le plan écologique au contexte nord-brésilien ou surinamais (même aire biogéographique), présente un volet social spécifique lié à son intégration dans le cadre politique français qui diminue la transférabilité de ces résultats.

Dans ce travail de thèse, j'ai contourné la question de la définition de la communauté humaine cible en m'appuyant sur les documents de programmation de la filière. J'ai, par ce choix, sorti cette question du cadre de mon étude en supposant que les documents de programmation sont des proxys des besoins et préférences des communautés humaines cibles. Cependant, ce choix est discutable, car, comme le montre Yeboua (2022), il existe des rapports de pouvoir dans les instances de gouvernance de la filière. Les documents de programmation peuvent plus refléter ce rapport de pouvoir et moins les besoins et préférences réels des communautés liées à cette filière malgré la consultation des communautés locales (ONF Guyane 2022, 21).

Ainsi, une étude sur les mécanismes de gouvernance liés à l'identification des besoins locaux et de leur prise en compte constitue un travail essentiel pour poursuivre l'étude des composantes de la durabilité de la filière forêt-bois de Guyane.

5.4. Passer d'une sylviculture tropicale « sisyphienne » à une garantie de fonctionnement et de production de biens et services

Pour dépasser cette opposition entre les attentes locales et nationales voir internationale sur le rapport exploitation-conservation, nous nous appuyons sur le cadre de l'espace sécurisé d'opération où la stratégie de gestion est définie à partir de la dynamique forestière.

5.4.1. La place de la modélisation au service de l'étude de la durabilité

Pour définir les trajectoires restant dans l'espace sécurisé d'opération, des experts de différentes disciplines sont amenés à collaborer pour construire les trajectoires plausibles de l'objet d'étude (ici l'ensemble forêt-exploitation) et les classer selon le référentiel de désirabilité défini à partir des besoins et de préférences des communautés humaines (Cooper et Dearing 2019).

L'étude de la plausibilité des trajectoires repose sur la construction de modèle à partir du système socio-écologique étudié. Pour cet exercice, plusieurs approches de modélisation au sens large peuvent être utilisées qui varient en échelle spatiale et temporelle. Dans le cadre conceptuel de Levins (1966), l'adéquation des objets du modèle avec la réalité correspond à la propriété de « réalisme⁶¹ » du modèle. La conception de modèles devant assurer un compromis entre ce « réalisme » et les niveaux de « généralité⁶² » et de « précision⁶³ », il apparaît souvent que c'est cette propriété qui soit sacrifiée au bénéfice des deux autres à des niveaux différents (Bugmann et Seidl 2022).

Pourtant, la modélisation est un procédé qui s'inscrit dans des normes définies au sein d'une discipline (Weisberg 2007). Le décloisonnement disciplinaire sur les questions de durabilité est un phénomène rare qui implique des conditions de collaboration particulières (Gomez-Santiz, Perevochtchikova, et Ezzine-de-Blas 2021). Ces conditions correspondent à l'existence d'un référentiel commun entre les experts et parfois avec les acteurs socio-économiques ciblés. Par exemple, les unités « arbre » ou « forêt » sont communes entre l'écologie et l'économie avec l'existence d'écologie et d'économie forestière qui partagent ces notions. En sacrifiant une

⁶¹ « Si un modèle prend plus de variables indépendantes connues pour avoir un effet qu'un autre, il est dit plus réaliste »

⁶² « Si un modèle s'applique à plus de systèmes réels dans le monde qu'un autre, il est dit plus générique »

⁶³ « Si un modèle s'applique à plus de systèmes réels dans le monde qu'un autre, il est dit plus générique »

(Orzack et Sober 1993, 534).

partie de la fiabilité de l'estimation, les modèles biologiques individu-centré ou à l'échelle de la forêt offrent des supports intuitifs pour le couplage de modèles pour la modélisation de la gestion. Dans cette thèse, j'ai participé à la conception d'un simulateur d'exploitation forestière fondé sur le schéma de décision du gestionnaire et de l'exploitant, LoggingLab (Badouard, Schmitt., **Salzet**, *et al.* 2024). Ce modèle pallie le manque de données expérimentales sur la question des impacts générés par l'exploitation forestière selon les normes EFI guyanaises. Il ne se substitue pas aux données d'expérimentations, mais offre un cadre d'interpolation et d'extrapolation aux données et connaissances acquises. Ainsi, j'ai couplé ce simulateur de gestion et d'exploitation forestière avec un simulateur de dynamique forestière à l'échelle des individus TROLL. Ce couplage a été facilité, car l'objet central dans la gestion et la dynamique était ici le même, l'individu.

De manière générale, le choix des modèles part de connaissances a priori et intègre de manière itérative l'adéquation entre ces connaissances et les données expérimentales ou simulées (cf. chapitre 4). À ces critères, nous intégrons le format du modèle (niveau d'abstraction et notions conceptuelles) dans le compromis pour faciliter la collaboration entre disciplines (Drechsler 2020b). Pour exemple, j'ai fait le choix d'utiliser dans mes travaux des notions communes entre écologie et économie forestière (par exemple : actifs/ services écosystémiques, fonction de production, *land-sparing/sharing*), dans l'optique d'étendre la réflexion de la durabilité au volet économique et social (J. M. Anderies, Mathias, et Janssen 2019). La fonction de production écologique est la principale contribution sous la forme de nœuds de collaboration interdisciplinaires (Bruins *et al.* 2017). Cette forme fonctionnelle assure le transfert d'incertitude qui est nécessaire pour l'estimation des risques écologiques et économiques (Holzer et Olson 2021).

5.4.2. Redéfinir les attentes de l'écosystème pour établir un espace sécurisé d'opération de la gestion

Au-delà de l'aspect méthodologique, la question du référentiel des besoins et préférences amène à redéfinir les objectifs de gestion sur la fourniture en actifs écosystémiques. Pour éviter l'écueil d'une exploitation forestière « sisyphienne » fixant l'état de référence de la forêt à l'état pré-exploitation, la sylviculture peut viser la garantie d'un niveau de fonctionnement de l'écosystème.

Redéfinition de l'objectif de fourniture en bois : l'enjeu d'une sylviculture polycyclique

Le premier critère porte sur la fourniture de bois à long terme. Cet objectif implique un équilibre entre les flux entrants et sortants de la ressource en bois. Dans le cas où ce bilan n'est pas équilibré, la ressource déclinera progressivement jusqu'à son épuisement. On parle d'un équilibre dynamique qui est atteint après plusieurs cycles d'exploitation, même avec des stocks de bois initiaux plus faibles. L'exploitation forestière modifie la structure des forêts en

récoltant les plus grands arbres, les rapprochant ainsi des forêts plus jeunes et plus dynamiques. Ces forêts, fortement influencées par l'activité humaine, peuvent rester productives et maintenir des caractéristiques stables telles que la structure et le stock de carbone au fil des cycles d'exploitation. Toutefois, les différentes observations empiriques nécessaires pour construire ce nouveau cadre d'exploitation polycyclique ne sont pas disponibles en abondance suffisante en Amazonie, où les expériences de multiples cycles d'exploitation sont rares. L'apport méthodologique de cette thèse porte justement sur ce manque de données en fournissant un cadre de simulation pour estimer ces équilibres de dynamique forestière sous un forçage anthropique (d'exploitation et climatique).

Quelle facette de la diversité conserver : une vision fonctionnelle plus appropriée ?

Le second critère porte sur le maintien des propriétés de résilience de l'écosystème en termes de stockage de carbone et de diversité. Les pratiques de gestion sylvicoles durables sont aujourd'hui calibrées pour maintenir un couvert forestier et une biomasse déterminée. L'impact de l'exploitation sélective sur la composition et la diversité des communautés reste cependant indéterminé et remet en question la durabilité de l'exploitation, spécifiquement sur le long terme. Pour préserver le fonctionnement et les services écosystémiques rendus par les forêts tropicales, le maintien de la diversité et de la composition du peuplement doivent être considérés en plus du maintien du stock exploitable.

Méthodologiquement, le choix de la facette de la diversité à étudier est un premier élément à prendre en compte. La diversité taxonomique repose sur une nomenclature stable, mais nécessite une expertise forte des collecteurs pour obtenir des données fiables. La diversité fonctionnelle repose sur des mesures de traits plus ou moins complexes à acquérir. Le choix des traits à considérer est une question essentielle, car, au-delà des spectres économiques présents dans la littérature, des zones d'ombre sur la réponse aux contraintes du milieu (ex. : l'hydromorphie) restent hors du champ de mesure classique. Ces deux facettes ne sont pas indépendantes puisqu'il reste commun dans l'analyse des données de réaliser des jointures de données de traits sur des inventaires identifiés par taxons. Un second niveau de complexité porte sur l'équilibre des composantes de richesse et d'équitabilité dans le choix du critère. Dans cette thèse, je me suis focalisé sur les nombres de Hill d'ordre 1 qui ignorent une partie des espèces rares.

Sur le plan conceptuel, Mirabel *et al.* (2021) montrent que les mesures de diversité taxonomiques et fonctionnelles divergent en condition post-exploitation. La trajectoire de diversité fonctionnelle présente un caractère déterministe alors que la trajectoire de diversité taxonomique semble plus stochastique. De fait, l'étude des trajectoires de diversité permettrait de mieux comprendre les processus déterminants et les sources d'incertitude dans le maintien des composantes de la diversité tant fonctionnelle que taxonomique.

Cet enjeu est d'autant plus prégnant avec le contexte du changement climatique (Roux *et al.* 2020). La prise en compte de la réponse des arbres à des conditions inédites de température et de sécheresse implique une compréhension fine des modifications de fonctionnement et de comment cela impacte les propriétés du peuplement (Geraldine Derroire *et al.* 2023). Le rôle de la diversité dans l'atténuation du changement climatique est essentiel pour la construction de trajectoires d'usage des forêts.

5.4.3. Des perspectives de travail sur les leviers de gestion pour atteindre un espace sécurisé d'opération

Néanmoins, le passage d'une estimation de la durabilité écologique à long terme pour des cycles sylvicoles répétés pose plusieurs problèmes. Nous avons fixé plusieurs paramètres, dont par exemple l'assiette de récolte à un ensemble réduit d'espèce, sous l'hypothèse d'une forte inertie de l'appareil productif et des préférences. Cette hypothèse n'est plus vérifiée à long terme et ouvre la possibilité d'ajustement sur l'ensemble des leviers de la gestion forestière.

Une première réflexion peut être réalisée sur l'assiette de récolte, car, à la différence des forêts de Dipterocarpaceae qui ont montré par simulation une dynamique résiliente à la sylviculture, la réponse des ECMP de Guyane à la sylviculture n'est pas favorable à leur exploitation. Pour exemple, l'angélique présente des mécanismes de régénération qui interagissent finement avec le champ de lumière (Jésel 2005). La garantie de la mise en place et de la survie d'individu en remplacement des arbres abattus reste difficilement prédictible pour une seule espèce. Ainsi, le regroupement d'espèces ayant des caractéristiques démographiques et propriétés mécaniques similaires peuvent former des groupes d'essences objectifs ajustables pour le gestionnaire. Ce travail nécessite de poursuivre les travaux de caractérisation des espèces tant que le volet démographique que sur les propriétés mécaniques et chimiques. Ces nouvelles connaissances peuvent modifier la stratégie d'exploitation en faisant apparaître des conditions propices à la régénération et la croissance de groupes d'espèces cibles. Cette problématique avait déjà été discutée dans le cadre du projet DYGEPOP en testant différentes stratégies de désignation pour répartir ou regrouper les trouées d'abattage (Guitet *et al.* 2012). Ce type de projet peut être réalisé *in silico* puis être comparé à ce dispositif expérimental.

Un deuxième axe de réflexion porterait sur la méthode de prélèvement. Comme cela a été montré dans le chapitre 3, la réduction des dégâts est principalement liée à l'extension du réseau de piste. L'identification précise des paramètres influents sur l'extension du réseau, un enjeu de recherche & développement important pour le futur de la gestion. L'optimisation des pratiques de gestion peut être réalisée sur deux facettes : la désignation et le tracé des pistes. Le choix des arbres à exploiter est le paramètre clé de gestion forestière, car elle définit simultanément les bénéfices économiques, le tracé de la piste et in fine le type d'impacts sur la forêt. De manière jointe avec l'axe précédemment, la construction du schéma de

désignation peut aller plus loin que la « cueillette » contrainte par la répartition d'une ressource disparate. La ressource exploitée actuellement se concentre sur les arbres à gros DBH. Pourtant, la désignation dans les zones d'agrégats sur des diamètres moyens pourrait améliorer la régénération des espèces commerciales, limiter le risque de bois creux et diminuer la taille du réseau de piste. Enfin, la prise en compte de la rentabilité économique de l'exploitation reste une voie de recherche pour les outils de simulation tels que LoggingLab. L'identification des marges de changement pour adapter l'exploitation passe par l'identification des conditions de rentabilité positives. Jusqu'ici, seuls des travaux anciens ont porté sur cette question en Guyane (Tendron 2006; Vincent 1987; Serre 1988; Bedel 1975; Centre Technique Forestier Tropical 1972), et pourrait être mis à jour afin de mieux cerner les enjeux pour la conception d'un guide sylviculture guyanais mis à jour en adéquation avec la mécanisation en cours.

Références

- .

(Inconnu). 1952. « Une enquête sur les scieries de l'Afrique Française et de la Guyane ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 23 (juin):179-88. <https://doi.org/10.19182/bft1952.23.a18467>.

A.

Aalde, Harald, Patrick Gonzalez, Michael Gytarsky, Thelma Krug, Werner A. Kurz, Stephen Ogle, John Raison, Dieter Schoene, et N.H. Ravindranath. 2006. « 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 4: Forest Land ». In *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 4-Agriculture, Forestry and Other Land Use.:83. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Hayama, Kanagawa, Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_04_Ch4_Forest_Land.pdf.

Ackerman, Frank, Stephen J. DeCanio, Richard B. Howarth, et Kristen Sheeran. 2009. « Limitations of Integrated Assessment Models of Climate Change ». *Climatic Change* 95 (3): 297-315. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9570-x>.

Ainseba, B., L. Louison, et A. Omrane. 2022. « A Population Harvesting Model with Time and Size Competition Dependence Function ». *Journal of Optimization Theory and Applications* 195 (2): 647-65. <https://doi.org/10.1007/s10957-022-02102-2>.

Alber, Alex, Xavier Le Nué, et Philippe Cibois. 2018. « Sonal : Une nouvelle méthode pour retranscrire et analyser les entretiens ». Windows. Tours, France. <https://www.sonal-info.com/>.

Aleixo, Izabela, Darren Norris, Lia Hemerik, Antenor Barbosa, Eduardo Prata, Flávia Costa, et Lourens Poorter. 2019. « Amazonian Rainforest Tree Mortality Driven by Climate and Functional Traits ». *Nature Climate Change* 9 (5): 384-88. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0458-0>.

Allan, James R., James E. M. Watson, Moreno Di Marco, Christopher J. O'Bryan, Hugh P. Possingham, Scott C. Atkinson, et Oscar Venter. 2019. « Hotspots of Human Impact on Threatened Terrestrial Vertebrates ». *PLOS Biology* 17 (3): e3000158. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000158>.

Allié, Elodie, Raphaël Pélissier, Julien Engel, Pascal Petronelli, Vincent Freycon, Vincent Deblauwe, Laure Soucémariadin, Jean Weigel, et Christopher Baraloto. 2015. « Pervasive Local-Scale Tree-Soil Habitat Association in a Tropical Forest Community ». Édité par Sebastien Lavergne. *PLOS ONE* 10 (11): e0141488. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141488>.

Anadón, José D., Osvaldo E. Sala, et Fernando T. Maestre. 2014. « Climate Change Will Increase Savannas at the Expense of Forests and Treeless Vegetation in Tropical and Subtropical Americas ». Édité par Richard Bardgett. *Journal of Ecology* 102 (6): 1363-73. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12325>.

Anderies, John, Carl Folke, Brian Walker, et Elinor Ostrom. 2013. « Aligning Key Concepts for Global Change Policy: Robustness, Resilience, and Sustainability ». *Ecology and Society* 18 (2). <https://doi.org/10.5751/es-05178-180208>.

Anderies, John M., Jean-Denis Mathias, et Marco A. Janssen. 2019. « Knowledge Infrastructure and Safe Operating Spaces in Social-Ecological Systems ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116 (12): 5277-84. <https://doi.org/10.1073/pnas.1802885115>.

Angelsen, Arild. 2007. *Forest Cover Change In Space And Time : Combining The Von Thunen And Forest Transition Theories*. Policy Research Working Papers. The World Bank. <https://doi.org/10.1596/1813-9450-4117>.

Aquioupou, Ayemric. 1986. « les exploitations forestières et leurs problèmes dans le département de la Guyane ». Paris, France: université de Paris XII.

Araza, Aman, Sytze de Bruin, Martin Herold, Shaun Quegan, Nicolas Labriere, Pedro Rodriguez-Veiga, Valerio Avitabile, et al. 2022. « A Comprehensive Framework for Assessing the Accuracy and Uncertainty of Global Above-Ground Biomass Maps ». *Remote Sensing of Environment* 272 (avril):112917. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.112917>.

Arellano, Gabriel, Nagore G. Medina, Sylvester Tan, Mohazah Mohamad, et Stuart J. Davies. 2019. « Crown Damage and the Mortality of Tropical Trees ». *New Phytologist* 221 (1): 169-79. <https://doi.org/10.1111/nph.15381>.

- Arrow, Kenneth J., Partha Dasgupta, et Karl-Göran Mäler. 2003. « Evaluating Projects and Assessing Sustainable Development in Imperfect Economies ». *Environmental and Resource Economics* 26 (4): 647-85. <https://doi.org/10.1023/b:earc.0000007353.78828.98>.
- Asner, Gregory P., James R. Kellner, Ty Kennedy-Bowdoin, David E. Knapp, Christopher Anderson, et Roberta E. Martin. 2013. « Forest Canopy Gap Distributions in the Southern Peruvian Amazon ». *PLOS ONE* 8 (4): e60875. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0060875>.
- Asner, Gregory P., David E. Knapp, Eben N. Broadbent, Paulo J. C. Oliveira, Michael Keller, et Jose N. Silva. 2005. « Selective Logging in the Brazilian Amazon ». *Science* 310 (5747): 480-82. <https://doi.org/10.1126/science.1118051>.
- Atkin, Owen K., Keith J. Bloomfield, Peter B. Reich, Mark G. Tjoelker, Gregory P. Asner, Damien Bonal, Gerhard Bönisch, et al. 2015. « Global Variability in Leaf Respiration in Relation to Climate, Plant Functional Types and Leaf Traits ». *New Phytologist* 206 (2): 614-36. <https://doi.org/10.1111/nph.13253>.
- Atkin, Owen K., John R. Evans, Marilyn C. Ball, Hans Lambers, et Thijs L. Pons. 2000. « Leaf Respiration of Snow Gum in the Light and Dark. Interactions between Temperature and Irradiance¹ ». *Plant Physiology* 122 (3): 915-24. <https://doi.org/10.1104/pp.122.3.915>.
- Atkinson, Giles, Ian Bateman, et Susana Mourato. 2014. « Valuing Ecosystem Services and Biodiversity ». *Nature in the Balance*, janvier, 101-34. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199676880.003.0006>.
- Aubertin, Catherine, et Suzanne Pons. 2017. « Politiques de développement durable en Guyane : souveraineté sur les ressources forestières ». *Territoire en mouvement Revue de géographie et aménagement. Territory in movement Journal of geography and planning*, n° 36 (décembre). <https://doi.org/10.4000/tem.4440>.
- Aubry-Kientz, Méline. 2014. « Quelle sera la réponse des forêts tropicales humides à l'augmentation des températures et aux changements de pluviométrie ? : Modéliser la dynamique forestière pour identifier les processus sensibles en Guyane française ». These de doctorat, Antilles-Guyane. <http://www.theses.fr/2014AGUY0802>.
- Audigeos, D., L. Brousseau, S. Traissac, C. Scotti-Saintagne, et I. Scotti. 2013. « Molecular Divergence in Tropical Tree Populations Occupying Environmental Mosaics ». *Journal of Evolutionary Biology* 26 (3): 529-44. <https://doi.org/10.1111/jeb.12069>.
- Audinot, Timothée. 2021. « Développement d'un modèle de dynamique forestière à grande échelle pour simuler les forêts françaises dans un contexte non-stationnaire ». These de doctorat, Université de Lorraine. <https://www.theses.fr/2021LORR0179>.
- Azzini, Ivano, Thierry Mara, et Rossana Rosati. 2020. « Monte Carlo estimators of first-and total-orders Sobol' indices ». arXiv. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2006.08232>.
- B.**
- Ba, Shan. 2015. « SLHD: Maximin-Distance (Sliced) Latin Hypercube Designs ». <https://cran.r-project.org/web/packages/SLHD/index.html>.
- Badouard, Vinciane, Sylvain Schmitt, Guillaume **Salzet**, Thomas Gaquiere, Margaux Rojat, Caroline Bedeau, Olivier Brunaux, et Géraldine Derroire. 2024. « LoggingLab: An R package to simulate reduced-impact selective logging in tropical forests using forest inventory data ». *Ecological Modelling* 487 (janvier):110539. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110539>.
- Bai, Xuemei, Sander van der Leeuw, Karen O'Brien, Frans Berkhout, Frank Biermann, Eduardo S. Brondizio, Christophe Cudennec, et al. 2016. « Plausible and Desirable Futures in the Anthropocene: A New Research Agenda ». *Global Environmental Change* 39 (juillet):351-62. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.09.017>.
- Baker, Evan, Pierre Barbillon, Arindam Fadikar, Robert B. Gramacy, Radu Herbei, David Higdon, Jiangeng Huang, et al. 2022. « Analyzing Stochastic Computer Models: A Review with Opportunities ». *Statistical Science* 37 (1). <https://doi.org/10.1214/21-STS822>.
- Bakuzis, EGOLFS V. 1969. « Chapter VII - Forestry Viewed in an Ecosystem Perspective ». In *The Ecosystem Concept in Natural Resource Management*, édité par George M. Van Dyne, 189-258. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-713450-5.50015-4>.
- Baraloto, Christopher, Quentin Molto, Suzanne Rabaud, Bruno Héroult, Renato Valencia, Lilian Blanc, Paul V. A. Fine, et Jill Thompson. 2013a. « Rapid Simultaneous Estimation of Aboveground Biomass and Tree Diversity Across Neotropical Forests: A Comparison of Field Inventory Methods ». *Biotropica* 45 (3): 288-98. <https://doi.org/10.1111/btp.12006>.
- . 2013b. « Rapid Simultaneous Estimation of Aboveground Biomass and Tree Diversity Across Neotropical Forests: A Comparison of Field Inventory Methods ». *Biotropica* 45 (3): 288-98. <https://doi.org/10.1111/btp.12006>.

- Baraloto, Christopher, C. E. Timothy Paine, Sandra Patiño, Damien Bonal, Bruno Héroult, et Jerome Chave. 2010. « Functional Trait Variation and Sampling Strategies in Species-Rich Plant Communities ». *Functional Ecology* 24 (1): 208-16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01600.x>.
- Baraloto, Christopher, Jason Vleminckx, Julien Engel, Pascal Petronelli, Nállarett Dávila, Marcos Ríos, Elvis Harry Valderrama Sandoval, et al. 2021. « Biogeographic History and Habitat Specialization Shape Floristic and Phylogenetic Composition across Amazonian Forests ». *Ecological Monographs* 91 (4): e01473. <https://doi.org/10.1002/ecm.1473>.
- Barbier, Edward B., Joanne C. Burgess, et Alan Grainger. 2010. « The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework ». *Land Use Policy*, Forest transitions, 27 (2): 98-107. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.02.001>.
- Barfuss, W., J.F. Donges, S.J. Lade, et J. Kurths. 2018. « When optimization for governing human-environment tipping elements is neither sustainable nor safe ». *Nature Communications* 9 (1). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04738-z>.
- Bart, Jonathan. 1995. « Acceptance Criteria for Using Individual-Based Models to Make Management Decisions ». *Ecological Applications* 5 (2): 411-20. <https://doi.org/10.2307/1942032>.
- Barton, D. N., E. Kelemen, J. Dick, B. Martin-Lopez, E. Gómez-Baggethun, S. Jacobs, C. M. A. Hendriks, et al. 2018. « (Dis) Integrated Valuation – Assessing the Information Gaps in Ecosystem Service Appraisals for Governance Support ». *Ecosystem Services*, SI: Synthesizing OpenNESS, 29 (février):529-41. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.021>.
- Barton, David N., Rob Dunford, Erik Gomez-Baggethun, Paula Harrison, Sander Jacobs, Ezsther Kelemen, et Berta Martin-Lopez. 2017. « Integrated Assessment and Valuation of Ecosystem Services: Guidelines and Experiences ». EU FP7 OpenNESS. European commission.
- Bastin, Jean-Francois, Yelena Finegold, Claude Garcia, Danilo Mollicone, Marcelo Rezende, Devin Routh, Constantin M. Zohner, et Thomas W. Crowther. 2019. « The global tree restoration potential ». *Science* 365 (6448): 76-79. <https://doi.org/10.1126/science.aax0848>.
- Bastit, Félix. 2023. « An Economic Approach of Multiple Risks in Forests ». Phd thesis, Nancy, france: Université de Lorraine.
- Bauer, Luise, Nikolai Knapp, et Rico Fischer. 2021. « Mapping Amazon Forest Productivity by Fusing GEDI Lidar Waveforms with an Individual-Based Forest Model ». *Remote Sensing* 13 (22): 4540. <https://doi.org/10.3390/rs13224540>.
- Beck, Hylke E., Niklaus E. Zimmermann, Tim R. McVicar, Noemi Vergopolan, Alexis Berg, et Eric F. Wood. 2018. « Present and Future Köppen-Geiger Climate Classification Maps at 1-Km Resolution ». *Scientific Data* 5 (octobre):180214. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>.
- Bedel, Jean. 1975. « Situation actuelle et perspectives de développement de la production forestière guyanaise ». Rapport. Convention 22/ Guyane. Paris, France: Ministère de l'agriculture et de l'alimentation.
- Bedrij, Natalia A., Patricio M. Mac Donagh, Francis E. Putz, et M. Genoveva Gatti. 2022. « Selective logging of a subtropical forest: Long-term impacts on stand structure, timber volumes, and biomass stocks ». *Forest Ecology and Management* 518 (août):120290. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120290>.
- Bena, P. 1949. « L'exploitation forestière doit servir de tremplin à l'essor économique du département français de la Guyane ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 11 (mai):251-68. <https://doi.org/10.19182/bft1949.11.a18372>.
- . 1951. « Les essences forestières de la Guyane Française ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 17 (mars):55-58. <https://doi.org/10.19182/bft1951.17.a18449>.
- Bennich, Therese, Salim Belyazid, Birgit Kopainsky, et Arnaud Diemer. 2018. « The Bio-Based Economy: Dynamics Governing Transition Pathways in the Swedish Forestry Sector ». *Sustainability* 10 (4): 976. <https://doi.org/10.3390/su10040976>.
- Bergmann, Joana, Alexandra Weigelt, Fons van der Plas, Daniel C. Laughlin, Thom W. Kuyper, Nathaly Guerrero-Ramirez, Oscar J. Valverde-Barrantes, et al. 2020. « The fungal collaboration gradient dominates the root economics space in plants ». *Science Advances* 6 (27): eaba3756. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba3756>.
- Bergstrom, John C., et John Claiborne Whitehead, éd. 2022. *Teaching environmental and natural resource economics: paradigms and pedagogy*. Elgar guides to teaching. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Bernacchi, C. J., David Pimentel, et S. P. Long. 2003. « In Vivo Temperature Response Functions of Parameters Required to Model RuBP-Limited Photosynthesis ». *Plant, Cell & Environment* 26 (9): 1419-30. <https://doi.org/10.1046/j.0016-8025.2003.01050.x>.

- Bernoux, Philippe, Jean-Yves Bion, Jean-Claude Cohen, et Martine Meunier-Chabert. 2001. « L'analyse des systèmes d'acteurs : Cahier n°1 : Diagnostics de territoire et systèmes d'acteurs ». *Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques*, n° 1, 104.
- Bertrand, Nathalie, Barbara Bour-Desprez, Marc Clément, Pascal Douard, Christian Dubost, Sophie Fonquernie, Christine Jean, et al. 2019. « Avis délibéré de l'Autorité environnementale sur le programme régional de la forêt et du bois (PRFB) de Guyane (973) 2019-2029 ». Avis délibéré 2019-70. Paris, France: Autorité environnementale.
- Betts, Matthew G., Benjamin T. Phalan, Christopher Wolf, Susan C. Baker, Christian Messier, Klaus J. Puettmann, Rhys Green, et al. 2021. « Producing Wood at Least Cost to Biodiversity: Integrating Triad and Sharing-Sparing Approaches to Inform Forest Landscape Management ». *Biological Reviews* 96 (4): 1301-17. <https://doi.org/10.1111/brv.12703>.
- Bezard, Vincent. 2011. « Compte-rendu final Placettes Permanentes Manaré I et II – REG35 Compte rendu des opérations d'abattage des bois et débouçage ». Compte-rendu. Cayenne, France: Office National des Forêts.
- Bigira, Jean-Paul Segihobe. 2012. *Gérer les forêts du Bassin du Congo à l'épreuve de la verdure du droit: Envisager le droit autrement*. Editions universitaires européennes.
- Binois, Mickaël, et Robert B. Gramacy. 2021. « hetGP: Heteroskedastic Gaussian Process Modeling and Sequential Design in R ». *Journal of Statistical Software* 98 (juillet):1-44. <https://doi.org/10.18637/jss.v098.i13>.
- Blanc, Lilian, Marion Echard, Bruno Hérault, Damien Bonal, Eric Marcon, Jérôme Chave, et Christopher Baraloto. 2009. « Dynamics of Aboveground Carbon Stocks in a Selectively Logged Tropical Forest ». *Ecological Applications* 19 (6): 1397-1404. <https://doi.org/10.1890/08-1572.1>.
- Blanc, Lilian, Eric-André Nicolini, Didier Sabbadin, Hélène Morel, Sandre Nicolle, Laurent Descroix, et Jacques Beauchène. 2016. « Conservation of tropical humid forest and wood supply in French Guiana: how sustainable forest plantation could help to respond to local demand in the future? » In *Tropical ecology and society reconciling conservation and sustainable use of biodiversity*, Résumé:221. Montpellier, France: Plinio Sist (ed.), Stéphanie Carrière (ed.), Pia Parolin (ed.), Pierre-Michel Forget (ed.). <http://agritrop.cirad.fr/581138/>.
- Blancaneaux, Philippe, et Jean-Marie Brugière. 1974. « Essai de synthèse pédo-géomorpho et sédimentologique de la Guyane française ». AP : Autres productions. Cayenne: ORSTOM.
- Boehm, Sophie, Louise Jeffery, Kelly Levin, Judit Hecke, Clea Schumer, Claire Fyson, Aman Majid, et al. 2022. « State of Climate Action 2022 ». *World Resources Institute*, octobre. <https://doi.org/10.46830/wriipt.22.00028>.
- Bohn, Friedrich J., et Andreas Huth. 2017. « The importance of forest structure to biodiversity-productivity relationships ». *Royal Society Open Science* 4 (1): 160521. <https://doi.org/10.1098/rsos.160521>.
- Bohn, Friedrich J., Felix May, et Andreas Huth. 2018. « Species Composition and Forest Structure Explain the Temperature Sensitivity Patterns of Productivity in Temperate Forests ». *Biogeosciences* 15 (6): 1795-1813. <https://doi.org/10.5194/bg-15-1795-2018>.
- Böhner, Jürgen, et Thomas Selige. 2006. « Spatial prediction of soil attributes using terrain analysis and climate regionalization ». *Gottinger Geographische Abhandlungen* 115.
- Bonan, Gordon. 2019a. *Climate Change and Terrestrial Ecosystem Modeling*. 1^{re} éd. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781107339217>.
- , éd. 2019b. « Vegetation Demography ». In *Climate Change and Terrestrial Ecosystem Modeling*, 344-64. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781107339217.020>.
- Bongers, Frans, éd. 2001. *Nouragues: dynamics and plant-animal interactions in a neotropical rainforest*. Monographiae biologicae, v. 80. Dordrecht ; Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Borowska, Agnieszka, Diana Giurghita, et Dirk Husmeier. 2021. « Gaussian Process Enhanced Semi-Automatic Approximate Bayesian Computation: Parameter Inference in a Stochastic Differential Equation System for Chemotaxis ». *Journal of Computational Physics* 429 (mars):109999. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2020.109999>.
- Boulding, Kenneth E. 1966. « The Economics of the Coming Spaceship Earth ». In *Environmental Quality in a Growing Economy*, 3-14. Washington, D.C., United States of America: Johns Hopkins University Press. https://arachnid.biosci.utexas.edu/courses/THOC/Readings/Boulding_SpaceshipEarth.pdf.

- Boulet, René, Jean-Marie Brugière, et François-Xavier Humbel. 1979. « Relations entre organisation des sols et dynamique de l'eau en Guyane française septentrionale : Conséquences agronomiques d'une évolution déterminée par un déséquilibre d'origine principalement tectonique ». *Science du Sol : Bulletin de l'AFES*, n° 1, 3-18.
- Bousfield, Christopher G., Mike R. Massam, Ileana A. Acosta, Carlos A. Peres, et David P. Edwards. 2021. « Land-Sharing Logging Is More Profitable than Land Sparing in the Brazilian Amazon ». *Environmental Research Letters* 16 (11): 114002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac2b5f>.
- Boutaud, Aurélien, et Natacha Gondran. 2018. *L'empreinte écologique*. Nouvelle édition. Collection Repères Écologie 527. Paris: La Découverte.
- Bouvard, J. M. 1989. « Le Centre de Recherche-Formation forêts-bois tropicaux de l'ENGREF à Kourou (Guyane) ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 220 (juin):93-96. <https://doi.org/10.19182/bft1989.220.a19636>.
- Bouvard, Jean-Marc. 1986. « Expertise et plan de restructuration de la compagnie guyanaise des bois ». Kourou, France: Centre de recherche-formation forêts/bois tropicaux ENGREF Kourou.
- Brienen, Roel, Oliver Phillips, Ted Feldpausch, Manuel Gloor, T. Baker, Jonathan Lloyd, Gabriela Lopez-Gonzalez, et al. 2015. « Long-term decline of the Amazon carbon sink ». *Nature* 519 (mars):344. <https://doi.org/10.1038/nature14283>.
- Brousseau, Louise, Damien Bonal, Jeremy Cigna, et Ivan Scotti. 2013. « Highly local environmental variability promotes intrapopulation divergence of quantitative traits: an example from tropical rain forest trees ». *Annals of Botany* 112 (6): 1169-79. <https://doi.org/10.1093/aob/mct176>.
- Brousseau, Louise, Paul V. A. Fine, Erwin Dreyer, Giovanni G. Vendramin, et Ivan Scotti. 2021. « Genomic and Phenotypic Divergence Unveils Microgeographic Adaptation in the Amazonian Hyperdominant Tree *Eperua Falcata* Aubl. (Fabaceae) ». *Molecular Ecology* 30 (5): 1136-54. <https://doi.org/10.1111/mec.15595>.
- Bruening, Jamis M., Rico Fischer, Friedrich J. Bohn, John Armston, Amanda H. Armstrong, Nikolai Knapp, Hao Tang, Andreas Huth, et Ralph Dubayah. 2021. « Challenges to Aboveground Biomass Prediction from Waveform Lidar ». *Environmental Research Letters* 16 (12): 125013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac3cec>.
- Bruins, Randall JF, Timothy J Canfield, Clifford Duke, Larry Kapustka, Amanda M Nahlik, et Ralf B Schäfer. 2017. « Using Ecological Production Functions to Link Ecological Processes to Ecosystem Services ». *Integrated Environmental Assessment and Management* 13 (1): 52-61. <https://doi.org/10.1002/ieam.1842>.
- Bruleaux, A. M. 1989. « Deux productions passées de la forêt guyanaise. L'essence de bois de rose et la gomme de balata ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 219 (mars):99-113. <https://doi.org/10.19182/bft1989.219.a19651>.
- Brun, Philipp, Niklaus E. Zimmermann, Catherine H. Graham, Sébastien Lavergne, Loïc Pellissier, Tamara Münkemüller, et Wilfried Thuiller. 2019. « The Productivity-Biodiversity Relationship Varies across Diversity Dimensions ». *Nature Communications* 10 (1): 5691. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13678-1>.
- Brunaux, Olivier, et David Binet. 2014. « Evaluation des ressources forestières mondiales 2015 - Rapport national : Guyane Française ». Rapport national FAO. Evaluation des ressources forestières mondiales 2015. Rome: Food and Agriculture Organization of United Nations. <http://www.fao.org/3/a-az215f.pdf>.
- Buck, Arden L. 1981. « New Equations for Computing Vapor Pressure and Enhancement Factor ». *Journal of Applied Meteorology (1962-1982)* 20 (12): 1527-32. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1981\)020<1527:NEFCVP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1981)020<1527:NEFCVP>2.0.CO;2).
- Buck, Ryan, et Lluvia Flores-Rentería. 2022a. « The Syngameon Enigma ». *Plants* 11 (7): 895. <https://doi.org/10.3390/plants11070895>.
- . 2022b. « The Syngameon Enigma ». *Plants* 11 (7): 895. <https://doi.org/10.3390/plants11070895>.
- Bugmann, Harald, et Rupert Seidl. 2022. « The Evolution, Complexity and Diversity of Models of Long-Term Forest Dynamics ». *Journal of Ecology* 110 (10): 2288-2307. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13989>.
- Buoniorno, Joseph. 1996. « Forest sector modeling: a synthesis of econometrics, mathematical programming, and system dynamics methods ». *International Journal of Forecasting* 12 (3): 329-43. [https://doi.org/10.1016/0169-2070\(96\)00668-1](https://doi.org/10.1016/0169-2070(96)00668-1).
- Bürkner, Paul-Christian. 2017. « Brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan ». *Journal of Statistical Software* 80 (août):1-28. <https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01>.
- Buuren, Stef van. 2021. *Flexible Imputation of Missing Data*. Second edition. Chapman & Hall/CRC Interdisciplinary Statistics Series. Boca Raton: Chapman & Hall/CRC.

C.

- Calvin, Katherine, Dipak Dasgupta, Gerhard Krinner, Aditi Mukherji, Peter W. Thorne, Christopher Trisos, José Romero, et al. 2023. « IPCC, 2023: Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland. » First. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>.
- Cambon, Marine C., Dinia Cartry, Emilie Chancerel, Camille Ziegler, Sebastien Levionnois, Sabrina Coste, Clément Stahl, et al. 2022. « Drought Tolerance Traits in Neotropical Trees Correlate with the Composition of Phyllosphere Fungal Communities ». *Phytobiomes Journal*, juin, PBIOMES-04-22-0023-R. <https://doi.org/10.1094/PBIOMES-04-22-0023-R>.
- Campolongo, Francesca, Jessica Cariboni, et Andrea Saltelli. 2007. « An Effective Screening Design for Sensitivity Analysis of Large Models ». *Environmental Modelling & Software*, Modelling, computer-assisted simulations, and mapping of dangerous phenomena for hazard assessment, 22 (10): 1509-18. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.10.004>.
- Caron, Henri, Jean-François Molino, Daniel Sabatier, Patrick Léger, Philippe Chaumeil, Caroline Scotti-Saintagne, Jean-Marc Frigério, Ivan Scotti, Alain Franc, et Rémy J. Petit. 2019. « Chloroplast DNA Variation in a Hyperdiverse Tropical Tree Community ». *Ecology and Evolution* 9 (8): 4897-4905. <https://doi.org/10.1002/ece3.5096>.
- Carrasco, Luis, Xingli Giam, Monica Papeş, et Kimberly S. Sheldon. 2019. « Metrics of Lidar-Derived 3D Vegetation Structure Reveal Contrasting Effects of Horizontal and Vertical Forest Heterogeneity on Bird Species Richness ». *Remote Sensing* 11 (7): 743. <https://doi.org/10.3390/rs11070743>.
- Carvalho, Raquel L., Angelica F. Resende, Jos Barlow, Filipe M. França, Mario R. Moura, Rafaella Maciel, Fernanda Alves-Martins, et al. 2023. « Pervasive gaps in Amazonian ecological research ». *Current Biology* 33 (16): 3495-3504.e4. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.06.077>.
- Cassard, D., M. Billa, A. Lambert, J. -C. Picot, Y. Husson, J. -L. Lasserre, et C. Delor. 2008. « Gold predictivity mapping in French Guiana using an expert-guided data-driven approach based on a regional-scale GIS ». *Ore Geology Reviews* 34 (3): 471-500. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2008.06.001>.
- Catinot, René. 1994. *Le Centre technique forestier tropical 1916-1984*. CIRAD. <https://agritrop.cirad.fr/311976/>.
- Centre Technique Forestier Tropical. 1972. « Scieries et industries du bois en Guyane : Problèmes et perspectives ». Nogent-sur-marne, France: Office National des Forêts.
- . 1987. « Projet de commercialisation des bois guyanais sous une marque collective Deuxième partie - Prescription administratives et techniques réglementant l'utilisation de la marque collective "Bois Guyanais Classé" ». Rapport. Kourou, France: Centre Technique Forestier Tropical.
- . 1989. « Etude des peuplement naturels en forêt dense guyanaise ». Rapport 03239bis. Kourou, France: Centre Technique Forestier Tropical.
- Chadès, Iadine, Sam Nicol, Tracy M. Rout, Martin Péron, Yann Dujardin, Jean-Baptiste Pichancourt, Alan Hastings, et Cindy E. Hauser. 2017. « Optimization Methods to Solve Adaptive Management Problems ». *Theoretical Ecology* 10 (1): 1-20. <https://doi.org/10.1007/s12080-016-0313-0>.
- Chalom, Andre, et Paulo Inácio Prado. 2017. « pse: Parameter Space Exploration with Latin Hypercubes ». R package. R. <https://github.com/andrechalom/pse>.
- Chase, Jonathan M., et Mathew A. Leibold. 2004. « Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches ». *Biodiversity and Conservation* 13 (9): 1791-93. <https://doi.org/10.1023/b:bioc.0000029366.24837.fc>.
- Chaudhary, Abhishek, Zuzana Burivalova, Lian Pin Koh, et Stefanie Hellweg. 2016. « Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs ». *Scientific Reports* 6 (1): 23954. <https://doi.org/10.1038/srep23954>.
- Chave, J., J. Olivier, F. J. J. M. Bongers, P. Chatelet, P. M. Forget, P. J. van der Meer, N. Norden, B. Riera, et P. Charles-Dominique. 2008. « Above-Ground Biomass and Productivity in a Rain Forest of Eastern South America ». *Journal of Tropical Ecology* 24:355-66. <https://doi.org/10.1017/S0266467408005075>.
- Chave, Jérôme. 1999. « Study of Structural, Successional and Spatial Patterns in Tropical Rain Forests Using TROLL, a Spatially Explicit Forest Model ». *Ecological Modelling* 124 (2): 233-54. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(99\)00171-4](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(99)00171-4).

- Chave, Jerome, David Coomes, Steven Jansen, Simon L. Lewis, Nathan G. Swenson, et Amy E. Zanne. 2009. « Towards a Worldwide Wood Economics Spectrum ». *Ecology Letters* 12 (4): 351-66. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>.
- Chave, Jérôme, Maxime Réjou-Méchain, Alberto Búrquez, Emmanuel Chidumayo, Matthew S. Colgan, Wellington B.C. Delitti, Alvaro Duque, et al. 2014. « Improved Allometric Models to Estimate the Aboveground Biomass of Tropical Trees ». *Global Change Biology* 20 (10): 3177-90. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>.
- Chazdon, Robin, et Pedro Brancalion. 2019. « Restoring forests as a means to many ends ». *Science* 365 (6448): 24-25. <https://doi.org/10.1126/science.aax9539>.
- Chiachío Ruano, Juan, Manuel Chiachío Ruano, et Shankar Sankararaman, éd. 2022. *Bayesian Inverse Problems: Fundamentals and Engineering Applications*. First edition. Boca Raton London New York: CRC Press.
- Claeys, Florian. 2018. « Impacts du changement climatique sur la durabilité de l'exploitation forestière en Afrique centrale ». Thesis, AgroParisTech. République centrafricaine. <https://agritrop.cirad.fr/591402/>.
- Clark, David B., Paulo C. Olivas, Steven F. Oberbauer, Deborah A. Clark, et Michael G. Ryan. 2008. « First Direct Landscape-Scale Measurement of Tropical Rain Forest Leaf Area Index, a Key Driver of Global Primary Productivity ». *Ecology Letters* 11 (2): 163-72. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01134.x>.
- Coenen, Lars, Paul Benneworth, et Bernhard Truffer. 2012. « Toward a spatial perspective on sustainability transitions ». *Research Policy*, Special Section on Sustainability Transitions, 41 (6): 968-79. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2012.02.014>.
- Collectif. 2005. « Orientation Régionales Forestières de la Guyane - 2005 ». Orientations Régionales Forstières de la Guyane. Cayenne: Direction de l'agriculture et de la forêt.
- . 2009. « Programme régional de mise en valeur forestière pour la production de bois d'oeuvre de Guyane 2009 - 2013 ». Programme régional forêt-bois de Guyane. Cayenne: Office National des Forêts.
- . 2013. « Programme régional de mise en valeur forestière pour la production de bois d'oeuvre de Guyane 2013 - 2017 ». Cayenne, France: Office National des Forêts.
- . 2014. « Programme Opérationnel FEDER-FSE Guyane Conseil Régional 2014-2020 ». 2014FR16M2OP011. Bruxelles: Conseil Européen.
- . 2015. « Programme régional de mise en valeur forestière pour la production de bois d'oeuvre de Guyane 2015 - 2019 ». Programme régional forêt-bois de Guyane. Cayenne: Office National des Forêts.
- Collen, Ben, Mala Ram, Tara Zamin, et Louise McRae. 2008. « The Tropical Biodiversity Data Gap: Addressing Disparity in Global Monitoring ». *Tropical Conservation Science* 1 (2): 75-88. <https://doi.org/10.1177/194008290800100202>.
- COMAFI. 1993. « La filière bois en Guyane ». Cayenne, France: Cabinet Bary & associés.
- Conrad, O., B. Bechtel, M. Bock, H. Dietrich, E. Fischer, L. Gerlitz, J. Wehberg, V. Wichmann, et J. Böhner. 2015a. « System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4 ». *Geoscientific Model Development* 8 (7): 1991-2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>.
- . 2015b. « System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4 ». *Geoscientific Model Development* 8 (7): 1991-2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>.
- Cooper, Gregory. 2018. « Social-Ecological Tipping Points in World Deltas: Designing a Safe and Just Operating Space for the Chilika Lagoon Fishery, India ». Phd, University of Southampton. <https://eprints.soton.ac.uk/421929/>.
- Cooper, Gregory S., et John A. Dearing. 2019. « Modelling Future Safe and Just Operating Spaces in Regional Social-Ecological Systems ». *Science of The Total Environment* 651 (février):2105-17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.118>.
- Costa, Flavia R. C., Juliana Schietti, Scott C. Stark, et Marielle N. Smith. 2023. « The Other Side of Tropical Forest Drought: Do Shallow Water Table Regions of Amazonia Act as Large-Scale Hydrological Refugia from Drought? » *New Phytologist* 237 (3): 714-33. <https://doi.org/10.1111/nph.17914>.
- Costanza, Robert, Ralph d'Arge, Rudolf de Groot, Stephen Farber, Monica Grasso, Bruce Hannon, Karin Limburg, et al. 1997. « The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital ». *Nature* 387 (6630): 253-60. <https://doi.org/10.1038/387253a0>.

- Costey, Paul. 2004. « Pierre Bourdieu, penseur de la pratique ». *Tracés. Revue de Sciences humaines*, n° 7 (décembre), 11-25. <https://doi.org/10.4000/traces.2773>.
- Cox, G. M., J. M. Gibbons, A. T. A. Wood, J. Craigon, S. J. Ramsden, et N. M. J. Crout. 2006. « Towards the systematic simplification of mechanistic models ». *Ecological Modelling* 198 (1): 240-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.016>.
- Cox, P. M., R. A. Betts, M. Collins, P. P. Harris, C. Huntingford, et C. D. Jones. 2004. « Amazonian Forest Dieback under Climate-Carbon Cycle Projections for the 21st Century ». *Theoretical and Applied Climatology* 78 (1): 137-56. <https://doi.org/10.1007/s00704-004-0049-4>.
- Cranko Page, Jon, Gab Abramowitz, Martin. G. De Kauwe, et Andy J. Pitman. 2024. « Are Plant Functional Types Fit for Purpose? » *Geophysical Research Letters* 51 (1): e2023GL104962. <https://doi.org/10.1029/2023GL104962>.
- Cranmer, Kyle, Johann Brehmer, et Gilles Louppe. 2020. « The frontier of simulation-based inference ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117 (48): 30055-62. <https://doi.org/10.1073/pnas.1912789117>.
- CTBF Guyane. 2020. « La Filière Forêt et Bois en Guyane Bilan des activités à fin 2020 ». Cours présenté à Module Forêt Tropicale Humide AgroParisTech, Kourou, France, septembre. https://web.archive.org/web/20230603085004/https://www.ecofog.gf/IMG/pdf/1.filiere_foret_bois_en_guyane_bilan_a_fin_2020_maj_25_10_2021.pdf.
- D.**
- DAF Guyane. 2005. *Ordonnance n°2005-867 du 28 juillet 2005 portant actualisation et adaptation du droit domanial, du droit foncier et du droit forestier applicables en Guyane. Code Forestier.*
- Dalagnol, Ricardo, Fabien H. Wagner, Lênio S. Galvão, Annia S. Streher, Oliver L. Phillips, Emanuel Gloor, Thomas A. M. Pugh, Jean P. H. B. Ometto, et Luiz E. O. C. Aragão. 2021. « Large-Scale Variations in the Dynamics of Amazon Forest Canopy Gaps from Airborne Lidar Data and Opportunities for Tree Mortality Estimates ». *Scientific Reports* 11 (1): 1388. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-80809-w>.
- Dalois, Claude. 1990. *Manuel de sciage et d'affûtage*. 2^e éd. rev. et Corr. Nogent-sur-Marne: Centre Technique Forestier Tropical.
- Daly, Herman E. 1990. « Toward Some Operational Principles of Sustainable Development ». *Ecological Economics* 2 (1): 1-6. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(90\)90010-r](https://doi.org/10.1016/0921-8009(90)90010-r).
- Dang, Hai-Anh, Dean Jolliffe, et Calogero Carletto. 2019. « Data Gaps, Data Incomparability, and Data Imputation: A Review of Poverty Measurement Methods for Data-Scarce Environments ». *Journal of Economic Surveys* 33 (3): 757-97. <https://doi.org/10.1111/joes.12307>.
- Dasgupta, Partha, et Karl-Göran Mäler, éd. 2004. *The Economics of Non-Convex Ecosystems*. The Economics of Non-Market Goods and Resources. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/1-4020-2515-7>.
- Davidson, Ana D., Kevin T. Shoemaker, Ben Weinstein, Gabriel C. Costa, Thomas M. Brooks, Gerardo Ceballos, Volker C. Radeloff, Carlo Rondinini, et Catherine H. Graham. 2017. « Geography of Current and Future Global Mammal Extinction Risk ». *PLOS ONE* 12 (11): e0186934. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186934>.
- Davy, Richard, et Erik Kusch. 2021. « Reconciling high resolution climate datasets using KrigR ». *Environmental Research Letters* 16 (12): 124040. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac39bf>.
- Deacon, Robert T. 1994. « Deforestation and the Rule of Law in a Cross-Section of Countries ». *Land Economics* 70 (4): 414-30. <https://doi.org/10.2307/3146638>.
- Dearing, John A., Rong Wang, Ke Zhang, James G. Dyke, Helmut Haberl, Md. Sarwar Hossain, Peter G. Langdon, et al. 2014. « Safe and just operating spaces for regional social-ecological systems ». *Global Environmental Change* 28 (septembre):227-38. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.012>.
- DeArmond, Daniel, Fabiano Emmert, Adriano José Nogueira Lima, et Niro Higuchi. 2019. « Impacts of soil compaction persist 30 years after logging operations in the Amazon Basin ». *Soil and Tillage Research* 189 (juin):207-16. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.01.010>.
- DeArmond, Daniel, Fabiano Emmert, Alberto C. M. Pinto, Adriano J. N. Lima, et Niro Higuchi. 2023. « A Systematic Review of Logging Impacts in the Amazon Biome ». *Forests* 14 (1): 81. <https://doi.org/10.3390/f14010081>.
- DeArmond, Daniel, João B.S. Ferraz, et Niro Higuchi. 2021. « Natural recovery of skid trails: a review ». *Canadian Journal of Forest Research* 51 (7): 948-61. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0419>.

- Deboeck, Pascal R. 2010. « Estimating Dynamical Systems: Derivative Estimation Hints From Sir Ronald A. Fisher ». *Multivariate Behavioral Research* 45 (4): 725-45. <https://doi.org/10.1080/00273171.2010.498294>.
- Degen, B., E. Bandou, et H. Caron. 2004. « Limited Pollen Dispersal and Biparental Inbreeding in *Symphonia Globulifera* in French Guiana ». *Heredity* 93 (6): 585-91. <https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800560>.
- Deith, Mairin C. M., et Jedediah F. Brodie. 2020. « Predicting Defaunation: Accurately Mapping Bushmeat Hunting Pressure over Large Areas ». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 287 (1922): 20192677. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2677>.
- Delage, Patrick, Henri Montcerisier, et Philippe Netter. 1995. « Audit de la filière bois en Guyane ». Rapport d'expertise bureau d'étude. Clermont-Ferrand, France: Sarl Bois Services Promotion.
- Delhaye, Guillaume, David Bauman, Maxime Séleck, Edouard Ilunga, Grégory Mahy, et Pierre Meerts. 2020. « Interspecific trait integration increases with environmental harshness: A case study along a metal toxicity gradient ». *Functional Ecology* 34 (avril). <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13570>.
- Demay, Lionel. 1998. « Etude de la qualité des bois guyanais sur pied et leur suivi de leur transformation en scierie ». Rapport de stage. Cellule conseil en aménagement forestier et utilisation des bois. Kourou, France: Ecole Nationale du Génie Rurale, des Eaux et des Forêts.
- Deneuve, Thierry, et Floriane Deneuve-Mayer. 2022. « Exploitation mixte en Guyane française ». Saint-Georges de l'Oyapock, France: PiR2.
- Denis, Mongin, Uribe Adriana, et Courvoisier Delphine. 2021. « doremi: Dynamics of Return to Equilibrium During Multiple Inputs ». <https://cran.r-project.org/web/packages/doremi/index.html>.
- Dent, Daisy H., et Sergio Estrada-Villegas. 2021. « Uniting Niche Differentiation and Dispersal Limitation Predicts Tropical Forest Succession ». *Trends in Ecology & Evolution* 36 (8): 700-708. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.04.001>.
- Derroire, Geraldine, Vincyane Badouard, Daniela Nemetschek, Margaux Rojat, et Eric Marcon. 2023. « Projet ManagForRes - Effet de la gestion forestière sur la réponse des écosystèmes forestiers guyanais aux changements climatiques - Rapport Final ». Rapport final. Kourou, France: UMR EcoFoG. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.21917.69605/1>.
- Derroire, Géraldine, Camille Piponiot, Laurent Descroix, Caroline Bedeau, Stéphane Traissac, Olivier Brunaux, et Bruno Hérault. 2021. « Prospective carbon balance of the wood sector in a tropical forest territory using a temporally-explicit model ». *Forest Ecology and Management* 497 (octobre):119532. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119532>.
- Destremau, D. X. 1992. « Historique de l'exploitation forestière en Guyane ». Rapport. Cayenne, France: ONF Direction régionale Guyane. 9 - Politique forestière. AgroParisTech-Kourou. https://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=150977.
- Détienne, Pierre, Daniel Fouquet, et Bernard Parant. 1989. « Les bois guyanais. Propriétés et utilisations ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 219 (mars):125-43. <https://doi.org/10.19182/bft1989.219.a19642>.
- Devictor, Vincent, Joanne Clavel, Romain Julliard, Sébastien Lavergne, David Mouillot, Wilfried Thuiller, Patrick Venail, Sébastien Villéger, et Nicolas Mouquet. 2010. « Defining and Measuring Ecological Specialization ». *Journal of Applied Ecology* 47 (1): 15-25. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01744.x>.
- Dezecache, Camille, Emmanuel Faure, Valéry Gond, Jean-Michel Salles, Ghislain Vieilledent, et Bruno Hérault. 2017. « Gold-rush in a forested El Dorado: Deforestation leakages and the need for regional cooperation ». *Environmental Research Letters* 12 (février):19. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6082>.
- Dezecache, Camille, Jean-Michel Salles, Ghislain Vieilledent, et Bruno Hérault. 2017a. « Moving forward socio-economically focused models of deforestation ». *Global Change Biology* 23 (septembre):3484-3500. <https://doi.org/10.1111/gcb.13611>.
- . 2017b. « Moving forward socio-economically focused models of deforestation ». *Global Change Biology* 23 (septembre):3484-3500. <https://doi.org/10.1111/gcb.13611>.
- Dijkstra, E. W. 1959. « A Note on Two Problems in Connexion with Graphs ». *Numerische Mathematik* 1 (1): 269-71. <https://doi.org/10.1007/BF01386390>.
- Dionisio, Luiz Fernandes Silva, Gustavo Schwartz, Lucas Mazzei, José do Carmo Lopes, Graciliano Galdino Alves dos Santos, et Francisco de Assis Oliveira. 2017. « Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia ». *Forest Ecology and Management* 401 (octobre):1-7. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.060>.

- Do Nascimento, N. R., E. Fritsch, G. T. Bueno, M. Bardy, C. Grimaldi, et A. J. Melfi. 2008. « Podzolization as a Deferralization Process: Dynamics and Chemistry of Ground and Surface Waters in an Acrisol – Podzol Sequence of the Upper Amazon Basin ». *European Journal of Soil Science* 59 (5): 911-24. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01049.x>.
- Doat, J. 1989. « Les bois guyanais, source de charbon de bois ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 220 (juin):84-88. <https://doi.org/10.19182/bft1989.220.a19634>.
- Domencich, Thomas A., et Daniel McFadden. 1975. *Urban travel demand: a behavioral analysis: a Charles River Associates research study*. Contributions to economic analysis 93. Amsterdam : New York: North-Holland Pub. Co. ; American Elsevier.
- Domingues, Tomas Ferreira, Patrick Meir, Ted R. Feldpausch, Gustavo Saiz, Elmar M. Veenendaal, Franziska Schrodt, Michael Bird, et al. 2010. « Co-Limitation of Photosynthetic Capacity by Nitrogen and Phosphorus in West Africa Woodlands: Nutrients Constraints on Photosynthesis in African Woodlands ». *Plant, Cell & Environment* 33 (6): 959-80. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02119.x>.
- Domke, Grant, Andrea Brandon, Rodol Diaz-Lasco, Sandro Federici, Emilio Garcia-Apaza, Giacomo Grassi, Thomas Gschwantner, et al. 2019. « 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 4: Forest Land ». In *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 4-Agriculture, Forestry and Other Land Use.:70. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Hayama, Kanagawa, Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch04_Forest%20Land.pdf.
- Donges, Jonathan F., et Wolfram Barfuss. 2017. « From Math to Metaphors and Back Again: Social-Ecological Resilience from a Multi-Agent-Environment Perspective ». *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 26 (1): 182-90. <https://doi.org/10.14512/gaia.26.s1.5>.
- Donoho, David. 2000. « High-Dimensional Data Analysis: The Curses and Blessings of Dimensionality ». *AMS Math Challenges Lecture*, janvier, 1-32.
- Doughty, Christopher E., Camille Gaillard, Patrick Burns, Jenna M. Keany, Andrew J. Abraham, Yadvinder Malhi, Jesus Aguirre-Gutierrez, et al. 2023. « Tropical Forests Are Mainly Unstratified Especially in Amazonia and Regions with Lower Fertility or Higher Temperatures ». *Environmental Research: Ecology* 2 (3): 035002. <https://doi.org/10.1088/2752-664X/ace723>.
- Drechsler, Martin. 2020a. *Ecological-Economic Modelling for Biodiversity Conservation*. Ecology, Biodiversity and Conservation. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108662963>.
- . 2020b. « Model-Based Integration of Ecology and Socio-Economics for the Management of Biodiversity and Ecosystem Services: State of the Art, Diversity and Current Trends ». *Environmental Modelling & Software* 134 (décembre):104892. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104892>.
- Drechsler, Martin, Volker Grimm, Jaroslav Mysiak, et Frank Wätzold. 2007. « Differences and Similarities between Ecological and Economic Models for Biodiversity Conservation ». *Ecological Economics*, Special Section: Ecological-economic modelling for designing and evaluating biodiversity conservation policies, 62 (2): 232-41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.03.026>.
- Drolet, Emilie. 2020. « Identification des zones de contrainte de drainage aux opérations forestières à l'aide des données lidar ». Laval, Canada: Université Laval. <http://hdl.handle.net/20.500.11794/67511>.
- Drupp, Moritz A., Stefan Baumgärtner, Moritz Meyer, Martin F. Quaas, et Henrik von Wehrden. 2020. « Between Ostrom and Nordhaus: The Research Landscape of Sustainability Economics ». *Ecological Economics* 172 (juin):106620. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106620>.
- Dudney, Joan, et Katharine N. Suding. 2020. « The Elusive Search for Tipping Points ». *Nature Ecology & Evolution* 4 (11): 1449-50. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1273-8>.
- Dujardin, Yann, et Iadine Chadès. 2016. « Solving multi-objective optimization problems in conservation with the reference point method ». *PLOS ONE* 13 (novembre). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190748>.
- Durán, Sandra M., Roberta E. Martin, Sandra Díaz, Brian S. Maitner, Yadvinder Malhi, Norma Salinas, Alexander Shenkin, et al. 2019. « Informing Trait-Based Ecology by Assessing Remotely Sensed Functional Diversity across a Broad Tropical Temperature Gradient ». *Science Advances* 5 (12): eaaw8114. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaw8114>.
- Dutrève, Bruno, Catherine Julliot, et Olivier Brunaux. 2001. « Biodiversité et aménagement forestier en Guyane : approche méthodologique ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 269 (septembre):65-75. <https://doi.org/10.19182/bft2001.269.a20093>.
- Dwiputra, Adrian, Nicholas C. Coops, et Naomi B. Schwartz. 2023. « GEDI Waveform Metrics in Vegetation Mapping—a Case Study from a Heterogeneous Tropical Forest Landscape ». *Environmental Research Letters* 18 (1): 015007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acad8d>.

Dykstra, Dennis P., et R. Heinrich. 1996. *FAO model code of forest harvesting practice*. Rome : Lanham, MD: Food and Agriculture Organization of the United Nations ; UNIPUB [distributor].

E.

Edwards, David P., Joseph A. Tobias, Douglas Sheil, Erik Meijaard, et William F. Laurance. 2014a. « Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests ». *Trends in Ecology & Evolution* 29 (9): 511-20. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>.

———. 2014b. « Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests ». *Trends in Ecology & Evolution* 29 (9): 511-20. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>.

Eklund, Jana, et Sune Karlsson. 2007. « Computational Efficiency in Bayesian Model and Variable Selection ». *Economics, Economics, , mai*. <https://ideas.repec.org/p/ice/wpaper/wp35.html>.

Elmqvist, Thomas, Carl Folke, Magnus Nyström, Garry Peterson, Jan Bengtsson, Brian Walker, et Jon Norberg. 2003. « Response Diversity, Ecosystem Change, and Resilience ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 1 (9): 488-94. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0488:RDECAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2).

Engelbrecht, Bettina M. J., Liza S. Comita, Richard Condit, Thomas A. Kursar, Melvin T. Tyree, Benjamin L. Turner, et Stephen P. Hubbell. 2007. « Drought Sensitivity Shapes Species Distribution Patterns in Tropical Forests ». *Nature* 447 (7140): 80-82. <https://doi.org/10.1038/nature05747>.

Enquist, Brian J., Jon Norberg, Stephen P. Bonser, Cyrille Violle, Colleen T. Webb, Amanda Henderson, Lindsey L. Sloat, et Van M. Savage. 2015. « Scaling from Traits to Ecosystems ». In *Advances in Ecological Research*, 52:249-318. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.02.001>.

Esquivel-Muelbert, Adriane, Timothy R. Baker, Kyle G. Dexter, Simon L. Lewis, Roel J. W. Brienen, Ted R. Feldpausch, Jon Lloyd, et al. 2019. « Compositional Response of Amazon Forests to Climate Change ». *Global Change Biology* 25 (1): 39-56. <https://doi.org/10.1111/gcb.14413>.

Estivals, Martin. 2021. « Durabilité d'exploitation du Domaine Forestier Permanent en Guyane Française Approche par modélisation de la dynamique forestière et analyse coût-bénéfice ». Rapport de stage. Cayenne, France: Polytech Clermont-Ferrand.

Etten, Jacob van, Kauê de Sousa, Andrew Marx [cre, et ctb. 2023. « gdistance: Distances and Routes on Geographical Grids ». <https://cran.r-project.org/web/packages/gdistance/index.html>.

Evans, Matthew R. 2012. « Modelling ecological systems in a changing world ». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367 (1586): 181-90. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0172>.

F.

Fagerland, Morten W., Stian Lydersen, et Petter Laake. 2017. *Statistical Analysis of Contingency Tables*. Boca Raton London New York: CRC Press, Taylor & Francis Group.

Fagerland, Morten Wang, Stian Lydersen, Petter Laake, Waldir Leoncio, Ole Christian Lingjærde, et Brad J. Biggerstaff. 2023. « contingencytables: Statistical Analysis of Contingency Tables ». <https://cran.r-project.org/web/packages/contingencytables/index.html>.

Falster, Daniel S., Åke Brännström, Mark Westoby, et Ulf Dieckmann. 2015. « Multi-Trait Eco-Evolutionary Dynamics Explain Niche Diversity and Evolved Neutrality in Forests ». Preprint. Ecology. <https://doi.org/10.1101/014605>.

Falster, Daniel S., Åke Brännström, Mark Westoby, et Ulf Dieckmann. 2017. « Multitrait Successional Forest Dynamics Enable Diverse Competitive Coexistence ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114 (13): E2719-28. <https://doi.org/10.1073/pnas.1610206114>.

Falster, Daniel S., Remko A. Duursma, et Richard G. FitzJohn. 2016. « Trajectories: How Functional Traits Influence Plant Growth and Shade Tolerance across the Life-Cycle ». Preprint. Ecology. <https://doi.org/10.1101/083451>.

Falster, Daniel S., Richard G. FitzJohn, Åke Brännström, Ulf Dieckmann, et Mark Westoby. 2016. « Plant: A Package for Modelling Forest Trait Ecology and Evolution ». Édité par Sean McMahon. *Methods in Ecology and Evolution* 7 (2): 136-46. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12525>.

Fan, Y., M. Clark, D. M. Lawrence, S. Swenson, L. E. Band, S. L. Brantley, P. D. Brooks, et al. 2019. « Hillslope Hydrology in Global Change Research and Earth System Modeling ». *Water Resources Research* 55 (2): 1737-72. <https://doi.org/10.1029/2018WR023903>.

- FAO. 2004. « Reduced Impact Logging in Tropical Forests: Literature Synthesis, Analysis and Prototype Statistical Framework. Forest Harvesting and Engineerin Programme. » Working Paper 1. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of United Nations.
- . 2018. *The State of the World's Forests 2018: Forest Pathways to Sustainable Development*. The State of the World's Forests (SOFO) 2018. Rome, Italy: FAO. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/19535EN>.
- . 2020. *Global Forest Resources Assessment 2020: Main Report*. Rome, Italy: FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>.
- . 2022. *The State of the World's Forests 2022: Forest Pathways for Green Recovery and Building Inclusive, Resilient and Sustainable Economies*. La Situation Des Forêts Du Monde (SOFO) 2022. Rome, Italy: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb9360en>.
- FAO and UNEP. 2020. *The State of the World's Forests 2020: Forests, Biodiversity and People*. The State of the World's Forests (SOFO) 2020. Rome, Italy: FAO and UNEP. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>.
- Farquhar, G. D., S. Von Caemmerer, et J. A. Berry. 1980. « A Biochemical Model of Photosynthetic CO₂ Assimilation in Leaves of C₃ Species ». *Planta* 149 (1): 78-90. <https://doi.org/10.1007/BF00386231>.
- Farrior, C. E., S. A. Bohlman, S. Hubbell, et S. W. Pacala. 2016. « Dominance of the Suppressed: Power-Law Size Structure in Tropical Forests ». *Science* 351 (6269): 155-57. <https://doi.org/10.1126/science.aad0592>.
- Favrillon, Vincent. 1994. « Classification des espèces arborées en groupes fonctionnels en vue de la réalisation d'un modèle de dynamique de peuplement en forêt guyanaise ». *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)* 49 (4): 379-403. <https://doi.org/10.3406/revec.1994.2149>.
- . 1995. « Modèle matriciel déterministe en temps discret. Application à l'étude de la dynamique d'un peuplement forestier tropicale humide (Guyane Française) ». Lyon: Université de Lyon 1.
- Fayad, Ibrahim, Nicolas Baghdadi, Jean-Stéphane Bailly, Nicolas Barbier, Valéry Gond, Mahmoud Hajj, Frédéric Fabre, et Bernard Bourguine. 2014. « Canopy Height Estimation in French Guiana with LiDAR ICESat/GLAS Data Using Principal Component Analysis and Random Forest Regressions ». *Remote Sensing* 6 (12): 11883-914. <https://doi.org/10.3390/rs61211883>.
- Fayad, Ibrahim, Nicolas Baghdadi, Stéphane Guitet, Jean Stéphane Bailly, Bruno Héroult, Valéry Gond, Mahmoud El Hajj, et Dinh Ho Tong Minh. 2016. *Aboveground Biomass Mapping in French Guiana by Combining Remote Sensing, Forest Inventories and Environmental Data*. Vol. 52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2016.07.015>.
- Fayad, Ibrahim, Nicolas Baghdadi, et Kamel Lahssini. 2022. « An Assessment of the GEDI Lasers' Capabilities in Detecting Canopy Tops and Their Penetration in a Densely Vegetated, Tropical Area ». *Remote Sensing* 14 (juillet). <https://doi.org/10.3390/rs14132969>.
- Fayolle, Adeline, Grace Jopaul Loubota Panzou, Thomas Drouet, Michael D. Swaine, Sébastien Bauwens, Jason Vleminckx, Achille Biwole, Philippe Lejeune, et Jean-Louis Doucet. 2016. « Taller trees, denser stands and greater biomass in semi-deciduous than in evergreen lowland central African forests ». *Forest Ecology and Management* 374 (août):42-50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.033>.
- Ferry, Bruno, Vincent Freycon, et Dominique Paget. 2003. « Genèse et fonctionnement hydrique des sols sur socle cristallin en Guyane. » *Revue Forestière Française*, n° sp, 37. <https://doi.org/10.4267/2042/5786>.
- Ferry, Bruno, François Morneau, Jean-Daniel Bontemps, Lilian Blanc, et Vincent Freycon. 2010. « Higher Treefall Rates on Slopes and Waterlogged Soils Result in Lower Stand Biomass and Productivity in a Tropical Rain Forest: Treefall and Biomass in a Tropical Rain Forest ». *Journal of Ecology* 98 (1): 106-16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01604.x>.
- Feuillette, Sarah, Harold Levrel, Stéphanie Blanquart, Olivier Gorin, Guillaume Monaco, Bruno Penisson, et Stéphane Robichon. 2015. « Évaluation monétaire des services écosystémiques. Un exemple d'usage dans la mise en place d'une politique de l'eau en France ». *Natures Sciences Sociétés* 23 (1): 14-27. <https://doi.org/10.1051/nss/2015004>.
- Fine, Paul V. A., Felipe Zapata, et Douglas C. Daly. 2014. « Investigating Processes of Neotropical Rain Forest Tree Diversification by Examining the Evolution and Historical Biogeography of the Proteaceae (Burseraceae) ». *Evolution* 68 (7): 1988-2004. <https://doi.org/10.1111/evo.12414>.
- Fischer, Joern, David J. Abson, Van Butsic, M. Jahi Chappell, Johan Ekroos, Jan Hanspach, Tobias Kuemmerle, Henrik G. Smith, et Henrik von Wehrden. 2014. « Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward ». *Conservation Letters* 7 (3): 149-57. <https://doi.org/10.1111/cons.12084>.
- Fischer, Rico, Friedrich Bohn, Mateus Dantas de Paula, Claudia Dislich, Jürgen Groeneveld, Alvaro G. Gutiérrez, Martin Kazmierczak, et al. 2016. « Lessons Learned from Applying a Forest Gap Model to Understand Ecosystem and Carbon Dynamics of Complex Tropical Forests ».

Ecological Modelling, Next generation ecological modelling, concepts, and theory: structural realism, emergence, and predictions, 326 (avril):124-33. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.11.018>.

Fisher, Fabian. 2019. « Inférence de la structure et dynamique des forêts tropicales humides avec un modèle individu-centré ». Phdthesis, Toulouse, France: Université Toulouse 3 - Paul Sabatier.

Fisher, Fabian Jörg, Isabelle Maréchaux, et Jérôme Chave. 2023. « Influence of Intraspecific Trait Variation on Mature and Successional Tropical Forest Dynamics ». Article. Toulouse, France.

Fisher, Joshua B., Deborah N. Huntzinger, Christopher R. Schwalm, et Stephen Sitch. 2014. « Modeling the Terrestrial Biosphere ». *Annual Review of Environment and Resources* 39 (1): 91-123. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012913-093456>.

Forrester, Alexander I. J., Andrés Sóbester, et A. J. Keane. 2008. *Engineering design via surrogate modelling: a practical guide*. Chichester, West Sussex, England ; Hoboken, NJ: J. Wiley.

Fortunel, Claire, Ian R. McFadden, Renato Valencia, et Nathan J. B. Kraft. 2019. « Neither Species Geographic Range Size, Climatic Envelope, nor Intraspecific Leaf Trait Variability Capture Habitat Specialization in a Hyperdiverse Amazonian Forest ». *Biotropica* 51 (3): 304-10. <https://doi.org/10.1111/btp.12643>.

Fournier, Margaux, Matilda Fuchet-Cajani, Paco Lefrançois, Zoé Siegel, et Guillaume **Salzet**. 2021. « Analyse de l'amont de la filière forêt bois de Guyane, approche sociologique ». Rapport module Forêt Tropical Humide - AgroParisTech. Kourou, France: AgroParisTech.

Fredericksen, Todd S., et William Pariona. 2002. « Effect of skidder disturbance on commercial tree regeneration in logging gaps in a Bolivian tropical forest ». *Forest Ecology and Management* 171 (3): 223-30. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00767-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00767-8).

Fritsch, E., A. J. Herbillon, N. R. Do Nascimento, M. Grimaldi, et A. J. Melfi. 2007. « From Plinthic Acrisols to Plinthosols and Gleysols: Iron and Groundwater Dynamics in the Tertiary Sediments of the Upper Amazon Basin ». *European Journal of Soil Science* 58 (5): 989-1006. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00877.x>.

Fritsch, Emmanuel, G. Bocquier, René Boulet, et François-Xavier Humbel. 1986. « Les systèmes transformants d'une couverture ferrallitique de Guyane française : analyse structurale d'une formation supergène et mode de représentation ». *Cahiers ORSTOM.Série Pédologie* 22 (4): 361-95.

Fuhr, M., Catherine Julliot, Bruno Dutreuve, et Olivier Brunaux. 2001. « Prise en compte de la biodiversité dans les forêts aménagées de Guyane. » *Revue forestière française* 53 (sp): 163-70. <https://doi.org/10.4267/2042/5290>.

Fyllas, N. M., E. Gloor, L. M. Mercado, S. Sitch, C. A. Quesada, T. F. Domingues, D. R. Galbraith, et al. 2014. « Analysing Amazonian Forest Productivity Using a New Individual and Trait-Based Model (TFS v.1) ». *Geoscientific Model Development* 7 (4): 1251-69. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1251-2014>.

G.

Gama, Jose, Paul Centore, et Glenn Davis. 2022. « munsellinterpol: Interpolate Munsell Renotation Data from Hue/Chroma to CIE/RGB ». <https://cran.r-project.org/web/packages/munsellinterpol/index.html>.

Garnier, Eric, Marie-Laure Navas, et Karl Grigulis. 2015. *Plant Functional Diversity: Organism traits, community structure, and ecosystem properties*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198757368.001.0001>.

Gaüzère, Pierre, Benjamin Blonder, Pierre Denelle, Bertrand Fournier, Matthias Grenié, Léo Delalandre, Tamara Münkemüller, Francois Munoz, Cyrille Violle, et Wilfried Thuiller. 2023. « The Functional Trait Distinctiveness of Plant Species Is Scale Dependent ». *Ecography* 2023 (1): e06504. <https://doi.org/10.1111/ecog.06504>.

Gelman, Andrew, Ben Goodrich, Jonah Gabry, et Aki Vehtari. 2019. « R-squared for Bayesian Regression Models ». *The American Statistician* 73 (3): 307-9. <https://doi.org/10.1080/00031305.2018.1549100>.

Gelman, Andrew, Jessica Hwang, et Aki Vehtari. 2014. « Understanding Predictive Information Criteria for Bayesian Models ». *Statistics and Computing* 24 (6): 997-1016. <https://doi.org/10.1007/s11222-013-9416-2>.

Georgescu-Roegen, Nicholas. 1986. « The Entropy Law and the Economic Process in Retrospect ». *Eastern Economic Journal* 12 (1): 3-25.

Gibson, Luke, Tien Ming Lee, Lian Pin Koh, Barry W. Brook, Toby A. Gardner, Jos Barlow, Carlos A. Peres, et al. 2011. « Primary Forests Are Irreplaceable for Sustaining Tropical Biodiversity ». *Nature* 478 (7369): 378-81. <https://doi.org/10.1038/nature10425>.

- Gómez-Baggethun, Erik, Rudolf de Groot, Pedro L. Lomas, et Carlos Montes. 2010. « The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Notions to Markets and Payment Schemes ». *Ecological Economics* 69 (6): 1209-18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>.
- Gomez-Santiz, Faustino, Maria Perevochtchikova, et Driss Ezzine-de-Blas. 2021. « Behind the Scenes: Scientific Networks Driving the Operationalization of the Social-Ecological System Framework ». *Science of The Total Environment* 787 (septembre):147473. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147473>.
- Goulamoussène, Youven, Caroline Bedeau, Laurent Descroix, Vincent Deblauwe, Laurent Linguet, et Bruno Hérault. 2016. « Weak Environmental Controls of Tropical Forest Canopy Height in the Guiana Shield ». *Remote Sensing* 8 (9): 747. <https://doi.org/10.3390/rs8090747>.
- Gourlet-Fleury, Sylvie, Vincent Favrichon, Laurent Schmitt, et Pascal Petronelli. 2004. « Consequences of Silvicultural Treatments on Stand Dynamics at Paracou ». In *Ecology and Management of a Neotropical Rainforest Lessons Drawn: From Paracou, a Long-Term Experimental Research Site in French Guiana*, ECOFOR, 254-80. Paris, France: Elsevier. <https://agritrop.cirad.fr/522004/>.
- Gourlet-Fleury, Sylvie, Jean-Marc Guehl, Olivier Laroussinie, et ECOFOR (Group), éd. 2004. *Ecology and management of a neotropical rainforest: lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana*. Paris: Elsevier.
- Gramacy, Robert B. 2020. *Surrogates: Gaussian process modeling, design, and optimization for the applied sciences*. Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Granville, Jean-Jacques de. 1985. « Les formations végétales de la bande côtière de Guyane française ». In , 47-63. Le littoral guyanais : fragilité de l'environnement. SEPANGUY.
- . 1990. « Les formations végétales primaires de la zone intérieure de Guyane ». In , 21-40. Gestion de l'écosystème forestier et aménagement de l'espace régional. SEPANGUY.
- Grimaldi, Catherine, Michel Grimaldi, et René Boulet. 1990. « Etude d'un système de transformation sur schiste en Guyane française : approches morphologique, géochimique et hydrodynamique ». In *Organisation et Fonctionnement des Altérites et des Sols : Séminaire*, édité par Jean-Marie Wackerman, 81-98. Colloques et Séminaires. Bondy: ORSTOM.
- Grime, J. Philip, et Simon Pierce. 2012. *The evolutionary strategies that shape ecosystems*. Chichester, West Sussex, UK; Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.
- Grivaz, G. 1966. « La forêt et l'essor de l'économie forestière de la Guyane française ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 105 (février):3-20. <https://doi.org/10.19182/bft1966.105.a18992>.
- Groot, Rudolf S. de. 1987. « Environmental Functions as a Unifying Concept for Ecology and Economics ». *Environmentalist* 7 (2): 105-9. <https://doi.org/10.1007/BF02240292>.
- Guehl, Jean-Marc J.-M. 1984. « Dynamique de l'eau dans le sol en forêt tropicale humide guyanaise. Influence de la couverture pédologique ». *Annales des sciences forestières* 41 (2): 195. <https://doi.org/10.1051/forest:19840204>.
- Guéneau, Stéphane, éd. 2006. *Livre blanc sur les forêts tropicales humides: analyses et recommandations des acteurs français*. Réponses environnement. Paris: Documentation française.
- Guitet, Stéphane. 2015. « Diversité des écosystèmes forestiers de Guyane française : distribution, déterminants et conséquences en termes de services écosystémiques ». Phdthesis, Université de Montpellier. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01233446>.
- Guitet, Stéphane, Olivier Brunaux, Cecile Richard-Hansen, Jean-Jacques deGranville, et Sophie Gonzalez. 2015a. *Catalogue des habitats forestiers de Guyane*.
- . 2015b. *Catalogue des habitats forestiers de Guyane*.
- Guitet, Stéphane, Olivier Brunaux, et Stéphane Traissac. 2014a. « Sylviculture pour la production de bois d'oeuvre des forêts du Nord de la Guyane ». <https://doi.org/10.13140/rq.2.1.3879.4646>.
- . 2014b. « Sylviculture pour la production de bois d'oeuvre des forêts du Nord de la Guyane ». <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3879.4646>.
- . 2016. « Sylviculture pour la production de bois d'oeuvre des forêts du Nord de la Guyane ». <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3879.4646>.

- Guitet, Stéphane, Jean-François Cornu, Olivier Brunaux, Julie Betbeder, Jean-Michel Carozza, et Cécile Richard-Hansen. 2013. « Landform and landscape mapping, French Guiana (South America) ». *Journal of Maps* 9 (3): 325-35. <https://doi.org/10.1080/17445647.2013.785371>.
- Guitet, Stéphane, Vincent Freycon, Olivier Brunaux, Raphaël Pélissier, Daniel Sabatier, et Pierre Couteron. 2016. « Geomorphic control of rain-forest floristic composition in French Guiana: More than a soil filtering effect? » *Journal of Tropical Ecology* 32 (janvier):22-40. <https://doi.org/10.1017/S0266467415000620>.
- Guitet, Stéphane, Bruno Hérault, Quentin Molto, Olivier Brunaux, et Pierre Couteron. 2015. « Spatial Structure of Above-Ground Biomass Limits Accuracy of Carbon Mapping in Rainforest but Large Scale Forest Inventories Can Help to Overcome ». *PLOS ONE* 10 (9): e0138456. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138456>.
- Guitet, Stéphane, Raphaël Pélissier, Olivier Brunaux, Gaëlle Jaouen, et Daniel Sabatier. 2015. « Geomorphological landscape features explain floristic patterns in French Guiana rainforest ». *Biodiversity and Conservation* 24 (janvier). <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0854-8>.
- Guitet, Stéphane, Daniel Sabatier, Olivier Brunaux, Pierre Couteron, Thomas Denis, Vincent Freycon, Sophie Gonzalez, et al. 2018. « Disturbance Regimes Drive The Diversity of Regional Floristic Pools Across Guianan Rainforest Landscapes ». *Scientific Reports* 8 (1): 3872. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22209-9>.
- Guitet, Stéphane, Stéphane Traissac, Yvan Scotti, Gregoire Vincent, et Emile Fonty. 2012. « Rapport final projet "DYGEPOP" ». Rapport final PO-FEDER n°2828. Cayenne: Office National des Forêts.
- Günter, Sven, éd. 2011. *Silviculture in the tropics*. Tropical forestry. Heidelberg ; New York: Springer.
- H.**
- Hallé, Francis, Roelof A. A. Oldeman, et Philip B. Tomlinson. 2013. *Tropical Trees and Forests: An Architectural Analysis*. Berlin: Springer.
- Hammond, David S., éd. 2005. *Tropical Forests of the Guiana Shield: Ancient Forests in a Modern World*. Wallingford: CABI Publ.
- Hampe, Arndt, et Rémy J. Petit. 2005. « Conserving Biodiversity under Climate Change: The Rear Edge Matters ». *Ecology Letters* 8 (5): 461-67. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00739.x>.
- Hancock, Steven, John Armston, Michelle Hofton, Xiaoli Sun, Hao Tang, Laura I. Duncanson, James R. Kellner, et Ralph Dubayah. 2019. « The GEDI Simulator: A Large-Footprint Waveform Lidar Simulator for Calibration and Validation of Spaceborne Missions ». *Earth and Space Science* 6 (2): 294-310. <https://doi.org/10.1029/2018EA000506>.
- Happ-Kurz, Clara. 2020. « Object-Oriented Software for Functional Data ». *Journal of Statistical Software* 93 (avril):1-38. <https://doi.org/10.18637/jss.v093.i05>.
- Hardin, G. 1960. « The Competitive Exclusion Principle ». *Science* 131 (3409): 1292-97. <https://doi.org/10.1126/science.131.3409.1292>.
- Hardin, Garrett. 1968. « The Tragedy of the Commons ». *Science* 162 (3859): 1243-48. <https://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243>.
- Hari Poudyal, Bishnu, Tek Maraseni, et Geoff Cockfield. 2018. « Evolutionary dynamics of selective logging in the tropics: A systematic review of impact studies and their effectiveness in sustainable forest management ». *Forest Ecology and Management* 430 (décembre):166-75. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.006>.
- Harris, Nancy L., David A. Gibbs, Alessandro Baccini, Richard A. Birdsey, Sytze De Bruin, Mary Farina, Lola Fatoyinbo, et al. 2021. « Global Maps of Twenty-First Century Forest Carbon Fluxes ». *Nature Climate Change* 11 (3): 234-40. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00976-6>.
- Harris, Scott H., et Matthew G. Betts. 2023. « Selecting among Land Sparing, Sharing and Triad in a Temperate Rainforest Depends on Biodiversity and Timber Production Targets ». *Journal of Applied Ecology* 60 (4): 737-50. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14385>.
- Harrison, Paula A., Rob Dunford, David N. Barton, Eszter Kelemen, Berta Martín-López, Lisa Norton, Mette Termansen, et al. 2018. « Selecting Methods for Ecosystem Service Assessment: A Decision Tree Approach ». *Ecosystem Services*, SI: Synthesizing OpenNESS, 29 (février):481-98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016>.
- Hartig, Florian, Claudia Dislich, Thorsten Wiegand, et Andreas Huth. 2014. « Technical Note: Approximate Bayesian parameterization of a process-based tropical forest model ». *Biogeosciences* 11 (4): 1261-72. <https://doi.org/10.5194/bg-11-1261-2014>.

- Heitzig, J., T. Kittel, J. F. Donges, et N. Molkenhuth. 2016. « Topology of Sustainable Management of Dynamical Systems with Desirable States: From Defining Planetary Boundaries to Safe Operating Spaces in the Earth System ». *Earth System Dynamics* 7 (1): 21-50. <https://doi.org/10.5194/esd-7-21-2016>.
- Henniger, Hans, Andreas Huth, Karin Frank, et Friedrich J. Bohn. 2023. « Creating virtual forests around the globe and analysing their state space ». *Ecological Modelling* 483 (septembre):110404. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110404>.
- Hérault, Bruno, Sabrina Coste, Geraldine Derroire, Laurent Descroix, Maguy Dulormne, Loïc Louison, Camille Piponiot, et Stéphane Traissac. 2020. « Gestion Forestière et Changements Climatiques en Guyane Française ».
- Hérault, Bruno, Julia Ouallet, Lilian Blanc, Fabien Wagner, et Christopher Baraloto. 2010. « Growth Responses of Neotropical Trees to Logging Gaps: Growth Responses to Tropical Forest Logging ». *Journal of Applied Ecology* 47 (4): 821-31. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01826.x>.
- Hérault, Bruno, et Camille Piponiot. 2018. « Key drivers of ecosystem recovery after disturbance in a neotropical forest ». *Forest Ecosystems* 5 (février):2. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0126-7>.
- Hersbach, Hans, Bill Bell, Paul Berrisford, Shoji Hirahara, András Horányi, Joaquín Muñoz-Sabater, Julien Nicolas, et al. 2020. « The ERA5 Global Reanalysis ». *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 146 (730): 1999-2049. <https://doi.org/10.1002/qj.3803>.
- Hess, Darrel, et Dennis Tasa. 2017. *McKnight's Physical Geography: A Landscape Appreciation*. 12th edition. Always Learning Pearson. Hoboken, NJ: Pearson.
- Hey, Jody. 2001. « The Mind of the Species Problem ». *Trends in Ecology & Evolution* 16 (7): 326-29. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02145-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02145-0).
- Hijmans, Robert J., Roger Bivand, Edzer Pebesma, et Michael D. Sumner. 2023. « terra: Spatial Data Analysis ». <https://cran.r-project.org/web/packages/terra/index.html>.
- Hiltner, Ulrike, Andreas Huth, Achim Bräuning, Bruno Hérault, et Rico Fischer. 2018. « Simulation of Succession in a Neotropical Forest: High Selective Logging Intensities Prolong the Recovery Times of Ecosystem Functions ». *Forest Ecology and Management* 430 (décembre):517-25. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.042>.
- Hiltner, Ulrike, Andreas Huth, et Rico Fischer. 2022. « Importance of the forest state in estimating biomass losses from tropical forests: combining dynamic forest models and remote sensing ». *Biogeosciences* 19 (avril):1891-1911. <https://doi.org/10.5194/bg-19-1891-2022>.
- Hiltner, Ulrike, Andreas Huth, Bruno Hérault, Anne Holtmann, Achim Bräuning, et Rico Fischer. 2021. « Climate Change Alters the Ability of Neotropical Forests to Provide Timber and Sequester Carbon ». *Forest Ecology and Management* 492 (juillet):119166. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119166>.
- Hirt, Paul W. 1994. *A conspiracy of optimism: management of the national forests since World War Two*. Our sustainable future, v. 6. Lincoln: University of Nebraska Press.
- Hofton, Michelle, et J. Bryan Blair. 2019. « Algorithm Theoretical Basis Document for GEDI Transmit and Receive Waveform Processing for L1 and L2 Products. » College Park, United States of America: University of Maryland. https://lpdaac.usgs.gov/documents/581/GEDI_WF_ATBD_v1.0.pdf.
- Holmes, Thomas, et Erin Sills. 2016. « Bioeconomic Approaches to Sustainable Management of Natural Tropical Forests ». In *Tropical Forestry Handbook*, édité par Laslo Pancel et Michael Köhl, 2897-2921. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-54601-3_221.
- Holzer, J., et L.J. Olson. 2021. « Precautionary buffers and stochastic dependence in environmental policy ». *Journal of Environmental Economics and Management* 106. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2020.102406>.
- Hong, Pubin, Bernhard Schmid, Frederik De Laender, Nico Eisenhauer, Xingwen Zhang, Haozhen Chen, Dylan Craven, et al. 2022. « Biodiversity promotes ecosystem functioning despite environmental change ». *Ecology Letters* 25 (2): 555-69. <https://doi.org/10.1111/ele.13936>.
- Hosonuma, Noriko, Martin Herold, Veronique De Sy, Ruth S. De Fries, Maria Brockhaus, Louis Verchot, Arild Angelsen, et Erika Romijn. 2012. « An Assessment of Deforestation and Forest Degradation Drivers in Developing Countries ». *Environmental Research Letters* 7 (4): 044009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>.
- Hossain, Md. Sarwar, John Dearing, Felix Eigenbrod, et Fiifi Amoako Johnson. 2017. « Operationalizing safe operating space for regional social-ecological systems ». *Science of The Total Environment* 584 (janvier). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.095>.

- Hossain, Md Sarwar, Jorge Ramirez, Sylvia Szabo, Felix Eigenbrod, Fiifi Amoako Johnson, Chinwe Ifejika Speranza, et John A. Dearing. 2020. « Participatory Modelling for Conceptualizing Social-Ecological System Dynamics in the Bangladesh Delta ». *Regional Environmental Change* 20 (1): 28. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01599-5>.
- Houghton, R. A., Forrest Hall, et Scott J. Goetz. 2009. « Importance of Biomass in the Global Carbon Cycle ». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 114 (G2). <https://doi.org/10.1029/2009JG000935>.
- Hout, Pieter van der. 1999. *Reduced Impact Logging in the Tropical Rain Forest of Guyana: Ecological, Economic and Silvicultural Consequences*. Tropenbos Guyana Series 6. Utrecht: Tropenbos Guyana.
- Huang, Maoyi, Yi Xu, Marcos Longo, Michael Keller, Ryan Knox, Charles Koven, et Rosie Fisher. 2020. « Assessing impacts of selective logging on water, energy, and carbon budgets and ecosystem dynamics in Amazon forests using the Functionally Assembled Terrestrial Ecosystem Simulator ». *Biogeosciences* 17 (octobre):4999-5023. <https://doi.org/10.5194/bg-17-4999-2020>.
- Hubbell, Stephen P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Nachdr. Monographs in Population Biology 32. Princeton, NJ: Princeton Univ. Press.
- Humbel, François-Xavier. 1978. « Caractérisation, par des mesures physiques, hydriques et d'enracinement, de sols de Guyane française à dynamique de l'eau superficielle ». *Bulletin de l'AFES.Science du Sol*, n° 2, 83-94.
- Hunter, Maria O., Michael Keller, Douglas Morton, Bruce Cook, Michael Lefsky, Mark Ducey, Scott Saleska, Raimundo Cosme de Oliveira Jr, et Juliana Schietti. 2015. « Structural Dynamics of Tropical Moist Forest Gaps ». *PLOS ONE* 10 (7): e0132144. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132144>.
- Huntington, D. E., et C. S. Lyritzis. 1998. « Improvements to and Limitations of Latin Hypercube Sampling ». *Probabilistic Engineering Mechanics* 13 (4): 245-53. [https://doi.org/10.1016/S0266-8920\(97\)00013-1](https://doi.org/10.1016/S0266-8920(97)00013-1).
- Husson, Clara. 2021. « La construction d'une expertise forestière tropicale en Guyane française ». Rapport de stage. Montpellier, France: AgroParisTech.
- Hutchinson, G. E. 1957. « Concluding Remarks ». *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22 (0): 415-27. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>.
- I.**
- IEDOM. 2019. « Guyane Rapport annuel 2018 ». Technical report 2018. Rapport annuel. 115 rue Réaumur, 75002 PARIS: Institut d'émission des département d'outre-mer.
- INSEE. 2008. « Nomenclature d'Activités Française ». Réédition 2020. Paris, France: INSEE. https://www.insee.fr/fr/statistiques/fichier/2120875/Nomenclatures_NAF_Reedition_2020.pdf.
- Iskauskas, Andrew, Ian Vernon, Michael Goldstein, Danny Scarponi, Trevelyan J. McKinley, Richard G. White, et Nicky McCreesh. 2023. « Emulation and History Matching using the hmer Package ». arXiv. <https://doi.org/10.48550/arXiv.2209.05265>.
- ITTO. 2016. *Criteria and Indicators for the Sustainable Management of Tropical Forests*. International Tropical Timber Organization. ITTO Policy Développement Series 21. Yokohama, Japan: ITTO.
- ITTO (Organisation Internationale des Bois). 2020. *Revue biennale et évaluation de la situation mondiale des bois, 2019-2020*. Yokohama: OIBT (Organisation internationale des bois tropicaux).
- J.**
- Jaouen, Gaëlle, Aurélie Dourdain, et Géraldine Derroire. 2021. « Guyafor Data Dictionary ». CIRAD Dataverse. <https://doi.org/10.18167/DVN1/B8FHHA>.
- Jésel, Sébastien. 2005. « Ecologie et dynamique de la régénération de *Dicorynia guianensis* (Caesalpiniaceae) dans une forêt guyanaise ». Thesis, INA-PG. Guyane française. <https://agritrop.cirad.fr/533050/>.
- Jin, Yi, et Hong Qian. 2022. « V.PhyloMaker2: An Updated and Enlarged R Package That Can Generate Very Large Phylogenies for Vascular Plants ». *Plant Diversity* 44 (4): 335-39. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.05.005>.

- Johnson, M. E., L. M. Moore, et D. Ylvisaker. 1990. « Minimax and maximin distance designs ». *Journal of Statistical Planning and Inference* 26 (2): 131-48. [https://doi.org/10.1016/0378-3758\(90\)90122-B](https://doi.org/10.1016/0378-3758(90)90122-B).
- Joiris, Daou Véronique, Patrice Bigombé Logo, Chimère Mariteuw Diaw, et Jacques Weber. 2010. *Gestion participative des forêts d'Afrique centrale: un modèle à l'épreuve de la réalité*. Synthèses. Versailles: Éd. Quae.
- Joiris, Daou Véronique, et Patrice Bigombe Logo. 2014. « La gestion participative des forêts en Afrique centrale ». *Revue d'ethnoécologie*, n° 6 (octobre). <https://doi.org/10.4000/ethnoecologie.1960>.
- Jost, Lou. 2006. « Entropy and Diversity ». *Oikos* 113 (2): 363-75. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.
- Jucker, Tommaso, Olivier Bouriaud, et David A. Coomes. 2015. « Crown Plasticity Enables Trees to Optimize Canopy Packing in Mixed-Species Forests ». Édité par Jennifer Baltzer. *Functional Ecology* 29 (8): 1078-86. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12428>.
- Jucker, Tommaso, Fabian Jörg Fischer, Jérôme Chave, David A. Coomes, John Caspersen, Arshad Ali, Grace Jopaul Loubota Panzou, et al. 2022. « Tallo: A Global Tree Allometry and Crown Architecture Database ». *Global Change Biology* 28 (17): 5254-68. <https://doi.org/10.1111/gcb.16302>.
- K.**
- Karsenty, Alain. 2018. « Is Sustainable Logging Possible in Africa's Dense Forest? » *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 336 (septembre):3-5. <https://doi.org/10.19182/bft2018.336.a31615>.
- Karsenty, Alain, et Sylvie Gourlet-Fleury. 2006. « Assessing Sustainability of Logging Practices in the Congo Basin's Managed Forests: The Issue of Commercial Species Recovery ». *Ecology and Society* 11 (1). <https://doi.org/10.5751/ES-01668-110126>.
- Karsenty, Alain, et Cédric Vermeulen. 2016. « Vers des concessions 2.0 Articulé gestion inclusive et exclusive dans les forêts de production en Afrique centrale ». In *La gestion inclusive des forêts d'Afrique centrale. Passer de la participation au partage des pouvoirs*, FAO-CIFOR, 22. Libreville, Gabon ; Bogor, Indonesia: FAO-CIFOR.
- Kattge, Jens, Gerhard Bönisch, Sandra Díaz, Sandra Lavorel, Iain Colin Prentice, Paul Leadley, Susanne Tautenhahn, et al. 2020. « TRY Plant Trait Database – Enhanced Coverage and Open Access ». *Global Change Biology* 26 (1): 119-88. <https://doi.org/10.1111/gcb.14904>.
- Keck, François, Frédéric Rimet, Agnès Bouchez, et Alain Franc. 2016. « PhyloSignal: An R Package to Measure, Test, and Explore the Phylogenetic Signal ». *Ecology and Evolution* 6 (9): 2774-80. <https://doi.org/10.1002/ece3.2051>.
- Khai, Tual Cin, Nobuya Mizoue, et Tetsuji Ota. 2020a. « Harvesting intensity and disturbance to residual trees and ground under Myanmar selection system; comparison of four sites ». *Global Ecology and Conservation* 24 (décembre):e01214. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01214>.
- . 2020b. « Post-Harvest Stand Dynamics over Five Years in Selectively Logged Production Forests in Bago, Myanmar ». *Forests* 11 (2): 195. <https://doi.org/10.3390/f11020195>.
- Kikuzawa, Kihachiro. 1991. « A Cost-Benefit Analysis of Leaf Habit and Leaf Longevity of Trees and Their Geographical Pattern ». *The American Naturalist* 138 (5): 1250-63. <https://doi.org/10.1086/285281>.
- Kindt, Roeland. 2020. « WorldFlora: An R Package for Exact and Fuzzy Matching of Plant Names against the World Flora Online Taxonomic Backbone Data ». *Applications in Plant Sciences* 8 (9): e11388. <https://doi.org/10.1002/aps3.11388>.
- Kingsolver, Joel G., et Raymond B. Huey. 2003. « Introduction: The Evolution of Morphology, Performance, and Fitness ». *Integrative and Comparative Biology* 43 (3): 361-66. <https://doi.org/10.1093/icb/43.3.361>.
- Kitajima, Kaoru. 1994. « Relative Importance of Photosynthetic Traits and Allocation Patterns as Correlates of Seedling Shade Tolerance of 13 Tropical Trees ». *Oecologia* 98 (3): 419-28. <https://doi.org/10.1007/BF00324232>.
- Kleinschroth, Fritz, Sylvie Gourlet-Fleury, Valéry Gond, Plinio Sist, et John R. Healey. 2016. « Logging Roads in Tropical Forests: Synthesis of Literature Written in French and English Highlights Environmental Impact Reduction through Improved Engineering ». *Bois et Forêts Des Tropiques*. <https://doi.org/10.19182/bft2016.328.a31299>.
- Koch, Alexander, Wannan Hubau, et Simon L. Lewis. 2021. « Earth System Models Are Not Capturing Present-Day Tropical Forest Carbon Dynamics ». *Earth's Future* 9 (5): e2020EF001874. <https://doi.org/10.1029/2020EF001874>.

- Köhler, Peter, et Andreas Huth. 1998. « The effects of tree species grouping in tropical rainforest modelling: Simulations with the individual-based model Formind ». *Ecological Modelling* 109 (3): 301-21. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00066-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00066-0).
- Kopecký, Martin, Martin Macek, et Jan Wild. 2021. « Topographic Wetness Index Calculation Guidelines Based on Measured Soil Moisture and Plant Species Composition ». *Science of The Total Environment* 757 (février):143785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143785>.
- Köster, Johannes, et Sven Rahmann. 2012. « Snakemake—a scalable bioinformatics workflow engine ». *Bioinformatics* 28 (19): 2520-22. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bts480>.
- Kremen, Claire, et Ilke Geladi. 2023. « Land-Sparing and Sharing: Identifying Areas of Consensus, Remaining Debate and Alternatives ». In *Reference Module in Life Sciences*, B9780128225622000724. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822562-2.00072-4>.
- Kriegler, Elmar, Jim W. Hall, Hermann Held, Richard Dawson, et Hans Joachim Schellnhuber. 2009. « Imprecise probability assessment of tipping points in the climate system ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106 (13): 5041-46. <https://doi.org/10.1073/pnas.0809117106>.
- Kroonenberg, Salomon, Michel Jébrak, et Arnaud Heuret. 2020. « Géologie protérozoïque du Bouclier des Guyanes ». *Géologues*, septembre 2020.
- Kusch, Erik, et Richard Davy. 2022. « KrigR—a Tool for Downloading and Statistically Downscaling Climate Reanalysis Data ». *Environmental Research Letters* 17 (2): 024005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac48b3>.
- L.**
- Lang, Nico, Walter Jetz, Konrad Schindler, et Jan Dirk Wegner. 2023. « A High-Resolution Canopy Height Model of the Earth ». *Nature Ecology & Evolution* 7 (11): 1778-89. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02206-6>.
- Langenhove, Leandro Van, Lore T. Verryckt, Clement Stahl, Elodie A. Courtois, Ifigenia Urbina, Oriol Grau, Dolores Asensio, et al. 2020. « Soil Nutrient Variation along a Shallow Catena in Paracou, French Guiana ». *Soil Research* 59 (2): 130-45. <https://doi.org/10.1071/SR20023>.
- Lasnier, Philippe. 1994. « Etude économique globale de la filière bois en Guyane ». Rapport de stage. Cayenne, France: Office National des Forêts.
- Lauerburg, R. A. M., R. Diekmann, B. Blanz, K. Gee, H. Held, A. Kannen, C. Möllmann, et al. 2020. « Socio-Ecological Vulnerability to Tipping Points: A Review of Empirical Approaches and Their Use for Marine Management ». *Science of The Total Environment* 705 (février):135838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135838>.
- Laughlin, Daniel C., Jennifer R. Gremer, Peter B. Adler, Rachel M. Mitchell, et Margaret M. Moore. 2020. « The Net Effect of Functional Traits on Fitness ». *Trends in Ecology & Evolution* 35 (11): 1037-47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.07.010>.
- Laughlin, Daniel C., et Julie Messier. 2015. « Fitness of Multidimensional Phenotypes in Dynamic Adaptive Landscapes ». *Trends in Ecology & Evolution* 30 (8): 487-96. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.003>.
- Lavauden, Louis. 1941. « Les Forêts coloniales de la France 2/3 ». *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée* 21 (241): 509-622. <https://doi.org/10.3406/jatba.1941.1647>.
- Lavorel, S., et E. Garnier. 2002. « Predicting Changes in Community Composition and Ecosystem Functioning from Plant Traits: Revisiting the Holy Grail ». *Functional Ecology* 16 (5): 545-56. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>.
- Lavorel, Sandra, Anita Bayer, Alberte Bondeau, Sven Lautenbach, Ana Ruiz-Frau, Nynke Schulp, Ralf Seppelt, et al. 2017. « Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches ». *Ecological Indicators* 74 (mars):241-60. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.015>.
- Lavorel, Sandra, Karl Grigulis, Pénélope Lamarque, Marie-Pascale Colace, Denys Garden, Jacky Girel, Gilles Pellet, et Rolland Douzet. 2011. « Using Plant Functional Traits to Understand the Landscape Distribution of Multiple Ecosystem Services ». *Journal of Ecology* 99 (1): 135-47. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x>.
- Leach, Melissa, Kate Raworth, et Johan Rockström. 2013. « Between social and planetary boundaries: Navigating pathways in the safe and just space for humanity ». In , 84-89. <https://doi.org/10.1787/9789264203419-10-en>.
- Lenoir, Jonathan, Tarek Hattab, et Guillaume Pierre. 2017. « Climatic Microrefugia under Anthropogenic Climate Change: Implications for Species Redistribution ». *Ecography* 40 (2): 253-66. <https://doi.org/10.1111/ecog.02788>.

- Lenton, Timothy M., Hermann Held, Elmar Kriegler, Jim W. Hall, Wolfgang Lucht, Stefan Rahmstorf, et Hans Joachim Schellnhuber. 2008. « Tipping elements in the Earth's climate system ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (6): 1786-93. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705414105>.
- Leroy, Maya, Géraldine Derroire, Jeremy Vendé, et Tiphaine Leménager. 2013. *La gestion durable des forêts tropicales De l'analyse critique du concept à l'évaluation environnementale des dispositifs de gestion La gestion durable des forêts tropicales*. Vol. 18. Collection A Savoir. Agence Française de Développement (AFD). <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01450729>.
- Leroy, Maya, Geraldine Derroire, Jeremy Vende, et Tiphaine Lemenager. 2015. « La gestion durable des forêts : un concept et des dispositifs de gestion qui limitent la prise en charge des enjeux de biodiversité ». In , 87-105.
- Levins, Richard. 1966. « The Strategy of Model Building in Population Biology ». *American Scientist* 54 (4): 421-31.
- Lewis, Simon L., David P. Edwards, et David Galbraith. 2015. « Increasing human dominance of tropical forests ». *Science* 349 (6250): 827-32. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>.
- Li, Ying, Jihua Hou, Li Xu, Mingxu Li, Zhi Chen, Zihao Zhang, et Nianpeng He. 2022. « Variation in functional trait diversity from tropical to cold-temperate forests and linkage to productivity ». *Ecological Indicators* 138 (mai):108864. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108864>.
- Liang, Jingjing, et Nicolas Picard. 2013. « Matrix Model of Forest Dynamics: An Overview and Outlook ». *Forest Science* 59 (3): 359-78. <https://doi.org/10.5849/forsci.11-123>.
- Liang, Xingyun, Defu Wang, Qing Ye, Jinmeng Zhang, Mengyun Liu, Hui Liu, Kailiang Yu, et al. 2023. « Stomatal Responses of Terrestrial Plants to Global Change ». *Nature Communications* 14 (1): 2188. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37934-7>.
- Lindenmayer, David B., et Gene E. Likens. 2009. « Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring ». *Trends in Ecology & Evolution* 24 (9): 482-86. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.005>.
- Lindenmayer, David B., Gene E. Likens, Andrew Haywood, et Lee Miezi. 2011. « Adaptive monitoring in the real world: proof of concept ». *Trends in Ecology & Evolution* 26 (12): 641-46. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.002>.
- Lintusaari, Jarno, Michael U. Gutmann, Ritabrata Dutta, Samuel Kaski, et Jukka Corander. 2017. « Fundamentals and Recent Developments in Approximate Bayesian Computation ». *Systematic Biology* 66 (1): e66-82. <https://doi.org/10.1093/sysbio/syw077>.
- Lobianco, Antonello, Philippe Delacote, Sylvain Caurla, et Ahmed Barkaoui. 2015. « The Importance of Introducing Spatial Heterogeneity in Bio-Economic Forest Models: Insights Gleaned from FFSM++ ». *Ecological Modelling* 309-310:82-92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.04.012>.
- Longo, Marcos. 2013. « Amazon Forest Response to Changes in Rainfall Regime: Results from an Individual-Based Dynamic Vegetation Model ». Phdthesis, Cambridge, Massachusetts: Harvard University. <https://dash.harvard.edu/handle/1/11744438>.
- Lopez, Manon. 2016. « La question des plantations forestières en Guyane : Sont-elles une solution durable à l'approvisionnement bois dans les prochaines années ? » Rapport de stage. Nancy, france: AgroParisTech. https://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=186009.
- Loreau, Michel. 2010. « Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory ». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365 (1537): 49-60. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0155>.
- Louviere, Jordan J., David A. Hensher, et Joffre Dan Swait. 2000. *Stated choice methods: analysis and applications*. Cambridge, UK ; New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Lund, Jens Friis, Rebecca Leigh Rutt, et Jesse Ribot. 2018. « Trends in research on forestry decentralization policies ». *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Environmental change issues 2018, 32 (juin):17-22. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.02.003>.
- Lyu, Xiong, Mickaël Binois, et Michael Ludkovski. 2021. « Evaluating Gaussian Process Metamodels and Sequential Designs for Noisy Level Set Estimation ». *Statistics and Computing* 31 (4): 43. <https://doi.org/10.1007/s11222-021-10014-w>.

M.

- MacArthur, Robert H., et John W. MacArthur. 1961. « On Bird Species Diversity ». *Ecology* 42 (3): 594-98. <https://doi.org/10.2307/1932254>.

- MacDicken, Kenneth G., Phosiso Sola, John E. Hall, Cesar Sabogal, Martin Tadoum, et Carlos de Wasseige. 2015. « Global Progress toward Sustainable Forest Management ». *Forest Ecology and Management*, Changes in Global Forest Resources from 1990 to 2015, 352 (septembre):47-56. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.005>.
- Madoui, Antoine Malik, et Julie Raynaud. 2020. « Gestion Forestière et Changements Climatiques en Guyane Française - WPT Rapport final ». GFCim. Cayenne: Nerius Invest.
- Malfoy, L. J. 1989. « De la Marine royale aux meubles dits "de port"... ou la "petite" Histoire des bois de Guyane au 18^{ème} siècle ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 220 (juin):99-104. <https://doi.org/10.19182/bft1989.220.a19637>.
- Malhi, Yadvinder. 2012. « The Productivity, Metabolism and Carbon Cycle of Tropical Forest Vegetation ». *Journal of Ecology* 100 (1): 65-75. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01916.x>.
- Malhi, Yadvinder, J. Timmons Roberts, Richard A. Betts, Timothy J. Killeen, Wenhong Li, et Carlos A. Nobre. 2008. « Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon ». *Science* 319 (5860): 169-72. <https://doi.org/10.1126/science.1146961>.
- Marcon, Eric. 2020. « Mesures de la Biodiversité ». Master. Kourou, France: AgroParisTech. <https://hal-agroparistech.archives-ouvertes.fr/cel-01205813>.
- Marcon, Éric, et Bruno Héroult. 2023. « entropart: Entropy Partitioning to Measure Diversity ». <https://cran.r-project.org/web/packages/entropart/index.html>.
- Maréchaux, Isabelle, et Jérôme Chave. 2017a. « An individual-based forest model to jointly simulate carbon and tree diversity in Amazonia: Description and applications ». *Ecological Monographs*, juillet. <https://doi.org/10.1002/ecm.1271>.
- . 2017b. « An Individual-Based Forest Model to Jointly Simulate Carbon and Tree Diversity in Amazonia: Description and Applications ». *Ecological Monographs* 87 (4): 632-64. <https://doi.org/10.1002/ecm.1271>.
- Maréchaux, Isabelle, Fanny Langerwisch, Andreas Huth, Harald Bugmann, Xavier Morin, Christopher P.O. Reyer, Rupert Seidl, et al. 2021. « Tackling Unresolved Questions in Forest Ecology: The Past and Future Role of Simulation Models ». *Ecology and Evolution* 11 (9): 3746-70. <https://doi.org/10.1002/ece3.7391>.
- Marengo, Jose A., Carlos M. Souza, Kirsten Thonicke, Chantelle Burton, Kate Halladay, Richard A. Betts, Lincoln M. Alves, et Wagner R. Soares. 2018. « Changes in Climate and Land Use Over the Amazon Region: Current and Future Variability and Trends ». *Frontiers in Earth Science* 6 (décembre):228. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228>.
- Marselis, Suzanne Mariëlle, Hao Tang, John Armston, Katharine Abernethy, Alfonso Alonso, Nicolas Barbier, Pulchérie Bissengou, et al. 2019. « Exploring the Relation between Remotely Sensed Vertical Canopy Structure and Tree Species Diversity in Gabon ». *Environmental Research Letters* 14 (9): 094013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab2dcd>.
- Martin Ferrari, Dominique. 2012. « Forêts tropicales du mythe à la résilience ». *Vraiment durable* 2 (2): 43-54. <https://doi.org/10.3917/vdur.002.0043>.
- Martin, Philip A., Adrian C. Newton, Marion Pfeifer, MinSheng Khoo, et James M. Bullock. 2015. « Impacts of tropical selective logging on carbon storage and tree species richness: A meta-analysis ». *Forest Ecology and Management*, Special Section: The characteristics, impacts and management of forest fire in China, 356 (novembre):224-33. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.010>.
- Mather, A. S. 1992. « The Forest Transition ». *Area* 24 (4): 367-79.
- Mather, A. S. 2007. « Recent Asian forest transitions in relation to foresttransition theory ». *International Forestry Review* 9 (1): 491-502. <https://doi.org/10.1505/ifer.9.1.491>.
- Mather, A. S., J. Fairbairn, et C. L. Needle. 1999. « The course and drivers of the forest transition: The case of France ». *Journal of Rural Studies* 15 (1): 65-90. [https://doi.org/10.1016/S0743-0167\(98\)00023-0](https://doi.org/10.1016/S0743-0167(98)00023-0).
- Mather, A. S., C. L. Needle, et J. R. Coull. 1998. « From resource crisis to sustainability: the forest transition in Denmark ». *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 5 (3): 182-93. <https://doi.org/10.1080/13504509809469982>.
- Mather, A.S. 2004. « Forest transition theory and the reforestation of Scotland ». *Scottish Geographical Journal* 120 (1-2): 83-98. <https://doi.org/10.1080/00369220418737194>.
- Mather, A.S., et J. Fairbairn. 2000. « From Floods to Reforestation: The Forest Transition in Switzerland ». *Environment and History* 6 (4): 399-421. <https://doi.org/10.3197/096734000129342352>.

- Mathias, Jean-Denis, John M. Anderies, et Marco Janssen. 2018. « How Does Knowledge Infrastructure Mobilization Influence the Safe Operating Space of Regulated Exploited Ecosystems? » *Earth's Future* 6 (11): 1555-67. <https://doi.org/10.1029/2018ef000852>.
- Mathieu, Valentin. 2023. « Wood, Cities, and Trade: An Economic Analysis of the Global Urban Demand for Wood Products and the Dynamics of International Wood Trade ». Phd thesis, Nancy, France: Université de Lorraine.
- Mattos, Caio, Guilherme G. Mazzochini, Bianca F. Rius, Deliane Penha, Leandro Giacomini, Bernardo Flores, Mateus C. Silva, et al. 2023. « Rainfall and topographic position determine tree embolism resistance in Amazonia and Cerrado sites ». *Environmental Research Letters*, octobre. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad0064>.
- Maurent, Eliott, Bruno Héroult, Camille Pioniot, Géraldine Derroire, Diego Delgado, Bryan Finegan, Méline Aubry Kientz, Bienvenu H. K. Amani, et Marie Ange Ngo Bieng. 2023. « A common framework to model recovery in disturbed tropical forests ». *Ecological Modelling* 483 (septembre):110418. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110418>.
- Mazzei de Freitas, Lucas. 2010. « Durabilité écologique et économique de l'exploitation forestière pour la production de bois d'œuvre et pour le stockage du carbone en Amazonie ». Phdthesis, AgroParisTech. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00611175>.
- Mazzei, Lucas, Plinio Sist, Ademir Ruschel, Francis E. Putz, Phidias Marco, Wagner Pena, et Josué Evandro Ribeiro Ferreira. 2010. « Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon ». *Forest Ecology and Management* 259 (3): 367-73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.031>.
- McCarthy, Stephen, et Luca Tacconi. 2011. « The political economy of tropical deforestation: assessing models and motives ». *Environmental Politics* 20 (1): 115-32. <https://doi.org/10.1080/09644016.2011.538171>.
- Meadows, Donella, Dennis Meadows, Jørgen Randers, et William Behrens, éd. 1972. *The Limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. New York: Universe Books.
- Medjibe, Vincent P., et Francis E. Putz. 2012. « Cost comparisons of reduced-impact and conventional logging in the tropics ». *Journal of Forest Economics* 18 (3): 242-56. <https://doi.org/10.1016/j.jfe.2012.05.001>.
- Medjibe, Vincent P., Francis E. Putz, Malcolm P. Starkey, Auguste A. Ndouna, et Hervé R. Memiaghe. 2011. « Impacts of selective logging on above-ground forest biomass in the Monts de Cristal in Gabon ». *Forest Ecology and Management* 262 (9): 1799-1806. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.07.014>.
- Medlyn, Belinda, Remko Duursma, et Melanie Zeppel. 2011. « Forest productivity under climate change: A checklist for evaluating model studies ». *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 2 (mai):332-55. <https://doi.org/10.1002/wcc.108>.
- Medlyn, Belinda E., Remko A. Duursma, Derek Eamus, David S. Ellsworth, I. Colin Prentice, Craig V. M. Barton, Kristine Y. Crous, Paolo De Angelis, Michael Freeman, et Lisa Wingate. 2011. « Reconciling the Optimal and Empirical Approaches to Modelling Stomatal Conductance ». *Global Change Biology* 17 (6): 2134-44. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02375.x>.
- Météo-France. 2023. « El Niño, La Niña : Ces phénomènes et leurs conséquences en Guyane ». Météo-France Guyane. 28 juin 2023. <https://meteofrance.gf/fr/climat/el-nino-la-nina-ces-phenomenes-et-leurs-consequences-en-guyane>.
- Mirabel, Ariane. 2018. « Réponse et Résilience de la Biodiversité d'une Forêt Tropicale après Perturbation ».
- Mirabel, Ariane, Bruno Héroult, et Eric Marcon. 2020. « Diverging taxonomic and functional trajectories following disturbance in a Neotropical forest ». *Science of The Total Environment* 720 (février):137397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137397>.
- Mirabel, Ariane, Eric Marcon, et Bruno Héroult. 2021. « 30 Years of postdisturbance recruitment in a Neotropical forest ». *Ecology and Evolution* 11 (octobre). <https://doi.org/10.1002/ece3.7634>.
- Mirabel, Ariane, Dakis-Yaoba Ouédraogo, Hans Beeckman, Claire Delvaux, Jean-Louis Doucet, Bruno Héroult, et Adeline Fayolle. 2019. « A Whole-Plant Functional Scheme Predicting the Early Growth of Tropical Tree Species: Evidence from 15 Tree Species in Central Africa ». *Trees* 33 (2): 491-505. <https://doi.org/10.1007/s00468-018-1795-8>.
- Mittermeier, R. A., C. G. Mittermeier, T. M. Brooks, J. D. Pilgrim, W. R. Konstant, G. A. B. da Fonseca, et C. Kormos. 2003. « Wilderness and biodiversity conservation ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100 (18): 10309-13. <https://doi.org/10.1073/pnas.1732458100>.
- Mohren, Frits. 2019. « Use Tropical Forests or Lose Them ». *Nature Sustainability* 2 (1): 12-13. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0211-0>.

- Molina, Ruben D., Juan Fernando Salazar, J. Alejandro Martínez, Juan Camilo Villegas, et Paola A. Arias. 2019. « Forest-Induced Exponential Growth of Precipitation Along Climatological Wind Streamlines Over the Amazon ». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 124 (5): 2589-99. <https://doi.org/10.1029/2018JD029534>.
- Molino, Jean-François, William Balée, Julien Engel, Claire Martin, et Daniel Sabatier. 2021. « Forest Tree Inventories ». In *Methods in historical ecology: insights from Amazonia*. Routledge.
- Molino, Jean-François, et Daniel Sabatier. 2001. « Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis ». *Science* 294 (5547): 1702-4. <https://doi.org/10.1126/science.1060284>.
- Molino, Jean-François, Daniel Sabatier, Pierre Grenand, Julien Engel, Dawn Frame, Piero G. Delprete, Marie Fleury, et al. 2022. « An annotated checklist of the tree species of French Guiana, including vernacular nomenclature ». *Adansonia* 44 (26): 345-903. <https://doi.org/10.5252/adansonia2022v44a26>.
- Molto, Q., B. Hérault, J.-J. Boreux, M. Daullet, A. Rousteau, et V. Rossi. 2014. « Predicting Tree Heights for Biomass Estimates in Tropical Forests ‐ a Test from French Guiana ». *Biogeosciences* 11 (12): 3121-30. <https://doi.org/10.5194/bg-11-3121-2014>.
- Moriniaux, Vincent. 2023. « La forêt. France, XVIIe–XXIe siècle ». *Documentation Photographique*, février 2023.
- Morneau, François. 2007. « Effets d'un gradient d'engorgement sur la structure et la dynamique d'une forêt tropicale humide (Paracou, Guyane française) ». Phdthesis, École du Génie Rural, des Eaux et des Forêts.
- Mourguiart, Charline, et Sébastien Linares. 2013. « BD Carthage® Guyane ». *Netcom. Réseaux, communication et territoires*, n° 27-1/2 (septembre), 232-36. <https://doi.org/10.4000/netcom.1395>.
- Muñoz-Sabater, Joaquín, Emanuel Dutra, Anna Agustí-Panareda, Clément Albergel, Gabriele Arduini, Gianpaolo Balsamo, Souhail Boussetta, et al. 2021. « ERA5-Land: A State-of-the-Art Global Reanalysis Dataset for Land Applications ». *Earth System Science Data* 13 (9): 4349-83. <https://doi.org/10.5194/essd-13-4349-2021>.
- Muscarella, Robert, Samira Kolyaie, Douglas C. Morton, Jess K. Zimmerman, et María Uriarte. 2020. « Effects of Topography on Tropical Forest Structure Depend on Climate Context ». *Journal of Ecology* 108 (1): 145-59. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13261>.
- Muscarella, Robert, Julie Messier, Richard Condit, Stephen P. Hubbell, et Jens-Christian Svenning. 2018. « Effects of Biotic Interactions on Tropical Tree Performance Depend on Abiotic Conditions ». *Ecology* 99 (12): 2740-50. <https://doi.org/10.1002/ecy.2537>.
- N.**
- Nasi, Robert, et Peter Frost. 2009. « Sustainable Forest Management in the Tropics: Is Everything in Order but the Patient Still Dying? » *Ecology and Society* 14 (2). <https://doi.org/10.5751/ES-03283-140240>.
- Nguyen, Canh Phuc, et Binh Quang Nguyen. 2023. « Environmental foe or friend: The influence of the shadow economy on forest land ». *Land Use Policy* 124 (janvier):106456. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106456>.
- Nicolini, Éric, et Héléne Morel. 2016. « Etude du développement et des propriétés du bois de plantation d'espèces forestières guyanaises ». Rapport d'expertise. Kourou, France: CIRAD.
- Nobre, A. D., L. A. Cuartas, M. Hodnett, C. D. Rennó, G. Rodrigues, A. Silveira, M. Waterloo, et S. Saleska. 2011. « Height Above the Nearest Drainage – a Hydrologically Relevant New Terrain Model ». *Journal of Hydrology* 404 (1): 13-29. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.051>.
- Nunes, Paulo A. L. D, et Jeroen C. J. M van den Bergh. 2001. « Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? » *Ecological Economics* 39 (2): 203-22. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00233-6](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00233-6).
- O.**
- Odonne, Guillaume, Martijn van den Bel, Maxime Burst, Olivier Brunaux, Miléna Bruno, Etienne Dambrine, Damien Davy, et al. 2019. « Long-term influence of early human occupations on current forests of the Guiana Shield ». *Ecology*, juillet. <https://doi.org/10.1002/ecy.2806>.
- Odonne, Guillaume, et Jean-François Molino, éd. 2021. *Methods in historical ecology: insights from Amazonia*. London ; New York, NY: Routledge, Taylor & Francis Group.

- Odum, Eugene P., et Howard T. Odum. 1972. « Natural areas as necessary components of man's total environment ». In , 37:178-89. Washington, D.C., United States of America: Wildlife Management Institute.
- Office national des forêts. 2017. « Charte d'Exploitation Faibles Impacts ». Cayenne, France: Office National des Forêts. www1.onf.fr/outils/medias/20161206-170529-212433/++files++/5.
- O'Hagan, Anthony. 2019. « Expert Knowledge Elicitation: Subjective but Scientific ». *The American Statistician* 73 (sup1): 69-81. <https://doi.org/10.1080/00031305.2018.1518265>.
- Oldeman, R. a. A., et J. van Dijk. 1991. « Diagnosis of the Temperament of Tropical Rain Forest Trees. » In *Rain Forest Regeneration and Management*, 6:21-65. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/15983>.
- Oldeman, Roelof A. A. 1974. *L'architecture de la forêt guyanaise*. Mémoires ORSTOM, no 73. Paris: O.R.S.T.O.M.
- . 1990. *Forests: Elements of Silvology*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-75211-7>.
- Olivares, Ingrid, Jens-Christian Svenning, Peter M. Van Bodegom, et Henrik Balslev. 2015. « Effects of Warming and Drought on the Vegetation and Plant Diversity in the Amazon Basin ». *The Botanical Review* 81 (1): 42-69. <https://doi.org/10.1007/s12229-014-9149-8>.
- Oliveira, Ubirajara, Marcelo F. Vasconcelos, et Adalberto J. Santos. 2017. « Biogeography of Amazon Birds: Rivers Limit Species Composition, but Not Areas of Endemism ». *Scientific Reports* 7 (1): 2992. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03098-w>.
- Olivier de Sardan, Jean-Pierre. 2008. *La rigueur du qualitatif: les contraintes empiriques de l'interprétation socio-anthropologique*. Anthropologie prospective, no 3. Louvain-La-Neuve: Academia-Bruylant.
- Olson, David, et Eric Dinerstein. 2003. « The Global 200: Priority Ecoregions for Global Conservation ». *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89 (septembre). <https://doi.org/10.2307/3298564>.
- Olson, David M., Eric Dinerstein, Eric D. Wikramanayake, Neil D. Burgess, George V. N. Powell, Emma C. Underwood, Jennifer A. D'amico, et al. 2001. « Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity ». *BioScience* 51 (11): 933-38. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2).
- ONF Guyane. 2018. « Rapport d'activité 2018 - Direction territoriale de Guyane - ONF ». Rapport d'activité. Cayenne, France: ONF Direction territoriale Guyane.
- . 2021. « Rapport d'activité 2021 - Direction territoriale de Guyane - ONF ». Rapport d'activité. Rapport d'activité. Cayenne, France: ONF Direction territoriale Guyane.
- . 2022. « Rapport d'activité 2022 - Direction territoriale de Guyane - ONF ». Rapport d'activité. Rapport d'activité. Cayenne, France: ONF Direction territoriale Guyane.
- Orzack, Steven, et Elliott Sober. 1993. « A Critical Assessment of Levins's The Strategy of Model Building in Population Biology (1966) ». *The Quarterly Review of Biology* 68 (décembre):533-46. <https://doi.org/10.1086/418301>.
- Ostrom, Elinor. 2009. « A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems ». *Science* 325 (5939): 419-22. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>.
- P.**
- Page, Nino. 2018. « Modeling the impacts of selective logging on tropical forests: A first attempt with TROLL, in French Guiana ». Rapport de stage. Kourou: AgroParisTech.
- Paget, Dominique. 1999. « Etude de la diversité spatiale des écosystèmes forestiers guyanais: Réflexion méthodologique et application ». Phd thesis, Kourou, France: Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts. 19605. https://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=112460.
- Palomo-Kumul, Jorge, Mirna Valdez-Hernández, Gerald A. Islebe, Manuel J. Cach-Pérez, et José Luis Andrade. 2021. « El Niño-Southern Oscillation Affects the Water Relations of Tree Species in the Yucatan Peninsula, Mexico ». *Scientific Reports* 11 (1): 10451. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89835-8>.
- Pan, Yude, Richard A. Birdsey, Jingyun Fang, Richard Houghton, Pekka E. Kauppi, Werner A. Kurz, Oliver L. Phillips, et al. 2011. « A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests ». *Science* 333 (6045): 988-93. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>.

- Parant, B. 1980a. « Règles de classement des bois guyanais Tome 1 - bois en grumes ». Guide technique 1. Règles de classement des bois guyanais. Kourou, France: Centre Technique Forestier Tropical. AgroParisTech-Kourou. https://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=103230.
- . 1980b. « Règles de classement des bois guyanais Tome 2 - bois avivés ». Guide technique 2. Règles de classement des bois guyanais. Kourou, France: Centre Technique Forestier Tropical. AgroParisTech-Kourou. https://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=103230.
- Pardé, Jean. 1956. « Une notion pleine d'intérêt: la hauteur dominante des peuplements forestiers ». *Revue forestière française*, n° 12, 850-56. <https://doi.org/10.4267/2042/27262>.
- Parent, Claire, Nicolas Capelli, Audrey Berger, Michèle Crèvecoeur, et James F. Dat. 2008. « An overview of plant responses to soil waterlogging ». *Plant stress* 2 (1): 20-27.
- Pasgaard, Maya, et Neil Dawson. 2019. « Looking beyond Justice as Universal Basic Needs Is Essential to Progress towards 'Safe and Just Operating Spaces' ». *Earth System Governance* 2 (avril):100030. <https://doi.org/10.1016/j.esg.2019.100030>.
- Pearson, Timothy R. H., Sandra Brown, Lara Murray, et Gabriel Sidman. 2017. « Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: an underestimated source ». *Carbon Balance and Management* 12 (1): 3. <https://doi.org/10.1186/s13021-017-0072-2>.
- Pecchi, Matteo, Maurizio Marchi, Vanessa Burton, Francesca Giannetti, Marco Moriondo, Iacopo Bernetti, Marco Bindi, et Gherardo Chirici. 2019. « Species distribution modelling to support forest management. A literature review ». *Ecological Modelling* 411 (novembre):108817. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108817>.
- PEFC France. 2012. « Règles de la gestion forestière durable - Exigences pour la Guyane Française ». PEFC/FR ST 1003-2:2016. Paris, France: PEFC France.
- Peguero, Guille, Fernando Coello, Jordi Sardans, Dolores Asensio, Oriol Grau, Joan Llusà, Romà Ogaya, et al. 2023. « Nutrient-Based Species Selection Is a Prevalent Driver of Community Assembly and Functional Trait Space in Tropical Forests ». *Journal of Ecology* n/a (n/a). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14089>.
- Pereira, Rodrigo, Johan Zweede, Gregory P. Asner, et Michael Keller. 2002. « Forest Canopy Damage and Recovery in Reduced-Impact and Conventional Selective Logging in Eastern Para, Brazil ». *Forest Ecology and Management* 168 (1): 77-89. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(01\)00732-0](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(01)00732-0).
- Pernès, Jean, et Maurice Lourd. 1984. « Organisation des complexes d'espèces ». In *Gestion des ressources génétiques des plantes: Tome 2-Manuel*, édité par Jean Pernès, André Charrier, Daniel Combes, Jean-Louis Guillaumet, Jean-Marc Leblanc, Maurice Lourd, E. Nguyen Van, Yves Savidan, et Gérard Second, 5-106. Paris: Agence de Coopération Culturelle et Technique.
- Perry, George L. W. 2009. « Modelling and Simulation ». In *A Companion to Environmental Geography*, 336-56. John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781444305722.ch20>.
- Perthuisot, Nicolas. 1998. « Cellule Conseil pour l'Aménagement forestier et l'Utilisation des Bois (CCAUB) - Bilan et perspectives ». Rapport final. Cayenne, France: Office National des Forêts.
- Peters, Ronny, Adewole Olagoke, et Uta Berger. 2018. « A new mechanistic theory of self-thinning: Adaptive behaviour of plants explains the shape and slope of self-thinning trajectories ». *Ecological Modelling* 390 (décembre):1-9. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.10.005>.
- Pezzey, John C. V. 1997. « Sustainability Constraints versus "Optimality" versus Intertemporal Concern, and Axioms versus Data ». *Land Economics* 73 (4): 448-66. <https://doi.org/10.2307/3147239>.
- Pfeifer, Rolf, et Fumiya Iida. 2004. « Embodied Artificial Intelligence: Trends and Challenges ». In *Embodied Artificial Intelligence: International Seminar, Dagstuhl Castle, Germany, July 7-11, 2003. Revised Papers*, édité par Fumiya Iida, Rolf Pfeifer, Luc Steels, et Yasuo Kuniyoshi, 1-26. Lecture Notes in Computer Science. Berlin, Heidelberg: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-27833-7_1.
- Picard, Nicolas. 2019. « Asymmetric Competition Can Shape the Size Distribution of Trees in a Natural Tropical Forest ». *Forest Science* 65 (5): 562-69. <https://doi.org/10.1093/forsci/fxz018>.
- Picard, Nicolas, Laurent Gazull, et Vincent Freycon. 2006. « Finding Optimal Routes for Harvesting Tree Access ». *International Journal of Forest Engineering*. <https://doi.org/10.1080/14942119.2006.10702534>.

- Picard, Nicolas, Sylvie Gourlet-Fleury, et Éric Forni. 2012. « Estimating Damage from Selective Logging and Implications for Tropical Forest Management ». *Canadian Journal of Forest Research* 42 (3): 605-13. <https://doi.org/10.1139/x2012-018>.
- Pinard, Michelle A., Francis E. Putz, John Tay, et Thomas E. Sullivan. 1995. « Creating Timber Harvest Guidelines for a Reduced-Impact Logging Project in Malaysia ». *Journal of Forestry* 93 (10): 41-45. <https://doi.org/10.1093/jof/93.10.41>.
- Pinel, Serge. 1992. « Liste des publications et rapports du Centre ORSTOM de Cayenne : complément à l'édition de mars 1990 ». Cayenne, France: ORSTOM. Fonds IRD [F B010009295]; Cayenne. <https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:010009295>.
- Pinta, François, et Philippe Girard. 2009. « Production d'énergie à partir de forêt tropicale humide : une étude de cas en Guyane française ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 302 (décembre):53-63. <https://doi.org/10.19182/bft2009.302.a20401>.
- Piponiot, Camille, Geraldine Derroire, Laurent Descroix, Lucas Mazzei de Freitas, Ervan Rutishauser, Plinio Sist, et Bruno Héroult. 2018. « Assessing timber volume recovery after disturbance in tropical forests - A new modelling framework ». *Ecological Modelling* 384 (juillet). <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.05.023>.
- Piponiot, Camille, Edna Rödiger, Francis E. Putz, Ervan Rutishauser, Plinio Sist, Nataly Ascarrunz, Lilian Blanc, Géraldine Derroire, Laurent Descroix, Marcelino Carneiro Guedes, Euridice Honorio Coronado, Andreas Huth, Milton Kanashiro, Juan Carlos Licona, Lucas Mazzei, et al. 2019. « Can Timber Provision from Amazonian Production Forests Be Sustainable? » *Environmental Research Letters* 14 (6): 064014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab195e>.
- Piponiot, Camille, Edna Rödiger, Francis E. Putz, Ervan Rutishauser, Plinio Sist, Nataly Ascarrunz, Lilian Blanc, Géraldine Derroire, Laurent Descroix, Marcelino Carneiro Guedes, Euridice Honorio Coronado, Andreas Huth, Milton Kanashiro, Juan Carlos Licona, Lucas Mazzei de Freitas, et al. 2019. « Can Timber Provision from Amazonian Production Forests Be Sustainable? » *Environmental Research Letters* 14 (6): 064014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab195e>.
- Piponiot, Camille, Ervan Rutishauser, Géraldine Derroire, Francis E. Putz, Plinio Sist, Thales A. P. West, Laurent Descroix, et al. 2019. « Optimal Strategies for Ecosystem Services Provision in Amazonian Production Forests ». *Environmental Research Letters* 14 (12): 124090. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5eb1>.
- Piponiot-Laroche, Camille. 2018. « Quel futur pour les forêts de production en Amazonie ? Du bilan Carbone de l'exploitation forestière à la recherche de compromis entre services écosystémiques (bois d'oeuvre, biodiversité et carbone) ». Thesis, Université de Guyane. Amazonie. <http://agritrop.cirad.fr/591112/>.
- Plummer, Martyn, Nicky Best, Kate Cowles, et Karen Vines. 2006. « CODA: convergence diagnosis and output analysis for MCMC ». *R News* 6 (mars):7-11.
- Poirine, Bernard. 1993. « Le développement par la rente dans les petites économies insulaires ». *Revue économique* 44 (6): 1169-99. <https://doi.org/10.2307/3502273>.
- . 1995. *Les petites économies insulaires: théories et stratégies de développement*. Paris: Éd. l'Harmattan.
- . 2015. « La théorie de la base économique résidentielle "élargie" appliquée à deux économies régionales divergentes : la Polynésie française et la Nouvelle-Calédonie ». *Mondes en développement* 172 (4): 109-30. <https://doi.org/10.3917/med.172.0109>.
- Poisot, Timothée. (2012) 2016. « digitize : Use Data from Published Plots in R ». 4.1. R. <https://github.com/tpoisot/digitize>.
- Poissonnet, Mikaël, Alexis Parmantier, Brigitte Wyngaarde, Emmanuel Bifane Elle, Julien Demenois, et Guillaume Lescuyer. 2006. « Espoirs et difficultés du transfert de la gestion forestière à deux communautés de Guyane et du Cameroun ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 289 (septembre):5-16. <https://doi.org/10.19182/bft2006.289.a20309>.
- Ponnamperuma, Felix Nelson. 1972. « The chemistry of submerged soils ». *Advances in agronomy* 24:29-96. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60633-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60633-1).
- Poorter, L. 1999. « Growth Responses of 15 Rain-Forest Tree Species to a Light Gradient: The Relative Importance of Morphological and Physiological Traits ». *Functional Ecology* 13 (3): 396-410. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1999.00332.x>.
- Poorter, Lourens, Dylan Craven, Catarina C. Jakovac, Masha T. van der Sande, Lucy Amissah, Frans Bongers, Robin L. Chazdon, et al. 2021. « Multidimensional tropical forest recovery ». *Science* 374 (6573): 1370-76. <https://doi.org/10.1126/science.abh3629>.
- Pourali, S. H., C. Arrowsmith, N. Chrisman, A. A. Matkan, et D. Mitchell. 2016. « Topography Wetness Index Application in Flood-Risk-Based Land Use Planning ». *Applied Spatial Analysis and Policy* 9 (1): 39-54. <https://doi.org/10.1007/s12061-014-9130-2>.

Pretzsch, Hans. 2009. « Forest Dynamics, Growth, and Yield ». In *Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model*, édité par Hans Pretzsch, 1-39. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-88307-4_1.

Proto, Andrea Rosario, Giorgio Macri, Rien Visser, Diego Russo, et Giuseppe Zimbalatti. 2018. « Comparison of Timber Extraction Productivity between Winch and Grapple Skidding: A Case Study in Southern Italian Forests ». *Forests* 9 (2): 61. <https://doi.org/10.3390/f9020061>.

Putz, Francis E., Pieter A. Zuidema, Timothy Synnott, Marielos Peña-Claros, Michelle A. Pinard, Douglas Sheil, Jerome K. Vanclay, et al. 2012. « Sustaining Conservation Values in Selectively Logged Tropical Forests: The Attained and the Attainable: Sustaining Tropical Forests with Forestry ». *Conservation Letters* 5 (4): 296-303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>.

Puy, Arnald, Samuele Lo Piano, Andrea Saltelli, et Simon A. Levin. 2022. « Sensobol: An R Package to Compute Variance-Based Sensitivity Indices ». *Journal of Statistical Software* 102 (avril):1-37. <https://doi.org/10.18637/jss.v102.i05>.

Q.

Qian, Peter Z. G. 2012. « Sliced Latin Hypercube Designs ». *Journal of the American Statistical Association* 107 (497): 393-99. <https://doi.org/10.1080/01621459.2011.644132>.

Qin, Yuanwei, Xiangming Xiao, Jean-Pierre Wigneron, Philippe Ciais, Martin Brandt, Lei Fan, Xiaojun Li, et al. 2021. « Carbon Loss from Forest Degradation Exceeds That from Deforestation in the Brazilian Amazon ». *Nature Climate Change* 11 (5): 442-48. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01026-5>.

Qu, Yonghua, Ahmed Shaker, Carlos Alberto Silva, Carine Klauberg, et Ekena Rangel Pinagé. 2018. « Remote Sensing of Leaf Area Index from LiDAR Height Percentile Metrics and Comparison with MODIS Product in a Selectively Logged Tropical Forest Area in Eastern Amazonia ». *Remote Sensing* 10 (6): 970. <https://doi.org/10.3390/rs10060970>.

Quesada, C. A., J. Lloyd, L. O. Anderson, N. M. Fyllas, M. Schwarz, et C. I. Czimczik. 2011. « Soils of Amazonia with Particular Reference to the RAINFOR Sites ». *Biogeosciences* 8 (6): 1415-40. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1415-2011>.

Quesada, C. A., O. L. Phillips, M. Schwarz, C. I. Czimczik, T. R. Baker, S. Patiño, N. M. Fyllas, et al. 2012. « Basin-Wide Variations in Amazon Forest Structure and Function Are Mediated by Both Soils and Climate ». *Biogeosciences* 9 (6): 2203-46. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2203-2012>.

Quine, Christopher P., Barry A. Gardiner, et John Moore. 2021. « Wind disturbance in forests: The process of wind created gaps, tree overturning, and stem breakage ». In *Plant Disturbance Ecology (Second Edition)*, édité par Edward A. Johnson et Kiyoko Miyaniishi, 117-84. San Diego: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818813-2.00004-6.4>

R.

R Core Team. 2021. « R: A language and environment for statistical computing ». Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>.

Radev, Stefan T., Ulf K. Mertens, Andreas Voss, Lynton Ardizzone, et Ullrich Köthe. 2022. « BayesFlow: Learning Complex Stochastic Models With Invertible Neural Networks ». *IEEE Transactions on Neural Networks and Learning Systems* 33 (4): 1452-66. <https://doi.org/10.1109/TNNLS.2020.3042395>.

Rau, E.-Ping. 2022. « Rôle de la perturbation par le vent dans les forêts tropicales via un modèle dynamique de végétation et l'observation satellitaire ». These de doctorat, Toulouse 3. <https://www.theses.fr/2022TOU30003>.

Rau, E-Ping, Fabian Fischer, Émilie Joetzier, Isabelle Maréchaux, I Fang Sun, et Jérôme Chave. 2022. « Transferability of an Individual- and Trait-Based Forest Dynamics Model: A Test Case across the Tropics ». *Ecological Modelling* 463 (janvier):109801. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109801>.

Raworth, Kate. 2017. « A Doughnut for the Anthropocene: Humanity's Compass in the 21st Century ». *The Lancet Planetary Health* 1 (2): e48-49. [https://doi.org/10.1016/s2542-5196\(17\)30028-1](https://doi.org/10.1016/s2542-5196(17)30028-1).

Reichle, David E, Darrell C West, et Herman H Shugart. 1981. *Forest Succession: Concepts and Application*. New York: Springer New York. <http://public.ebookcentral.proquest.com/choice/publicfullrecord.aspx?p=3076920>.

Reid, Walter, Harold Mooney, A Cropper, D Capistrano, Stephen Carpenter, et Kartik Chopra. 2005. *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: synthesis*.

- Ribot, J. 2002. « African Decentralization: Local Actors, Powers and Accountability ». <http://hdl.handle.net/10919/65404>.
- Riviere, Miguel, Sylvain Caurila, et Philippe Delacote. 2020. « Evolving Integrated Models From Narrower Economic Tools: The Example of Forest Sector Models ». *Environmental Modeling & Assessment* 25 (4): 453-69. <https://doi.org/10.1007/s10666-020-09706-w>.
- Rockström, J., W. Steffen, Kevin Noone, Åsa Persson, F Stuart Chapin III, E.F. Lambin, T. Lenton, et al. 2013. « A safe operating space for humanity ». *Nature*, v.461, 472-475 (2009) 46 (janvier).
- Rockström, Johan, Will Steffen, Kevin Noone, Åsa Persson, F. Stuart III Chapin, Eric Lambin, Timothy Lenton, et al. 2009. « Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity ». *Ecology and Society* 14 (2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>.
- Roda, Jean-Marc. 2005. « Réseaux d'entreprises et stratégies industrielles dans les forêts tropicales ». Phdthesis, Université Paris-Diderot - Paris VII. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00011300>.
- Rödiger, Edna, Matthias Cuntz, Jens Heinke, Anja Rammig, et Andreas Huth. 2017. « Spatial Heterogeneity of Biomass and Forest Structure of the Amazon Rain Forest: Linking Remote Sensing, Forest Modelling and Field Inventory ». *Global Ecology and Biogeography* 26 (11): 1292-1302. <https://doi.org/10.1111/geb.12639>.
- Rödiger, Edna, Matthias Cuntz, Anja Rammig, Rico Fischer, Franziska Taubert, et Andreas Huth. 2018. « The Importance of Forest Structure for Carbon Fluxes of the Amazon Rainforest ». *Environmental Research Letters* 13 (5): 054013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabc61>.
- Rödiger, Edna, Nikolai Knapp, Rico Fischer, Friedrich J. Bohn, Ralph Dubayah, Hao Tang, et Andreas Huth. 2019. « From Small-Scale Forest Structure to Amazon-Wide Carbon Estimates ». *Nature Communications* 10 (1): 5088. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13063-y>.
- Rojat, Margaux. 2022. « Impact de l'exploitation sélective sur les forêts de Guyane française : Biomasse, diversité et interactions biotiques du voisinage ». Kourou, France: CIRAD.
- Rostain, Stéphen. 2008. « Le littoral des Guyanes, héritage de l'agriculture précolombienne ». *Études rurales*, n° 181 (novembre), 9-38. <https://doi.org/10.4000/etudesrurales.8602>.
- Rostain, Stéphen, Antoine Dorison, Geoffroy de Saulieu, Heiko Prümers, Jean-Luc Le Pennec, Fernando Mejía Mejía, Ana Maritza Freire, Jaime R. Pagán-Jiménez, et Philippe Descola. 2024. « Two thousand years of garden urbanism in the Upper Amazon ». *Science* 383 (6679): 183-89. <https://doi.org/10.1126/science.adi6317>.
- Rotondo, Francesco, Paola Perchinunno, Samuela L'Abbate, et Lucia Mongelli. 2022. « Ecological Transition and Sustainable Development: Integrated Statistical Indicators to Support Public Policies ». *Scientific Reports* 12 (1): 18513. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-23085-0>.
- Rotrou, Guillaume. 1986. « Maison à ossature bois en Guyane ». Rapport de stage. Cayenne, France: Direction départementale de l'équipement de la Guyane.
- Roux, Alice, Antoine Colin, Jean-François Dhôte, et Bertrand Schmitt. 2020. *Filière forêt-bois et atténuation du changement climatique: entre séquestration du carbone en forêt et développement de la bioéconomie*. Editions Quae. Paris, France: éditions Quae. <https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3121-8>.
- Ruiz-Vásquez, Melissa, Paola A. Arias, J. Alejandro Martínez, et Jhan Carlo Espinoza. 2020. « Effects of Amazon Basin Deforestation on Regional Atmospheric Circulation and Water Vapor Transport towards Tropical South America ». *Climate Dynamics* 54 (9-10): 4169-89. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05223-4>.
- Runemark, Anna, Mario Vallejo-Marin, et Joana I. Meier. 2019. « Eukaryote Hybrid Genomes ». *PLOS Genetics* 15 (11): e1008404. <https://doi.org/10.1371/journal.pgen.1008404>.
- Rutishauser, Ervan, Fabien Wagner, Bruno Herault, Eric-André Nicolini, et Lilian Blanc. 2010. « Contrasting Above-Ground Biomass Balance in a Neotropical Rain Forest ». *Journal of Vegetation Science* 21 (4): 672-82. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01175.x>.
- Ryan, Michael G., Robert M. Hubbard, Deborah A. Clark, et Robert L. Sanford. 1994. « Woody-Tissue Respiration for Simarouba Amara and Miquartia Guianensis, Two Tropical Wet Forest Trees with Different Growth Habits ». *Oecologia* 100 (3): 213-20. <https://doi.org/10.1007/BF00316947>.

S.

- Saatchi, Sassan, Marcos Longo, Liang Xu, Yan Yang, Hitofumi Abe, Michel André, Juliann E. Aukema, et al. 2021. « Detecting vulnerability of humid tropical forests to multiple stressors ». *One Earth* 4 (7): 988-1003. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.06.002>.
- Sabatier, Daniel, Lilian Blanc, Damien Bonal, Pierre Couteron, Anne-Marie Domenach, Vincent Freycon, Valéry Gond, et al. 2006. « Evaluation multi-échelles de la diversité spécifique, structurale et fonctionnelle des arbres en forêt guyanaise : prise en compte du substrat géologique, des sols et de la dynamique sylvigénétique ». Rapport final. Montpellier, France: IRD. http://pelissier.free.fr/pdf/DIME_report.pdf.
- Sabatier, Daniel, Michel Grimaldi, Marie-Françoise Prévost, Julie Guillaume, Michel Godron, Mireille Dosso, et Pierre Curmi. 1997. « The Influence of Soil Cover Organization on the Floristic and Structural Heterogeneity of a Guianan Rain Forest ». *Plant Ecology* 131 (1): 81-108. <https://doi.org/10.1023/A:1009775025850>.
- Sabbadin, Didier. 2015. « La production de bois en Guyane française à l'horizon 2045 ». Guyane: AgroParisTech.
- Sakschewski, Boris, Werner von Bloh, Alice Boit, Lourens Poorter, Marielos Peña-Claros, Jens Heinke, Jasmin Joshi, et Kirsten Thonicke. 2016. « Resilience of Amazon Forests Emerges from Plant Trait Diversity ». *Nature Climate Change* 6 (11): 1032-36. <https://doi.org/10.1038/nclimate3109>.
- Sales, Christian. 1989. « La transformation mécanique des bois guyanais ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 219 (mars):145-58. <https://doi.org/10.19182/bft1989.219.a19644>.
- . 1990. *La Scie a Ruban*. Cirad.
- Salles, Jean-Michel, Félix Teillard, Muriel Tichit, et Maiko Zanella. 2017. « Land Sparing versus Land Sharing: An Economist's Perspective ». *Regional Environmental Change* 17 (5): 1455-65. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1142-4>.
- Saltelli, Andrea, Marco Ratto, Terry Andres, Francesca Campolongo, Jessica Cariboni, Debora Gatelli, Michaela Saisana, et Stefano Tarantola. 2008. *Global Sensitivity Analysis: The Primer*. John Wiley & Sons.
- Sampaio, Gilvan, Laura S. Borma, Manoel Cardoso, Lincoln Muniz Alves, Celso von Randow, Daniel Andrés Rodriguez, Carlos A. Nobre, et Felipe Ferreira Alexandre. 2019. « Assessing the Possible Impacts of a 4 °C or Higher Warming in Amazonia ». In *Climate Change Risks in Brazil*, édité par Carlos A. Nobre, Jose A. Marengo, et Wagner R. Soares, 201-18. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92881-4_8.
- Sargent, R G. 2013. « Verification and validation of simulation models ». *Journal of Simulation* 7 (1): 12-24. <https://doi.org/10.1057/jos.2012.20>.
- Sarrailh, Jean-Michel. 1989. « L'opération ECEREX. Etudes sur la mise en valeur de l'écosystème forestier guyanais après déboisement. Le point sur les recherches en cours ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 219 (mars):79-97. <https://doi.org/10.19182/bft1989.219.a19650>.
- Sasaki, Nophea, et Francis E. Putz. 2009. « Critical Need for New Definitions of "Forest" and "Forest Degradation" in Global Climate Change Agreements ». *Conservation Letters* 2 (5): 226-32. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00067.x>.
- Scheffer, Marten, Jordi Bascompte, William Brock, Victor Brovkin, Stephen Carpenter, Vasilis Dakos, Hermann Held, Egbert Nes, Max Rietkerk, et George Sugihara. 2009. « Early-Warning Signals for Critical Transitions ». *Nature* 461 (octobre):53-59. <https://doi.org/10.1038/nature08227>.
- Scheffer, Marten, Steve Carpenter, Jonathan A. Foley, Carl Folke, et Brian Walker. 2001. « Catastrophic Shifts in Ecosystems ». *Nature* 413 (6856): 591-96. <https://doi.org/10.1038/35098000>.
- Schielein, Johannes, et Jan Börner. 2018. « Recent transformations of land-use and land-cover dynamics across different deforestation frontiers in the Brazilian Amazon ». *Land Use Policy* 76 (juillet):81-94. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.052>.
- Schmitt, Sylvain. 2017. « Rôle de la biodiversité dans la résilience des écosystèmes forestiers tropicaux après perturbation ». Rapport de stage. Kourou: AgroParisTech.
- . 2020. « Génomique Écologique de l'exploitation de Niche et de La Performance Individuelle Chez Les Arbres Forestier Tropicaux ». Phdthesis, Bordeaux, France: Université de bordeaux. <https://phdthesisylvainschmitt.netlify.app/>.
- Schmitt, Sylvain, et Marion Boisseaux. 2023. « Higher local intra- than interspecific variability in water- and carbon-related leaf traits among Neotropical tree species ». *Annals of botany* 131 (mars). <https://doi.org/10.1093/aob/mcad042>.

- Schmitt, Sylvain, Bruno Héroult, et Géraldine Derroire. 2023. « High Intraspecific Growth Variability despite Strong Evolutionary Legacy in an Amazonian Forest ». *Ecology Letters* n/a (n/a). <https://doi.org/10.1111/ele.14318>.
- Schmitt, Sylvain, Isabelle Maréchaux, Jerome Chave, Fabian Jörg Fischer, Camille Piponiot, Stéphane Traissac, et Bruno Héroult. 2019. « Functional Diversity Improves Tropical Forest Resilience: Insights from a Long-Term Virtual Experiment ». *Journal of Ecology*, novembre. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13320>.
- Schmitt, Sylvain, Guillaume **Salzet**, Fabian Jörg Fischer, Isabelle Maréchaux, et Jerome Chave. 2023. « *Rcontrol*: An R Interface for the Individual-based Forest Dynamics Simulator *TROLL* ». *Methods in Ecology and Evolution*, septembre, 2041-210X.14215. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14215>.
- Schmitt, Sylvain, Niklas Tysklind, Geraldine Derroire, Myriam Heuertz, et Bruno Héroult. 2021. « Topography shapes the local coexistence of tree species within species complexes of Neotropical forests ». *Oecologia* 196 (juin). <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04939-2>.
- Schmitt, Sylvain, Niklas Tysklind, Bruno Héroult, et Myriam Heuertz. 2021. « Topography Drives Microgeographic Adaptations of Closely Related Species in Two Tropical Tree Species Complexes ». *Molecular Ecology* 30 (20): 5080-93. <https://doi.org/10.1111/mec.16116>.
- Schmitz, Oswald J., Robert W. Buchkowski, Karin T. Burghardt, et Colin M. Donihue. 2015. « Functional Traits and Trait-Mediated Interactions: Connecting Community-Level Interactions with Ecosystem Functioning ». In *Advances in Ecological Research*, édité par Samraat Pawar, Guy Woodward, et Anthony I. Dell, 52:319-43. Trait-Based Ecology - From Structure to Function. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.01.003>.
- Schneider, Friedrich, Andreas Buehner, et Claudio E. Montenegro. 2010. « New Estimates for the Shadow Economies all over the World ». *International Economic Journal* 24 (4): 443-61. <https://doi.org/10.1080/10168737.2010.525974>.
- Schütz, Jean-Philippe, et Roelof Arent Albert Oldeman. 1996. « Gestion durable par automation biologique des forêts ». *Revue forestière française* 48 (S): 65-74. <https://doi.org/10.4267/2042/26805>.
- Serre, Jean-François. 1988. « Analyse technico-économique de la filière-bois en Guyane - Diagnostic de la SARL Velayoudon Guyane . Février-Mai 1988 ». Rapport de stage. Cayenne, France: Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (ENGREF). Centre de documentation forestière, Nancy, France.
- Sessions, John. 2007. *Forest Road Operations in the Tropics*. 1^{er} éd. Springer. <http://gen.lib.rus.ec/book/index.php?md5=4fd527b2cb88f4bcd96c220494284c82>.
- Sessions, John, Rudolf Heinrich, et Héctor Castaneda-Langlois. 2016. « Forest Road Engineering ». In *Tropical Forestry Handbook*, édité par Laslo Pancel et Michael Köhl, 2301-62. Berlin, Heidelberg: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-54601-3_162.
- Shenkin, Alexander, Benjamin Bolker, Marielos Peña-Claros, Juan Carlos Licona, et Francis E. Putz. 2015. « Fates of trees damaged by logging in Amazonian Bolivia ». *Forest Ecology and Management* 357 (décembre):50-59. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.009>.
- Shipley, B., D. Vile, et E. Garnier. 2006. « From Plant Traits to Plant Communities: A Statistical Mechanistic Approach to Biodiversity ». *Science* 314 (5800): 812-14. <https://doi.org/10.1126/science.1131344>.
- Sigg, Christian. 2018. « nsprcomp: Non-Negative and Sparse PCA ». <https://cran.r-project.org/web/packages/nsprcomp/>.
- Silva, Carlos A., Ruben Valbuena, Ekena R. Pinagé, Midhun Mohan, Danilo R. A. de Almeida, Eben North Broadbent, Wan Shafrina Wan Mohd Jaafar, Daniel de Almeida Papa, Adrian Cardil, et Carine Klauberg. 2019. « ForestGapR: An r Package for Forest Gap Analysis from Canopy Height Models ». *Methods in Ecology and Evolution* 10 (8): 1347-56. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.13211>.
- Silva, Carlos Alberto, Caio Hamamura, Ruben Valbuena, Steven Hancock, Adrian Cardil, Eben North Broadbent, Danilo Roberti Alves de Almeida, Celso H. L. Silva Junior, et Carine Klauberg. (2020) 2021. « rGEDI: NASA's Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) Data Visualization and Processing ». R. <https://R-Forge.R-project.org/projects/rgedi/>.
- Silva, Carlos Fabricio Assunção da, Mauricio Oliveira de Andrade, Alex Mota dos Santos, et Silas Nogueira de Melo. 2023. « Road network and deforestation of indigenous lands in the Brazilian Amazon ». *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 119 (juin):103735. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2023.103735>.
- Sist, Plinio. 2000a. « Les techniques d'exploitation à faible impact ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 265 (septembre):31-43. <https://doi.org/10.19182/bft2000.265.a20036>.

- . 2000b. « Reduced-Impact logging in the tropics: objectives, principles and impact of research ». *International Forestry Review* 2 (janvier):3-10. <https://doi.org/10.2307/42609931>.
- Sist, Plinio, et Fabricio Nascimento Ferreira. 2007. « Sustainability of Reduced-Impact Logging in the Eastern Amazon ». *Forest Ecology and Management* 243 (2): 199-209. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.014>.
- Sist, Plinio, et Nicolas Nguyen-Thé. 2002. « Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990–1996) ». *Forest Ecology and Management* 165 (1): 85-103. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00649-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00649-1).
- Sist, Plinio, Pablo Pacheco, Robert Nasi, et Juergen Blaser. 2015a. *Management of natural tropical forests for the future*.
- . 2015b. *Management of natural tropical forests for the future*.
- Sist, Plinio, Nicolas Picard, et Sylvie Gourlet-Fleury. 2003. « Sustainable Cutting Cycle and Yields in a Lowland Mixed Dipterocarp Forest of Borneo ». *Annals of Forest Science* 60 (8): 803-14. <https://doi.org/10.1051/forest:2003075>.
- Slik, J. W. Ferry, Víctor Arroyo-Rodríguez, Shin-Ichiro Aiba, Patricia Alvarez-Loayza, Luciana F. Alves, Peter Ashton, Patricia Balvanera, et al. 2015. « An estimate of the number of tropical tree species ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112 (24): 7472-77. <https://doi.org/10.1073/pnas.1423147112>.
- Sloan, Sean. 2015. « The development-driven forest transition and its utility for REDD+ ». *Ecological Economics* 116 (août):1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.010>.
- Smith, Stephen A., et Joseph W. Brown. 2018. « Constructing a Broadly Inclusive Seed Plant Phylogeny ». *American Journal of Botany* 105 (3): 302-14. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1019>.
- Sobol, I. M. 1998. « On quasi-Monte Carlo integrations ». *Mathematics and Computers in Simulation* 47 (2): 103-12. [https://doi.org/10.1016/S0378-4754\(98\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0378-4754(98)00096-2).
- Somival. 2019. « Programme régional forêt-bois de Guyane 2019-2029 ». Programme régional forêt-bois de Guyane. Cayenne: SOMIVAL.
- Song, Xiaodong, Brett A. Bryan, Keryn I. Paul, et Gang Zhao. 2012. « Variance-based sensitivity analysis of a forest growth model ». *Ecological Modelling* 247 (décembre):135-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.08.005>.
- Soong, Jennifer L., Ivan A. Janssens, Oriol Grau, Olga Margalef, Clément Stahl, Leandro Van Langenhove, Ifigenia Urbina, et al. 2020. « Soil Properties Explain Tree Growth and Mortality, but Not Biomass, across Phosphorus-Depleted Tropical Forests ». *Scientific Reports* 10 (1): 2302. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-58913-8>.
- Sousa, Thaiane R., Juliana Schietti, Igor O. Ribeiro, Thaise Emílio, Rafael Herrera Fernández, Hans ter Steege, Carolina V. Castilho, et al. 2022. « Water Table Depth Modulates Productivity and Biomass across Amazonian Forests ». *Global Ecology and Biogeography* 31 (8): 1571-88. <https://doi.org/10.1111/geb.13531>.
- Spawn, Seth A., Clare C. Sullivan, Tyler J. Lark, et Holly K. Gibbs. 2020. « Harmonized Global Maps of above and Belowground Biomass Carbon Density in the Year 2010 ». *Scientific Data* 7 (1): 112. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0444-4>.
- Steege, Hans ter, Nigel C. A. Pitman, Daniel Sabatier, Christopher Baraloto, Rafael P. Salomão, Juan Ernesto Guevara, Oliver L. Phillips, et al. 2013. « Hyperdominance in the Amazonian Tree Flora ». *Science* 342 (6156): 1243092. <https://doi.org/10.1126/science.1243092>.
- Stoudt, Sara, Valeri N. Vásquez, et Ciera C. Martinez. 2021. « Principles for Data Analysis Workflows ». *PLOS Computational Biology* 17 (3): e1008770. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1008770>.
- Sullivan, Martin J. P., Simon L. Lewis, Kofi Affum-Baffoe, Carolina Castilho, Flávia Costa, Aida Cuni Sanchez, Corneille E. N. Ewango, et al. 2020. « Long-term thermal sensitivity of Earth's tropical forests ». *Science* 368 (6493): 869-74. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7578>.
- Sullivan, Martin, Joey Talbot, Simon Lewis, Oliver Phillips, Lan Qie, Serge Kouob Begne, Jérôme Chave, et al. 2017. « Diversity and carbon storage across the tropical forest biome ». *Scientific Reports* 7 (janvier). <https://doi.org/10.1038/srep39102>.
- Sun, G., K. J. Ranson, D. S. Kimes, J. B. Blair, et K. Kovacs. 2008. « Forest vertical structure from GLAS: An evaluation using LVIS and SRTM data ». *Remote Sensing of Environment* 112 (1): 107-17. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.09.036>.

Swingedouw, Didier, Chinwe Ifejika Speranza, Annett Bartsch, Gael Durand, Cedric Jamet, Gregory Beaugrand, et Alessandra Conversi. 2020. « Early Warning from Space for a Few Key Tipping Points in Physical, Biological, and Social-Ecological Systems ». *Surveys in Geophysics* 41 (6): 1237-84. <https://doi.org/10.1007/s10712-020-09604-6>.

T.

Tardieu, Léa, Jean-Michel Salles, et Jean-Paul Chassany. 2012. « Faut-il avoir peur de l'approche économique de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes ? » *Forêt Méditerranéenne* 33 (janvier):119-28.

Taubert, Franziska, Markus Wilhelm Jahn, Hans-Jürgen Dobner, Thorsten Wiegand, et Andreas Huth. 2015. « The Structure of Tropical Forests and Sphere Packings ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112 (49): 15125-29. <https://doi.org/10.1073/pnas.1513417112>.

Taudiere, Adrien, Cyrille Violle, et Chris Baraloto. 2013. « Coexistence des espèces et variations des traits intra et inter-spécifiques : le cas de communautés d'arbres tropicaux en Guyane ».

Taupe, Gwenaëlle. 2023. « En 2022, si les naissances baissent en Guyane, la fécondité reste très élevée ». *Insee Flash Guyane*, 25 septembre 2023. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/7673285#onglet-2>.

Tavankar, F., B. Majnounian, et A. E. Bonyad. 2013. « Felling and Skidding Damage to Residual Trees Following Selection Cutting in Caspian Forests of Iran ». *Journal of Forest Science* 59 (5): 196-203. <https://doi.org/10.17221/53/2012-JFS>.

TEEB, éd. 2010. *Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of Teeb*. The Economics of Ecosystems & Biodiversity. Geneva: UNEP.

Tendron, Gérard. 2006. « Expertise de la filière forêt-bois en Guyane ». CGAAER n°1. Conseil général de l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux. Paris: Ministère de l'agriculture et de la pêche.

Terver, P. 1947. « Le commerce des bois tropicaux. 4. Historique du commerce des bois tropicaux français ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 3 (août):55-65. <https://doi.org/10.19182/bft1947.3.a18287>.

Thompson, Ian D., Manuel R. Guariguata, Kimiko Okabe, Carlos Bahamondez, Robert Nasi, Victoria Heymell, et Cesar Sabogal. 2013. « An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation ». *Ecology and Society* 18 (2): art20. <https://doi.org/10.5751/ES-05443-180220>.

Tietenberg, Thomas H., et Lynne Lewis. 2018. *Environmental and natural resource economics*. 11th edition. New York: Routledge, Taylor & Francis Group.

Tissot, M. 1989. « Valorisation papetière de la forêt guyanaise ». *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 220 (juin):77-83. <https://doi.org/10.19182/bft1989.220.a19633>.

Trumbore, S., P. Brando, et H. Hartmann. 2015. « Forest health and global change ». *Science* 349 (6250): 814-18. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>.

Tsayem Demaze, Moïse. 2008. « Quand le développement prime sur l'environnement : la déforestation en Amazonie brésilienne ». *Mondes en développement* 143 (3): 97-116. <https://doi.org/10.3917/med.143.0097>.

———. 2009. « Les conventions internationales sur l'environnement : état des ratifications et des engagements des pays développés et des pays en développement ». *L'Information géographique* 73 (3): 84-99. <https://doi.org/10.3917/liq.733.0084>.

———. 2010. « Éviter ou réduire la déforestation pour atténuer le changement climatique : le pari de la REDD ». *Annales de géographie* 674 (4): 338-58. <https://doi.org/10.3917/ag.674.0338>.

Turner, Monica G., et Robert H. Gardner. 2015. « Introduction to Models ». In *Landscape Ecology in Theory and Practice*, par Monica G. Turner et Robert H. Gardner, 63-95. New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2794-4_3.

U.

USS Working Group WRB. 2015. *World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015 International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps*. FAO. World Soil Resources Report 106. Rome, Italy.

V.

- Valeix, Jacques, et M. Mauperin. 1989. « Cinq siècles de l'histoire d'une parcelle de forêt domaniale de la terre ferme d'Amérique du Sud ». *Bois et Forêts des Tropiques*. <https://agritrop.cirad.fr/416852/>.
- Vallet, André. 2001. « Stratégie et développement de la filière bois ». Rapport d'expertise bureau d'étude. Cayenne: Sagittal.
- Veen, Hanneke van 't, Vincent G. Vyamana, et Maria J. Santos. 2022. « Forest Governance and Development Effects on Tropical Charcoal Production and Deforestation ». *Environmental Research Letters* 17 (2): 024040. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac462d>.
- Verburg, Peter H., John A. Dearing, James G. Dyke, Sander van der Leeuw, Sybil Seitzinger, Will Steffen, et James Syvitski. 2016. « Methods and Approaches to Modelling the Anthropocene ». *Global Environmental Change* 39 (juillet):328-40. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.007>.
- Verheijen, Lieneke M., Rien Aerts, Victor Brovkin, Jeannine Cavender-Bares, Johannes H. C. Cornelissen, Jens Kattge, et Peter M. van Bodegom. 2015. « Inclusion of Ecologically Based Trait Variation in Plant Functional Types Reduces the Projected Land Carbon Sink in an Earth System Model ». *Global Change Biology* 21 (8): 3074-86. <https://doi.org/10.1111/gcb.12871>.
- Vernay, Michel, et Sylvie Mouras. 2009. *Utilisation des bois de Guyane dans la construction*. Ed. Quae. <https://agritrop.cirad.fr/552763/>.
- Vernon, Ian, Michael Goldstein, et Richard Bower. 2014. « Galaxy Formation: Bayesian History Matching for the Observable Universe ». *Statistical Science* 29 (1): 81-90. <https://doi.org/10.1214/12-STS412>.
- Viale, Riccardo, éd. 2021. *Routledge handbook of bounded rationality*. Abingdon, Oxon ; New York, NY: Routledge.
- Villien, Clément, Manouchka Ponce, Sylvio Van der Pijl, Clément Coignard, Julien Panchout, et Thierry Deneuve. 2020. « Référentiel FSC® pour la Gestion Responsable des Forêts de Guyane ». Version projet 2.0. Vannes, France: Forest Stewardship Council.
- Vincent, Philippe Jules. 1987. « Le développement de l'exploitation forestière en guyane française ». Mémoire de fin d'étude. Bordeaux, France: Université de Bordeaux III. AgroParisTech-Kourou. https://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=141968.
- Violle, Cyrille, Brian J. Enquist, Brian J. McGill, Lin Jiang, Cécile H. Albert, Catherine Hulshof, Vincent Jung, et Julie Messier. 2012. « The Return of the Variance: Intraspecific Variability in Community Ecology ». *Trends in Ecology & Evolution* 27 (4): 244-52. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.11.014>.
- Violle, Cyrille, Marie-Laure Navas, Denis Vile, Elena Kazakou, Claire Fortunel, Irène Hummel, et Eric Garnier. 2007. « Let the Concept of Trait Be Functional! » *Oikos* 116 (5): 882-92. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>.
- Vleminckx, Jason. 2021. « Data for: Resolving Whole-Plant Economics from Leaf, Stem and Root Traits of 1467 Amazonian Tree Species ». Dryad. <https://doi.org/10.5061/DRYAD.C59ZW3R76>.
- Vleminckx, Jason, Claire Fortunel, Oscar Valverde-Barrantes, C. E. Timothy Paine, Julien Engel, Pascal Petronelli, Aurélie K. Dourdain, Juan Guevara, Solène Bérroujon, et Christopher Baraloto. 2021. « Resolving Whole-plant Economics from Leaf, Stem and Root Traits of 1467 Amazonian Tree Species ». *Oikos* 130 (7): 1193-1208. <https://doi.org/10.1111/oik.08284>.

W.

- WCED, éd. 1987. *Our common future*. Oxford paperbacks. Oxford ; New York: Oxford University Press.
- Weigelt, Alexandra, Liesje Mommer, Karl Andraczek, Colleen M. Iversen, Joana Bergmann, Helge Bruelheide, Ying Fan, et al. 2021. « An Integrated Framework of Plant Form and Function: The Belowground Perspective ». *New Phytologist* 232 (1): 42-59. <https://doi.org/10.1111/nph.17590>.
- Weisberg, Michael. 2007. « Who is a Modeler? » *The British Journal for the Philosophy of Science* 58 (mai). <https://doi.org/10.1093/bjps/axm011>.
- Wencelius, François. 1985. « le secteur forêt-bois dans les département français d'Amérique ». Rapport. Pointe-à-pitre, France: Ministère de l'agriculture, Direction des forêts.

- Werf, Edwin van der, Yonky Indrajaya, Frits Mohren, et Ekko C. van Ierland. 2019. « Logging Damage and Injured Tree Mortality in Tropical Forest Management ». *Natural Resource Modeling* 32 (4): e12210. <https://doi.org/10.1111/nrm.12210>.
- Werger, Marinus J. A., éd. 2011. *Sustainable Management of Tropical Rainforests: The CELOS Management System*. Paramaribo, Surinam: Tropenbos International.
- Westman, Walter E. 1977. « How Much Are Nature's Services Worth? ». *Science* 197 (4307): 960-64. <https://doi.org/10.1126/science.197.4307.960>.
- Westoby, Mark. 1984. « The Self-Thinning Rule ». In *Advances in Ecological Research*, édité par A. MacFadyen et E. D. Ford, 14:167-225. Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60171-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60171-3).
- White, Barry, Jae Ogilvie, David M.H. M.H. Campbell, Douglas Hiltz, Brian Gauthier, H. Kyle H. Chisholm, Hua Kim Wen, Paul N.C. N.C. Murphy, et Paul A. A. Arp. 2012. « Using the Cartographic Depth-to-Water Index to Locate Small Streams and Associated Wet Areas across Landscapes ». *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques* 37 (4): 333-47. <https://doi.org/10.4296/cwrj2011-909>.
- White, Ian R., Patrick Royston, et Angela M. Wood. 2011. « Multiple Imputation Using Chained Equations: Issues and Guidance for Practice ». *Statistics in Medicine* 30 (4): 377-99. <https://doi.org/10.1002/sim.4067>.
- Wong, Christina P., Bo Jiang, Ann P. Kinzig, Kai N. Lee, et Zhiyun Ouyang. 2015. « Linking Ecosystem Characteristics to Final Ecosystem Services for Public Policy ». Édité par Johannes Knops. *Ecology Letters* 18 (1): 108-18. <https://doi.org/10.1111/ele.12389>.
- Wright, Cynthia L., André L. A. de Lima, Eduardo S. de Souza, Jason B. West, et Bradford P. Wilcox. 2021. « Plant functional types broadly describe water use strategies in the Caatinga, a seasonally dry tropical forest in northeast Brazil ». *Ecology and Evolution* 11 (17): 11808-25. <https://doi.org/10.1002/ece3.7949>.
- X.**
- Xu, Yaozhan, Han Y. H. Chen, Zhiqiang Xiao, Dan Wan, Feng Liu, Yili Guo, Xiujian Qiao, et Mingxi Jiang. 2022. « Species Richness Promotes Productivity through Tree Crown Spatial Complementarity in a Species-Rich Natural Forest ». *Forests* 13 (10): 1604. <https://doi.org/10.3390/f13101604>.
- Y.**
- Yang, Jie, Min Cao, et Nathan G. Swenson. 2018. « Why Functional Traits Do Not Predict Tree Demographic Rates ». *Trends in Ecology & Evolution* 33 (5): 326-36. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.03.003>.
- Yao, Bin, Shiwen Teng, Ruize Lai, Xiaofeng Xu, Yan Yin, Chunxiang Shi, et Chao Liu. 2020. « Can atmospheric reanalyses (CRA and ERA5) represent cloud spatiotemporal characteristics? ». *Atmospheric Research* 244 (novembre):105091. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105091>.
- Yeboua, Koffi Ambroise. 2022. « Modélisation socio-économique et durabilité des flux de matières de la filière forêt-bois en Guyane française ». Rapport de stage. Kourou, France: AgroParisTech.
- Z.**
- Zanne, Amy E., David C. Tank, William K. Cornwell, Jonathan M. Eastman, Stephen A. Smith, Richard G. FitzJohn, Daniel J. McGlinn, et al. 2014. « Three Keys to the Radiation of Angiosperms into Freezing Environments ». *Nature* 506 (7486): 89-92. <https://doi.org/10.1038/nature12872>.
- Zhang, Beibei, Fabian Jörg Fischer, David A. Coomes, et Tommaso Jucker. 2023. « Logging Leaves a Fingerprint on the Number, Size, Spatial Configuration and Geometry of Tropical Forest Canopy Gaps ». *Biotropica* 55 (2): 354-67. <https://doi.org/10.1111/btp.13190>.
- Zhang, Bo, et Donald L DeAngelis. 2020. « An overview of agent-based models in plant biology and ecology ». *Annals of Botany* 126 (4): 539-57. <https://doi.org/10.1093/aob/mcaa043>.
- Zhang, Hui, Wanhui Ye, et Juyu Lian. 2019. « Scale-Dependent Functional Redundancy in a Tropical Forest ». *Tropical Conservation Science* 12 (janvier):1940082919893853. <https://doi.org/10.1177/1940082919893853>.
- Zhao, Yuan, Xiaoqiu Chen, Thomas Luke Smallman, Sophie Flack-Prain, David T. Milodowski, et Mathew Williams. 2020. « Characterizing the Error and Bias of Remotely Sensed LAI Products: An Example for Tropical and Subtropical Evergreen Forests in South China ». *Remote Sensing* 12 (19): 3122. <https://doi.org/10.3390/rs12193122>.

Zimmerman, Barbara L., et Cyril F. Kormos. 2012. « Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests ». *BioScience* 62 (5): 479-87.
<https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.5.9>.

Table des annexes

1. Article n°1 :

SCHMITT, Sylvain, **SALZET, Guillaume**, FISCHER, Fabian Jörg, MARÉCHAUX, Isabelle et CHAVE, Jerome, 2023. *rcontroll*: An R interface for the individual-based forest dynamics simulator *TROLL*. *Methods in Ecology and Evolution*. 28 septembre 2023. pp. 2041- 210X.14215. DOI [10.1111/2041-210X.14215](https://doi.org/10.1111/2041-210X.14215).

2. Article n°2 :

BADOUARD, Vincyane, SCHMITT, Sylvain, **SALZET, Guillaume**, GAQUIERE, Thomas, ROJAT, Margaux, BEDEAU, Caroline, BRUNAU, Olivier et DERROIRE, Géraldine, 2024. *LoggingLab*: An R package to simulate reduced-impact selective logging in tropical forests using forest inventory data. *Ecological Modelling*. 1 janvier 2024. Vol. 487, pp. 110539. DOI [10.1016/j.ecolmodel.2023.110539](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110539).

Article n°1 :

SCHMITT, Sylvain, **SALZET, Guillaume**, FISCHER, Fabian Jörg, MARÉCHAUX, Isabelle et CHAVE, Jerome, 2023. *rcontrol*: An R interface for the individual-based forest dynamics simulator *TROLL*. *Methods in Ecology and Evolution*. 28 septembre 2023. pp. 2041- 210X.14215. DOI [10.1111/2041-210X.14215](https://doi.org/10.1111/2041-210X.14215)

APPLICATION

rcontroll: An R interface for the individual-based forest dynamics simulator *TROLL*

Sylvain Schmitt¹  | Guillaume Salzet^{2,3}  | Fabian Jörg Fischer^{4,5}  |
Isabelle Maréchaux⁶  | Jerome Chave⁵ 

¹CNRS, UMR EcoFoG (Agroparistech, Cirad, INRAE, Université des Antilles, Université de la Guyane), Kourou, French Guiana; ²INRAE, UMR BETA (AgroParistech, CNRS, Université de Lorraine, Université de Strasbourg), Nancy, France; ³INRAE, UMR EcoFoG (Agroparistech, Cirad, CNRS, Université des Antilles, Université de la Guyane), Kourou, French Guiana; ⁴School of Biological Sciences, University of Bristol, Bristol, UK; ⁵Laboratoire Evolution et Diversité Biologique, UMR5174, CNRS, Université Paul Sabatier, IRD, Toulouse Cedex 9, France and ⁶AMAP, Univ Montpellier, INRAE, IRD, CIRAD, CNRS, Montpellier, France

Correspondence

Sylvain Schmitt

Email: sylvain.m.schmitt@gmail.com**Funding information**

Agence Nationale de la Recherche, Grant/Award Number: ANAEE-France: ANR-11-INBS-0001, TULIP: ref. ANR-10-LABX-0041 and CEBA: ref. ANR-10-LABX-25-01; CNES (BIOMASS-VALO TOSCA Project); LECOS Project

Handling Editor: Aaron Ellison**Abstract**

1. A central challenge in ecology is understanding the emergence of patterns as the result of interactions among individuals. Dynamic forest models can provide a fine-scale description of the ecological, physiological and environmental processes that explain the demography of coexisting tree species. This in turn helps predict changes under future scenarios. However, model accessibility is a major obstacle to a wide use and communication across scientific disciplines and for educational purposes.
2. Here, we present the R package *rcontroll*, which provides access to the *TROLL* forest simulator in the R environment. *TROLL* is individual-based and spatially explicit and leverages knowledge of ecology, biogeochemistry and tree ecophysiology through a trait-based parameterisation. *TROLL* has been used to simulate carbon fluxes and tree diversity in tropical and subtropical forests and to explore forest resilience to disturbance and environmental changes more generally. *rcontroll* provides a user-friendly environment to set up and analyse *TROLL* simulations with varying community compositions, ecological parameters and climate conditions.
3. We show how to test parameter sensitivity in *TROLL* using the *rcontroll* R package. We also demonstrate the flexibility and ease of use of *rcontroll* by replicating a previously published study based on the *TROLL* simulator. Both examples are included with reproducible code documents.
4. Complex forest simulators are important scientific tools for science and education, and wide access to these tools is an important condition for their adoption. *TROLL* is designed to address a wide range of ecological and environmental questions, and the new R package *rcontroll* is designed to be an entry point for *TROLL* model users.

This is an open access article under the terms of the [Creative Commons Attribution-NonCommercial](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/) License, which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited and is not used for commercial purposes.

© 2023 The Authors. *Methods in Ecology and Evolution* published by John Wiley & Sons Ltd on behalf of British Ecological Society.

KEYWORDS

forest simulator, individual-based model, R package, spatially explicit, TROLL

1 | INTRODUCTION

Forests are often conceptualised as a dynamic collection of individual trees responding in different and complex ways to local interactions, environmental change and natural and anthropogenic disturbances (Levin, 1998; Shugart, 1984). Forests, as major stores of carbon, home to considerable biodiversity and providers of key ecosystem services, also are at the nexus of the environmental challenges of this century. They are threatened, being exposed to a wide range of impacts, including commodity-driven deforestation, forestry, shifting agriculture and wildfires (Curtis et al., 2018), and to the consequences of climate change (Hubau et al., 2020; Saatchi et al., 2013). To understand how the processes that govern forest dynamics interact and how forests will respond to anthropogenic pressure, it is vital to produce biologically informed scenarios and for this models are important tools (Fisher et al., 2018; Shugart et al., 2018).

Modern forest IBMs are usually written in high-performance languages such as C++ or Fortran, with platform-specific compilation challenges. Until now, forest IBMs have therefore been limited to a small number of expert users, typically core developers. This contrasts with other modelling approaches, such as species distribution models (SDMs) which also require complex, low-level code, but which have been widely adopted, in part due to the wide availability of tools and R packages for researchers and students (Phillips et al., 2006; Schmitt et al., 2017). Conversely, few forest IBMs are currently available as R packages—*plant* being a rare example (Falster et al., 2016)—making it difficult to reproduce research and to use IBMs in applied settings, both in research and beyond.

Forest models create links between a range of data to simulate forest dynamics on spatial and temporal scales inaccessible to empirical studies (Marechaux et al., 2020). In the diverse family of forest dynamic models, individual-based models (IBMs) are unique in simulating the growth and demography of each individual tree, and in the relative ease with which they integrate field data to simulate ecological and physiological processes. Remarkably, from a historical perspective, IBMs were also the first type of numerical forest models, developed in the early 1960s for the purpose of optimising the yield of plantations (Ek & Monserud, 1974) and soon after to extend modelling capacities to any forest type (Shugart & West, 1980). Individual-based forest simulators have since proved useful for studying species-rich tropical forests (Kazmierczak et al., 2014; Köhler & Huth, 1998; Purves & Pacala, 2008; Urban et al., 1991) and for addressing a broad range of fundamental and applied questions (Marechaux et al., 2020), such as the effect of biodiversity on forest functioning through virtual experiments (Marechaux & Chave, 2017; Morin et al., 2014; Sakschewski et al., 2016; Schmitt et al., 2020), or the quantification of forest carbon stocks and fluxes (Fischer et al., 2015; Fyllas et al., 2017). By leveraging remote-sensing

products, IBMs have expanded both their spatial scale of application and range of parameterisation (Fischer et al., 2019; Rödig et al., 2017, 2018; Shugart et al., 2015), and remote-sensing products have been benchmarked with the aid of virtual remotely sensed scenes (Knapp et al., 2018).

To fill this gap, we present an R package named *rcontroll*, which integrates the *TROLL* individual-based model into R to simulate forest ecosystem processes and species dynamics. The *TROLL* model was originally developed for tropical forests, with the aim of simulating ecological succession from bare ground and the spatial patterns emerging from tree falls and gap dynamics (Chave, 1999). Species-specific parameters are based on plant functional traits allowing the joint simulation of carbon and tree diversity (Marechaux & Chave, 2017). *TROLL* has been applied to the study of tropical forest resilience (Schmitt et al., 2020), tree allometry and how it can be inferred from remote sensing (Fischer et al., 2019), and forest responses to wind-throw (Rau et al., 2022).

rcontroll provides user-friendly functions for setting up and analysing *TROLL* simulations. Users specify floristic community composition, ecological parameters and climatic conditions, and default values are available where possible. *rcontroll* provides default data for demonstration runs, a climate data generator from a global dataset, visualisation tools as well as a generator of virtual LIDAR point clouds. Here, we demonstrate the flexibility of *rcontroll* by testing the sensitivity of *TROLL* parameters and replicating analyses from a previously published study using reproducible code examples.

2 | MATERIALS AND METHODS

2.1 | *TROLL* model

TROLL is a spatially explicit and individual-based forest model. We provide a short overview in the following section and a schematic diagram illustrating the functioning of *TROLL* (Figure 1a), but refer the reader to the original *TROLL* publications for further details (Chave, 1999; Marechaux & Chave, 2017, Appendix S5, Figure S1 therein for another schematic diagram).

Tree growth and competition in *TROLL* happen in a 3D space, which is discretised into voxels of one cubic metre. Within this space, trees establish, grow and interact with each other, both vertically and horizontally, with at most one tree per square metre. A simplified tree geometry is adopted: the tree trunk is represented by a cylinder, characterised by its diameter at breast height (DBH) and total height; its crown has a symmetrical geometric shape such as a cylinder, cone or elliptical surface, which is characterised by its radius and depth and adjustable via shape parameters. Each tree is attributed to a botanical species with corresponding species-specific

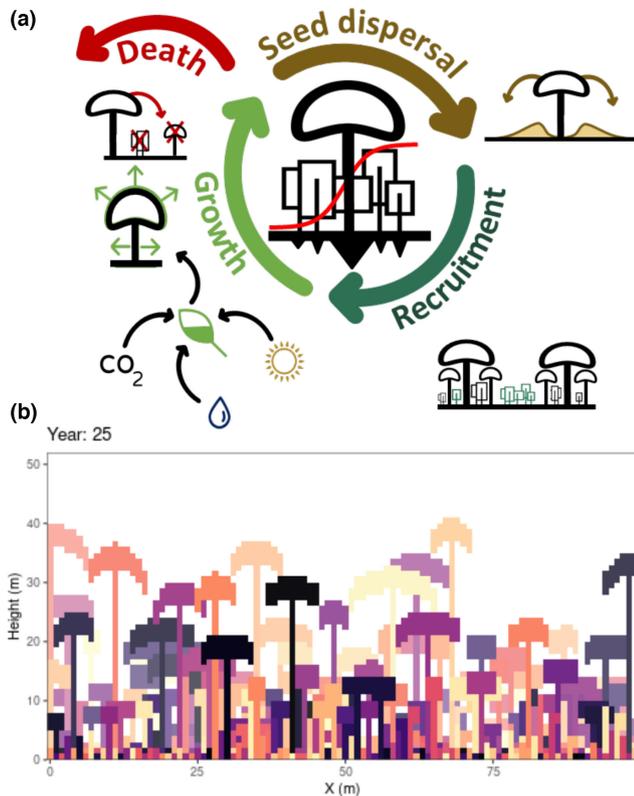


FIGURE 1 TROLL forest simulator. (a) TROLL is a spatially explicit and individual-based forest model, which simulates carbon assimilation and allocation (light green), trunk and crown growth (light green), seed dispersal (brown) and tree deaths (red) and recruitments (dark green). (b) Output from a TROLL simulation using the `autogif` function in the `rcontroll` package. The image shows a vertical cut in the forest structure along the x -axis (in metres) with individual tree height (metres) on the y -axis. The tree colours indicate the identity of the species and can be changed using the `ggplot2` grammar. The figure shows the forest structure after 625 years of a successional trajectory starting from bare ground, which can be seen dynamically over 200 years at <https://raw.githubusercontent.com/sylvainschmitt/rcontroll/main/inst/figures/troll.gif>.

plant functional traits related to ecophysiological processes, including photosynthesis, carbon allocation and mortality, as well as tree architecture. Specifically, these traits include leaf mass per area LMA (g m^{-2}), leaf nitrogen N (mg g^{-1}), leaf phosphorus P (mg g^{-1}) and wood density WD (g cm^{-3}), as well as two parameters h_{max} and ah which describe allometric growth between trunk diameter dbh (m) and tree height h (m) according to a Michaelis–Menten equation: $h = \frac{h_{\text{max}} \times dbh}{(dbh + ah)}$. Horizontal growth of crown radius cr is modelled according to a power law $cr = a \times dbh^b$, with parameters a and b specified at the community level. Crown depth cd is modelled as a fixed fraction of tree height.

New trees are recruited into the community from a seed bank that is filled by an external seed rain. If the simulated stand contains mature trees, these will also contribute to the seed rain. Each model iteration, a random seed is selected from the seedbank and, provided that the environmental conditions are favourable

for tree growth (the potential tree's light compensation point is exceeded), turned into a seedling of 1 cm DBH. Otherwise, the grid cell remains empty. For each tree thus established, *TROLL* simulates carbon assimilation, carbon allocation, trunk and crown growth, seed dispersal and tree death (Figure 1a). *TROLL* uses the C3 photosynthesis model of Farquhar et al. (1980), a function of local temperature, light irradiance, vapour pressure deficit and atmospheric CO_2 concentration. Model parameters, including the maximum rate of carboxylation, V_{cmax} and the maximum electron transport capacity, J_{max} , are inferred from the species-specific plant functional traits N, P and LMA (Domingues et al., 2010). Solar irradiance is calculated within each voxel as the fraction of irradiance transmitted by the voxels above following a Beer–Lambert law, while temperature and vapour pressure deficit are varying throughout the canopy according to empirical functions (Maréchaux & Chave, 2017). Carbon assimilation is calculated half-hourly for a representative day per month. Stomatal conductance responds to air vapour pressure deficit and is modelled according to Medlyn et al. (2011). Net assimilable carbon is calculated as gross assimilable carbon through photosynthesis minus respiration (Atkin et al., 2015) and is allocated to trunk and root growth, leaf production and reproduction based on empirical relationships and the biomass density of each component (LMA, WD). If leaf area reaches its optimum, no further leaves are allocated, and the excess carbon is allocated to growth or a storage pool (Fischer, 2019). Tree growth results in a change in tree height and crown size following DBH-driven allometries, which in turn influence the light environment at the next time step. In *TROLL*, tree mortality results from three distinct processes: (i) stochastic mortality, modelled as a function of a maximum background mortality rate and a linearly decreasing relationship with species-specific wood density; (ii) carbon starvation, if net assimilated carbon is negative over a consecutive period exceeding the leaf lifespan; and (iii) stochastic treefall events, assumed to depend on a tree height threshold.

The combination of these processes at the individual level leads to realistic community-level dynamics, including successional patterns in species composition, self-thinning and gradual saturation of stand biomass on decadal to centennial timescales even with minimal calibration (Maréchaux & Chave, 2017; Rau et al., 2022). The minimal set of input files required for a *TROLL* run include (i) climate data for the focal location, (ii) functional traits for the list of species at the focal location and (iii) global parameters, that is parameters that do not depend on species identity. All these input files and simulation parameters can be easily configured and run using *rcontroll*.

2.2 | *rcontroll* workflow and usage

TROLL is coded in C++, and it typically simulates hundreds of thousands of individuals over hundreds of years in several hectares in minutes (a simulation over 4 ha and 600 years lasts ca. 1 min on

a typical personal computer). The *rcontroll* R package is a wrapper of *TROLL* that comprises the model and facilitates its access to users. *rcontroll* currently calls version 3.1.7 of *TROLL* using the *Rcpp* package (Eddelbuettel & François, 2011). *rcontroll* includes functions that generate inputs for simulations and run simulations. Finally, it is possible to analyse the *TROLL* outputs through tables, figures and maps taking advantage of other R visualisation packages. *rcontroll* also offers the possibility to generate a virtual LIDAR point cloud that corresponds to a snapshot of the simulated forest.

2.3 | Construction and manipulation of input files

As stated above, three types of input data are needed for a typical *TROLL* simulation: (i) climate data, (ii) plant functional traits and (iii) global model parameters. Presimulation functions include global parameters definition (*generate_parameters* function) and climate data generation (*generate_climate* function). *rcontroll* also includes default data for species and climate inputs for a typical French Guiana rainforest site. The purpose of the *generate_climate* function with the help of the corresponding vignette is to create *TROLL* climate inputs from ERA5-Land (Muñoz-Sabater et al., 2021), a global climatic reanalysis dataset that is freely available (see [Supplementary Information S11](#)). The ERA5-Land climate reanalysis is available at 9 km spatial resolution and hourly temporal resolution since 1950, and daily or monthly means are available and their uncertainties reported. Therefore, *rcontroll* users only need to input the species-specific trait data to run *TROLL* simulations, irrespective of the site. *TROLL* was originally developed for tropical and subtropical forests, so certain assumptions must be critically examined when applying it outside the tropics. The input files can be used to start a *TROLL* simulation run within the *rcontroll* environment (see below) or saved so that the *TROLL* simulation can be started as a command line tool.

2.4 | Simulations

The default option is to run a *TROLL* simulation using the *troll* function of the *rcontroll* package. The output is stored in a *trollsim* R class. For multiple runs, users can rely on the *stack* function, and the output is stored in the *trollstack* class. Both *trollsim* and *trollstack* values can be accessed using object attributes in the form of simple R objects (with @ in R). They consist of eight simulation attributes: (1) name, (2) path to saved files, (3) parameters, (4) inputs, (5) log, (6) initial and final state, (7) ecosystem output metrics and (8) species output metrics. The initial and final states are represented by a table with the spatial position, size and other relevant traits of all trees at the start and end of the simulation. The ecosystem and species metrics are summaries of ecosystem processes and states, such as net primary production and above-ground biomass, and they are documented at species level and

aggregated over the entire stand. Simulations can be saved using a user-defined path when run and later loaded as a simple simulation (*load_output* function) or a stack of simulations (*load_stack* function).

2.5 | Simulated airborne LIDAR scanning option

TROLL also has the capacity of generating point clouds from virtual aerial LIDAR scanning of simulated forest scenes. Within each cubic metre voxel of the simulated stand, points are generated probabilistically, with the probability depending both on the amount of light reaching the particular voxel and the amount of leaf matter intercepting light within the voxel. Extinction and interception of light are based on the Beer–Lambert law, but an effective extinction factor is used to account for differences between the near-infrared and visible light. The definition of the LIDAR parameters (*generate_lidar* function) is optional but allows the user to add a virtual aerial LIDAR scan for a time step of the *TROLL* simulation. When this option is enabled, the cloud of points from simulated aerial LIDAR scans is stored as LAS using the R package *lidR* (Roussel et al., 2020) as a ninth attribute of the *trollsim* and *trollstack* objects.

2.6 | Manipulation of simulation outputs

rcontroll includes functions to manipulate simulation outputs. Simulation outputs can be retrieved directly from the *trollsim* or *trollstack* objects and summarised or plotted in the R environment with the *print*, *summary* and *autoplot* functions. The *get_chm* function allows users to retrieve canopy height models from aerial LIDAR point clouds ([Figure 2](#)). In addition, a *rcontroll* function is available to visualise *TROLL* simulations as an animated figure (*autogif* function, [Figure 1b](#)).

3 | APPLICATIONS

3.1 | Sensitivity of *TROLL* parameters

As a first example, we performed a sensitivity analysis of 12 parameters ([Table 1](#)), the results of which could be used for effective model calibration. Calibration of *TROLL* consists of adjusting the parameter values so that the model behaves as closely as possible to the empirical data. We simulated an undisturbed forest plot located in French Guiana based on the inventory data from the Paracou research station (Gourlet-Fleury et al., 2004). We retained only the species provided as defaults in *rcontroll*. We sampled the parameter space using the Latin hypercube sampling (LHS) method, using the a priori parameter ranges ([Table 1](#)). LHS was modified to account for the expected correlation between parameters (Fischer, 2019) using the Huntington–Lyrintzis algorithm (Huntington & Lyrintzis, 1998) implemented in the *pse* R package (Chalom & Prado, 2017). Parameter combinations were replicated 10 times to assess stochastic variation

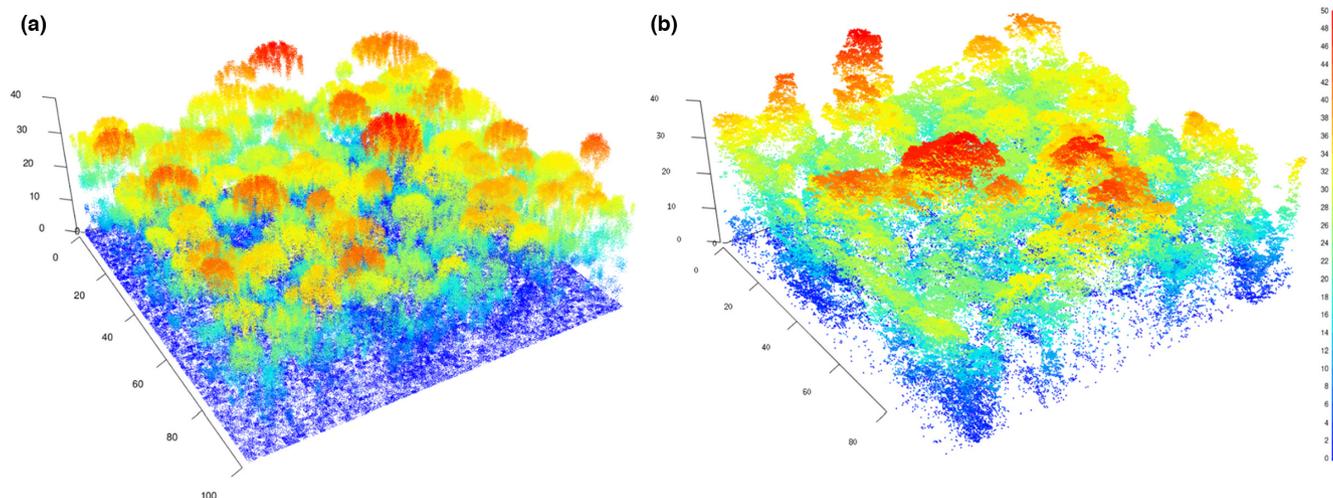


FIGURE 2 Comparison of clouds of points obtained from a virtual airborne LIDAR scan of a forest scene simulated with TROLL (a) with a real airborne LIDAR scan from Nouragues station (b). The horizontal axes represent the x-axis and y-axis (in metres), and the vertical axis represents height (in metres). The thermal colour scale indicates the height of the points in the cloud, from 0m in dark blue to 50m in red. The LIDAR simulator is not a ray tracing algorithm, but an approximation of the real laser scans, and the comparison shows among other things simplified geometric shapes of the trees and no return loss due to oblique angles.

TABLE 1 Parameters used for the sensitivity analysis. Parameters have been classified by associated processes. The a priori interval used for sensitivity analysis is given for each parameter with its source.

Processes	Parameters	A priori interval	Source
Leaf ecophysiology	k_{light} : light extinction coefficient (dimensionless)	[0.50, 0.95]	Maréchaux and Chave (2017)
	Φ : apparent quantum yield for C fixation (molC. molphotons ⁻¹)	[0.04, 0.09]	
	g_1 : stomatal conductance parameter (kPa)	[2.00, 5.00]	
Carbon allocation	f_{wood} : fraction of NPP allocated to wood growth (%)	[0.01, 1.00]	$f_{\text{wood}} + f_{\text{canopy}} + f_{\text{leaf}} = 1$
	f_{canopy} : fraction of NPP allocated to canopy (%)	[0.01, 1.00]	
Mortality	m_0 : maximal basal mortality rate (events. year ⁻¹)	[0.01, 0.05]	Fischer (2019)
	w_{glim} : wood specific gravity limiting mortality factor (dimensionless)	[1.00, 1.20]	Maréchaux and Chave (2017)
	V_c : treefall stochastic threshold (dimensionless)	[0.01, 0.15]	Rau et al. (2022)
Reproduction	seedrain: Total number of reproduction opportunities coming from outside	[100, 100,000]	Maréchaux and Chave (2017)
	nbs_0 : local seed dispersed par mature tree	[1, 1000]	
Crown allometry	CR_a : intercept of Log-Log regression to infer crown radius from DBH	[1.5, 3]	Fischer (2019) with a correlation factor: $\rho = 0.65$
	CR_b : slope of Log-Log regression to infer crown radius from DBH	[0.4, 0.8]	

(500 combinations \times 10 replications leading to 5000 simulations). Simulations were run from an initial bare ground for 600 years using the *stack* function in *rcontroll*, and they were subsequently summarised into four ecosystem metrics averaged over the last 100 years: the number of trees ≥ 10 cm DBH, the number of trees ≥ 30 cm DBH, above-ground biomass and gross primary production. To convert the discrete response into a continuous response function, covering the entire space of the 12 parameters, we derived a Gaussian process model for each ecosystem metric from the repeated samples using the *hetGP* R package (Binois & Gramacy, 2021). This surrogate

method allows us to generate any number of additional simulations for any parameter combination and yields robust mean estimates of ecosystem metrics with TROLL parameters independent from the noise generated from replications.

Finally, a sensitivity analysis was carried out using the *sensitivity* R package to determine the relative influence of the 12 parameters on the mean estimates of the four ecosystem metrics. We used Morris analysis, a qualitative approach to eliminate non-influential parameters (Morris, 1991). Morris analysis is based on a one-step-at-a-time sampling scheme (i.e. at each run, only one

input parameter is given a new value), which infers the effects of each parameter on the ecosystem metrics. The sensitivity factors can be compared globally, and the nonlinearity and interaction of the model is described qualitatively. The Morris analysis highlighted *TROLL* sensitivity to the parameters CR_a of the allometric relationship between crown radius and trunk diameter, the fraction of net primary productivity allocated to the canopy f_{canopy} and the apparent quantum yield for carbon fixation ϕ (Figure 3; Fischer et al., 2019; Maréchaux & Chave, 2017). The Morris analysis also revealed the importance of nonlinear effects or interactions of the tested parameters on the four ecosystem metrics, which can be explored further quantitatively with variance-based analyses (e.g. Sobol indices, see Supplementary Information S12 and S13). Thus, use case shows how *rcontrol* helps handle complex and simulation-intensive experiments, fostering our understanding of the *TROLL* model behaviour, and hence of model predictions and uncertainties, as well as its transferability.

3.2 | Functional diversity and forest resilience

As a second example of *rcontrol* application, we revisited the question: does functional diversity improve the tropical forest resilience to disturbance, which has been previously addressed in a virtual experiment using *TROLL* (Schmitt et al., 2020). We

replicated a scaled-down version of this experiment to demonstrate how the *rcontrol* interface facilitates the implementation of a simulated experiment such as this one (Supplementary Information S14 and S15). For three levels of species richness (5, 10 and 20), we simulated 10 random assemblages of communities whose composition from the default *TROLLv3_species* dataset included in *rcontrol* (resulting in 30 simulations). This was done using the *stack* function. Simulations were initialised from bare ground and run for 600 years to reach a mature forest state. We then sampled half of the individual trees and removed the rest to simulate a random disturbance (simplified from Schmitt et al., 2020). After the disturbance stage, forest dynamics was simulated for another 600 years, again using the *stack* function. A control simulation was also conducted (with no disturbance). Taxonomic and functional diversity were assessed before and after disturbance using indices of species richness and functional diversity (FDiv, the volume of functional space occupied by the community; FEve, the regularity of the distribution of abundance within this volume; Villéger et al., 2008). We computed changes in above-ground biomass, basal area, total number of stems, number of stems larger than 10 cm and 30 cm DBH, from which we calculated a resilience index (see Schmitt et al., 2020). The *rcontrol* package reproduces the analyses of Schmitt et al. (2020) with only about 80 lines of R code, increasing transparency and replicability (Supplementary Information S14 and S15; Figure 4).

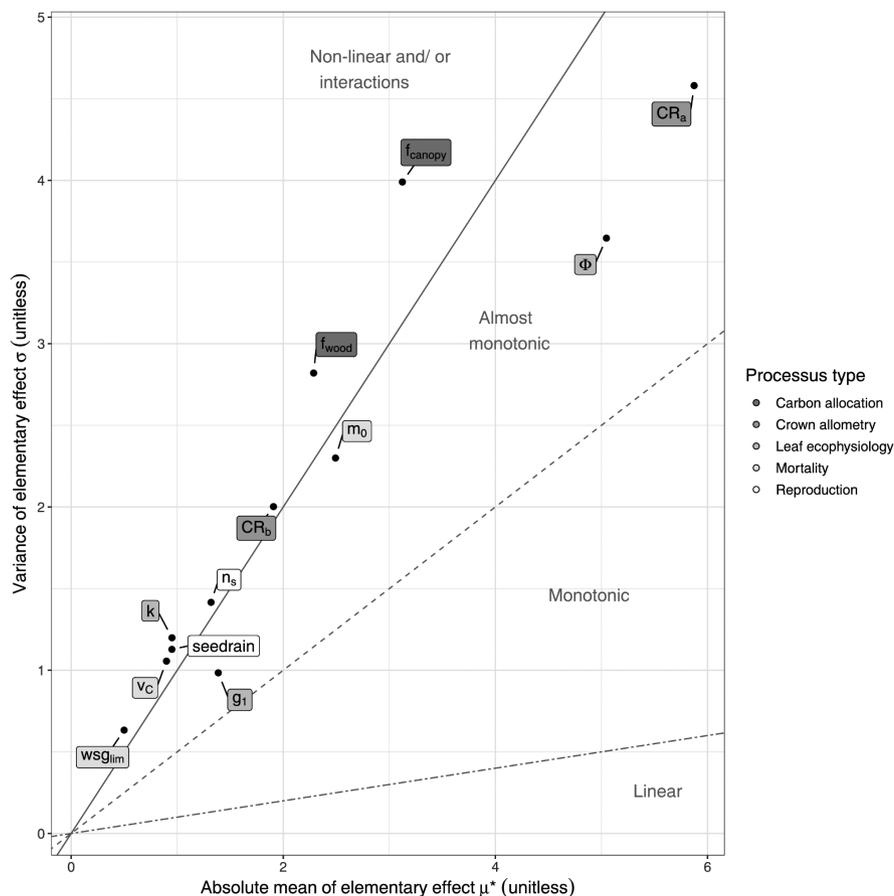
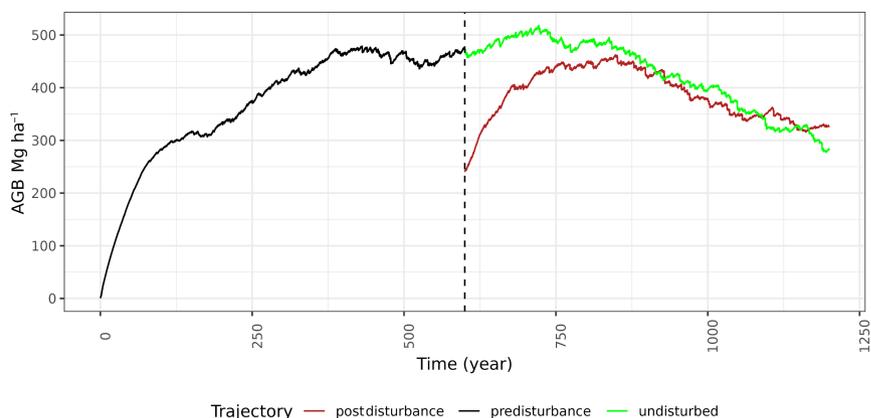


FIGURE 3 Sensitivity of *TROLL* to parameters using Morris analysis. Twelve parameters of *TROLL* were tested, with abbreviations found in Table 1. The level of grey of the label indicates parameters related to the same processes (from dark grey to white, respectively: carbon allocation, crown allometry, leaf ecophysiology, mortality and reproduction). The x-axis represents the absolute mean of elementary effect μ^* , and the y-axis represents the variance of elementary effect σ . A high μ^* indicates a factor with a heavy overall influence on model outputs; a high σ indicates heterogeneity of the sensitivity across the parameter space, which could indicate nonlinearities or interactions with other parameters. A high μ^* also tends to produce high σ , so σ should be interpreted relative to the ratio σ/μ^* . The three lines dividing the space provide the type of relation of the focal parameter with other studied parameters.

FIGURE 4 Trajectories of simulated above-ground biomass (AGB, Mg/ha) over time (year) for one community (with 20 species). The colours of the lines represent the types of trajectories, with the trajectory of the predisturbance simulation from bare soil in black, the trajectory after the disturbance event in red and the trajectory of the undisturbed control simulation from the mature state before disturbance in green.



4 | DISCUSSION

The R package *rcontroll* is a wrapper for the *TROLL* individual-based forest simulator. The main goal is to increase the accessibility of the C++-coded model and to make it available to a wider community of researchers and students by facilitating the setting up and running of simulations. *rcontroll* also provides the community with tools to quickly analyse the outputs of *TROLL* in a standardised way. *rcontroll* is intended to facilitate research on complex issues in forest ecology and provide new use cases. This new wrapper of *TROLL* will also help increase transparency and reproducibility in simulation experiments.

We have provided two concrete use cases. In the first, *rcontroll* is used to perform a simulation-intensive sensitivity analysis of 12 parameters of the *TROLL* model, providing both a better understanding of the model's behaviour and uncertainties and opportunities for efficient model transferability with calibration across sites. In the second, we showed how *rcontroll* facilitates the replication of a previously published analysis (Schmitt et al., 2020) by simplifying the code while increasing transparency and reproducibility. The reproducibility of studies can be further increased by the use of other R packages, such as *tidyverse* (Wickham et al., 2019) essential for processing simulation results, analyses and graphs. *rcontroll* can be used to address a wide range of topical fundamental and applied ecological questions by means of modelling, such as the assessment of management scenarios (Marechaux et al., 2020).

The *rcontroll* package is tightly linked to *TROLL*, so a specific discussion of the latter is in order here. As with any model, *TROLL* is built upon assumptions and care should be taken to interpret its results carefully. We strongly recommend that users apply the model within its current range of application and discuss their results by taking into account the limitations of *TROLL* discussed in Maréchaux and Chave (2017) and Rau et al. (2022). *TROLL* has been developed and used for natural tropical forests. Although it is intended to be widely applicable and has been successfully extended to the subtropics (Rau et al., 2022), certain assumptions need to be critically examined when applying it outside the tropics. Some assumptions and limitations may change with *TROLL* versions (3.1.7 at the time of this manuscript), so users are encouraged to check future *TROLL* upgrades. Feedback on the *TROLL* model is

welcome by the development team (JC, IM and FJF). As *TROLL* is being further developed, we plan to upgrade *rcontroll* concurrently with *TROLL* and to swiftly include any major new development. *rcontroll* includes a helper function that keeps track of the corresponding *TROLL* version (*TROLL.version* function). In future, we also plan to add a global user interface in shiny for *rcontroll* (e.g. Schmitt et al., 2017), to increase its user-friendliness, as well as the Canopy Constructor model (Fischer et al., 2020), which could be used to run simulations from empirical forest inventories. Finally, we aim to increase the interoperability of *rcontroll* with the rest of the R ecosystem by providing formatting functions that would make it easy to import forest inventories from existing repositories or models and to easily export simulation outputs to other tools designed for their analysis.

The *rcontroll* package is free and open source (version 0.1.0 with GPL3). It is available on the CRAN repository <https://cran.r-project.org/web/packages/rcontroll/index.html> and can be installed in the R environment using the *install.packages('rcontroll')* command. The project is hosted on GitHub (<https://github.com/sylvainschmitt/rcontroll>), which allows future users to openly contribute to the project.

AUTHOR CONTRIBUTIONS

Sylvain Schmitt and Guillaume Salzet conceived the ideas; Sylvain Schmitt led the package development; Sylvain Schmitt and Guillaume Salzet designed the examples and analysed model outputs; and Sylvain Schmitt led the writing of the manuscript. All authors contributed critically to the drafts and gave final approval for publication.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the 'Amazonian Landscapes in Transition' project and by the 'Investissement d'Avenir' grants (CEBA, ref. ANR-10-LABX-25-01; TULIP, ref. ANR-10-LABX-0041; ANAEE-France: ANR-11-INBS-0001), all managed by the Agence Nationale de la Recherche, by CNES (BIOMASS-VALO TOSCA Project), and the LECOS Project funded by the INRAE-CNRS joint initiative.

CONFLICT OF INTEREST STATEMENT

No conflict of interest.

PEER REVIEW

The peer review history for this article is available at <https://www.webofscience.com/api/gateway/wos/peer-review/10.1111/2041-210X.14215>.

DATA AVAILABILITY STATEMENT

All data are available on Zenodo (Schmitt et al., 2023).

ORCID

Sylvain Schmitt  <https://orcid.org/0000-0001-7759-7106>

Guillaume Salzet  <https://orcid.org/0000-0003-4548-5673>

Fabian Jörg Fischer  <https://orcid.org/0000-0003-2325-9886>

Isabelle Maréchaux  <https://orcid.org/0000-0002-5401-0197>

Jerome Chave  <https://orcid.org/0000-0002-7766-1347>

REFERENCES

- Atkin, O. K., Bloomfield, K. J., Reich, P. B., Tjoelker, M. G., Asner, G. P., Bonal, D., Bönisch, G., Bradford, M. G., Cernusak, L. A., Cosio, E. G., Creek, D., Crous, K. Y., Domingues, T. F., Dukes, J. S., Egerton, J. J., Evans, J. R., Farquhar, G. D., Fyllas, N. M., Gauthier, P. P., ... Zaragoza-Castells, J. (2015). Global variability in leaf respiration in relation to climate, plant functional types and leaf traits. *New Phytologist*, 206(2), 614–636. <https://doi.org/10.1111/nph.13253>
- Binois, M., & Gramacy, R. B. (2021). HetGP: Heteroskedastic gaussian process modelling and sequential design in R. *Journal of Statistical Software*, 98(13), 1–44. <https://doi.org/10.18637/jss.v098.i13>
- Chalom, A., & Prado, P. I. (2017). *pse: Parameter space exploration with Latin Hypercubes* (0.4.7) [R; R package]. <https://github.com/andrechalom/pse>
- Chave, J. (1999). Study of structural, successional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. *Ecological Modelling*, 124(2–3), 233–254. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00171-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00171-4)
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108–1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>
- Domingues, T. F., Meir, P., Feldpausch, T. R., Saiz, G., Veenendaal, E. M., Schrodt, F., Bird, M., Djagbletyo, G., Hien, F., Compaore, H., Diallo, A., Grace, J., & Lloyd, J. (2010). Co-limitation of photosynthetic capacity by nitrogen and phosphorus in West Africa woodlands. *Plant, Cell and Environment*, 33(6), 959–980. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02119.x>
- Eddelbuettel, D., & François, R. (2011). Rcpp: Seamless R and C++ integration. *Journal of Statistical Software*, 40(8), 1–18. <https://doi.org/10.18637/JSS.V040.I08>
- Ek, A. R., & Monserud, R. A. (1974). *FOREST: A computer model for simulating the growth and reproduction of mixed species forest stands*. Research Report, School of Natural Resources. College of Agricultural and Life Sciences, University of Wisconsin.
- Falster, D. S., FitzJohn, R. G., Brännström, Å., Dieckmann, U., & Westoby, M. (2016). plant: A package for modelling forest trait ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(2), 136–146. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12525>
- Farquhar, G. D., von Caemmerer, S., & Berry, J. A. (1980). A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C3 species. *Planta*, 149(1), 78–90. <https://doi.org/10.1007/BF00386231>
- Fischer, F. J. (2019). *Inferring the structure and dynamics of tropical rain forests with individual-based forest growth models* (Doctoral dissertation). Université Paul Sabatier-Toulouse III.
- Fischer, F. J., Labrière, N., Vincent, G., Hérault, B., Alonso, A., Memiaghe, H., Bissengou, P., Kenfack, D., Saatchi, S., & Chave, J. (2020). A simulation method to infer tree allometry and forest structure from airborne laser scanning and forest inventories. *Remote Sensing of Environment*, 251, 112056. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112056>
- Fischer, F. J., Maréchaux, I., & Chave, J. (2019). Improving plant allometry by fusing forest models and remote sensing. *New Phytologist*, 223, 1159–1165. <https://doi.org/10.1111/nph.15810>
- Fischer, R., Ensslin, A., Rutten, G., Fischer, M., Costa, D. S., Kleyer, M., Hemp, A., Paulick, S., & Huth, A. (2015). Simulating carbon stocks and fluxes of an African tropical montane Forest with an individual-based forest model. *PLoS ONE*, 10(4), e0123300. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0123300>
- Fisher, R. A., Koven, C. D., Anderegg, W. R. L., Christoffersen, B. O., Dietze, M. C., Farrior, C. E., Holm, J. A., Hurtt, G. C., Knox, R. G., Lawrence, P. J., Lichstein, J. W., Longo, M., Matheny, A. M., Medvigy, D., Muller-Landau, H. C., Powell, T. L., Serbin, S. P., Sato, H., Shuman, J. K., ... Moorcroft, P. R. (2018). Vegetation demographics in earth system models: A review of progress and priorities. *Global Change Biology*, 24, 35–54. <https://doi.org/10.1111/gcb.13910>
- Fyllas, N. M., Bentley, L. P., Shenkin, A., Asner, G. P., Atkin, O. K., Díaz, S., Enquist, B. J., Farfan-Rios, W., Gloor, E., Guerrieri, R., Huasco, W. H., Ishida, Y., Martin, R. E., Meir, P., Phillips, O., Salinas, N., Silman, M., Weerasinghe, L. K., Zaragoza-Castells, J., & Malhi, Y. (2017). Solar radiation and functional traits explain the decline of forest primary productivity along a tropical elevation gradient. *Ecology Letters*, 20(6), 730–740. <https://doi.org/10.1111/ELE.12771>
- Gourlet-Fleury, S., Guehl, J.-M., Laroussinie, O., & ECOFOR (Group) (Eds.). (2004). *Ecology and management of a neotropical rainforest: Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana*. Elsevier.
- Hubau, W., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Affum-Baffoe, K., Bbeckman, H., Cuní-Sánchez, A., Daniels, A. K., Ewango, C. E. N., Fauset, S., Mukinzi, J. M., Sheil, D., Sonké, B., Sullivan, M. J. P., Sunderland, T. C. H., Taedoung, H., Thomas, S. C., White, L. J. T., Abernethy, K. A., Adu-Bredu, S., ... Zemagho, L. (2020). Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature*, 579, 80–87. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2035-0>
- Huntington, D. E., & Lyrintzis, C. S. (1998). Improvements to and limitations of Latin hypercube sampling. *Probabilistic Engineering Mechanics*, 13(4), 245–253. [https://doi.org/10.1016/S0266-8920\(97\)00013-1](https://doi.org/10.1016/S0266-8920(97)00013-1)
- Kazmierczak, M., Wiegand, T., & Huth, A. (2014). A neutral vs. non-neutral parametrizations of a physiological forest gap model. *Ecological Modelling*, 288, 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.05.002>
- Knapp, N., Fischer, R., & Huth, A. (2018). Linking lidar and forest modeling to assess biomass estimation across scales and disturbance states. *Remote Sensing of Environment*, 205, 199–209. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2017.11.018>
- Köhler, P., & Huth, A. (1998). The effects of tree species grouping in tropical rainforest modelling: Simulations with the individual-based model FORMIND. *Ecological Modelling*, 109(3), 301–321. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00066-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00066-0)
- Levin, S. A. (1998). Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems*, 1(5), 431–436. <https://doi.org/10.1007/S100219900037/METRICS>
- Maréchaux, I., & Chave, J. (2017). An individual-based forest model to jointly simulate carbon and tree diversity in Amazonia: Description and applications. *Ecological Monographs*, 87(4), 632–664. <https://doi.org/10.1002/ecm.1271>
- Marechaux, I., Langerwisch, F., Huth, A., Bugmann, H., Reyer, C., Seidl, R., Collalti, A., Paula, M. D. D., Fischer, R., Gutsch, M., Lexer, M. J., & Lischke, H. (2020). Tackling unresolved questions in forest ecology: The past and future role of simulation models. *Ecology and Evolution*, 1–35. <https://doi.org/10.1002/ece3.7391>

- Medlyn, B. E., Duursma, R. A., Eamus, D., Ellsworth, D. S., Prentice, I. C., Barton, C. V. M., Crous, K. Y., Angelis, P. D., Freeman, M., & Wingate, L. (2011). Reconciling the optimal and empirical approaches to modelling stomatal conductance. *Global Change Biology*, 17, 2134–2144. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2010.02375.x>
- Morin, X., Fahse, L., de Mazancourt, C., Scherer-Lorenzen, M., & Bugmann, H. (2014). Temporal stability in forest productivity increases with tree diversity due to asynchrony in species dynamics. *Ecology Letters*, 17(12), 1526–1535. <https://doi.org/10.1111/ele.12357>
- Morris, M. D. (1991). Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics*, 33(2), 161–174. <https://doi.org/10.1080/00401706.1991.10484804>
- Muñoz-Sabater, J., Dutra, E., Agusti-Panareda, A., Albergel, C., Arduini, G., Balsamo, G., Boussetta, S., Choulga, M., Harrigan, S., Hersbach, H., Martens, B., Miralles, D. G., Piles, M., Rodríguez-Fernández, N. J., Zsoter, E., Buontempo, C., & Thépaut, J. N. (2021). ERA5-land: A state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. *Earth System Science Data*, 13, 4349–4383. <https://doi.org/10.5194/essd-13-4349-2021>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3–4), 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Purves, D., & Pacala, S. (2008). Predictive models of forest dynamics. *Science*, 320(5882), 1452–1453. <https://doi.org/10.1126/science.1155359>
- Rau, E.-P., Fischer, F., Joetjzer, É., Maréchaux, I., Sun, I. F., & Chave, J. (2022). Transferability of an individual- and trait-based forest dynamics model: A test case across the tropics. *Ecological Modelling*, 463(June 2021), 109801. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109801>
- Rödig, E., Cuntz, M., Rammig, A., Fischer, R., Taubert, F., & Huth, A. (2018). The importance of forest structure for carbon fluxes of the Amazon rainforest. *Environmental Research Letters*, 13(5), 054013. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabc61>
- Rödig, E., Huth, A., Bohn, F., Rebmann, C., & Cuntz, M. (2017). Estimating the carbon fluxes of forests with an individual-based forest model. *Forest Ecosystems*, 4(1), 1–10. <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0091-1>
- Roussel, J. R., Auty, D., Coops, N. C., Tompalski, P., Goodbody, T. R. H., Meador, A. S., Bourdon, J. F., de Boissieu, F., & Achim, A. (2020). lidar: An R package for analysis of airborne laser scanning (ALS) data. *Remote Sensing of Environment*, 251, 112061. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112061>
- Saatchi, S., Asefi-Najafabady, S., Malhi, Y., Aragão, L. E. O. C., Anderson, L. O., Myneni, R. B., & Nemani, R. (2013). Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(2), 565–570. <https://doi.org/10.1073/pnas.1204651110>
- Sakschewski, B., von Bloh, W., Boit, A., Poorter, L., Peña-Claros, M., Heinke, J., Joshi, J., & Thonicke, K. (2016). Resilience of Amazon forests emerges from plant trait diversity. *Nature Climate Change*, 6(11), 1032–1036. <https://doi.org/10.1038/nclimate3109>
- Schmitt, S., Maréchaux, I., Chave, J., Fischer, F. J., Piponiot, C., Traissac, S., & Hérault, B. (2020). Functional diversity improves tropical forest resilience: Insights from a long-term virtual experiment. *Journal of Ecology*, 108(3), 831–843. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13320>
- Schmitt, S., Pouteau, R., Justeau, D., de Boissieu, F., & Birnbaum, P. (2017, December 1). ssdm: An R package to predict distribution of species richness and composition based on stacked species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 8, 1795–1803. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12841>
- Schmitt, S., Salzet, G., Fischer, F. J., Maréchaux, I., & Chave, J. (2023). sylvainschmitt/rcontroll: v0.1.0. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7635666>
- Shugart, H. H. (1984). *A theory of forest dynamics. The ecological implications of forest succession models*. A Theory of Forest Dynamics, The Ecological Implications of Forest Succession Models.
- Shugart, H. H., Asner, G. P., Fischer, R., Huth, A., Knapp, N., le Toan, T., & Shuman, J. K. (2015). Computer and remote-sensing infrastructure to enhance large-scale testing of individual-based forest models. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(9), 503–511. <https://doi.org/10.1890/140327>
- Shugart, H. H., Wang, B., Fischer, R., Ma, J., Fang, J., Yan, X., Huth, A., & Armstrong, A. H. (2018). Gap models and their individual-based relatives in the assessment of the consequences of global change. *Environmental Research Letters*, 13, 033001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaaac>
- Shugart, H. H., & West, D. C. (1980). Forest Succession Models. *Bioscience*, 30(5), 308–313. <https://doi.org/10.2307/1307854>
- Urban, D. L., Bonan, G. B., Smith, T. M., & Shugart, H. H. (1991). Spatial applications of gap models. *Forest Ecology and Management*, 42(1–2), 95–110. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90067-6](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90067-6)
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L., François, R., Grolemond, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T., Miller, E., Bache, S., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D., Spinu, V., ... Yutani, H. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4, 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

SUPPORTING INFORMATION

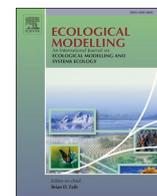
Additional supporting information can be found online in the Supporting Information section at the end of this article.

Supporting Information S1-S6: Supporting information S11 describes the climate generation function. Supporting information S12 further detail the sensitivity analysis of TROLL parameters with reproducible code in S13 and supporting functions in S16. Supporting information S14 further detail the analysis of functional diversity on forest resilience with reproducible code in S15.

How to cite this article: Schmitt, S., Salzet, G., Fischer, F. J., Maréchaux, I., & Chave, J. (2023). *rcontroll*: An R interface for the individual-based forest dynamics simulator *TROLL*. *Methods in Ecology and Evolution*, 00, 1–9. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14215>

Article n°2 :

BADOUARD, Vincyane, SCHMITT, Sylvain, **SALZET, Guillaume**, GAQUIERE, Thomas, ROJAT, Margaux, BEDEAU, Caroline, BRUNAU, Olivier et DERROIRE, Géraldine, 2024. *LoggingLab*: An R package to simulate reduced-impact selective logging in tropical forests using forest inventory data. *Ecological Modelling*. 1 janvier 2024. Vol. 487, pp. 110539. DOI [10.1016/j.ecolmodel.2023.110539](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110539).



LoggingLab: An R package to simulate reduced-impact selective logging in tropical forests using forest inventory data

Vincyane Badouard^{a,b,*}, Sylvain Schmitt^{c,d}, Guillaume Salzet^{e,f}, Thomas Gaquiere^g, Margaux Rojat^a, Caroline Bedeau^h, Olivier Brunaux^h, Géraldine Derroire^a

^a Cirad, UMR EcoFoG (AgroParisTech, CNRS, INRAE, Université des Antilles, Université de la Guyane), Campus Agronomique, Kourou, French Guiana

^b AMAP, Univ Montpellier, ADEME, CIRAD, CNRS, INRAE, IRD, Montpellier, France

^c CNRS, UMR EcoFoG (AgroParisTech, Cirad, INRAE, Université des Antilles, Université de la Guyane), Campus Agronomique, 97310 Kourou, French Guiana

^d CIRAD, Université de Montpellier, UR Forêts & Sociétés, Montferrier-sur-Lez, France

^e UMR BETA, Université de Lorraine, Université de Strasbourg, AgroParisTech, CNRS, INRAE, Nancy, France

^f INRAE, UMR EcoFoG (AgroParisTech, CIRAD, CNRS, INRAE, Université des Antilles), Campus Agronomique, Kourou, French Guiana

^g Université de la Guyane, UMR EcoFoG (AgroParisTech, CIRAD, CNRS, INRAE, Université des Antilles), Campus Agronomique, Kourou, French Guiana

^h Office National des Forêts - RDI - Recherche, développement et innovation (1153317), Cayenne, French Guiana

ARTICLE INFO

Keywords:

Timber production
Sustainable forest management
Logging damage
Spatially explicit individual-based simulator
Selective logging
French Guiana

ABSTRACT

Even where Reduced-Impact Logging (RIL) practices are applied, selective logging causes substantial damage to tropical forests. To further reduce selective logging damage, the practices that cause the most damage need to be identified and alternatives tested. To this end, we developed the R package *LoggingLab*, a spatially-explicit and individual tree-based selective logging simulator and demonstrated its functions using data from French Guiana. *LoggingLab* explicitly simulates damage during each stage of the selective logging process taking into account topography and hydrography, which are main constraints on logging. Most *LoggingLab* parameters can be easily adjusted to a wide range of local contexts. *LoggingLab* can also be coupled with forest dynamics models to simulate the long-term effects of different selective logging scenarios.

1. Introduction

Tropical forests carry the highest terrestrial biodiversity in the world (Barlow et al., 2018) and play an important role in the mitigation of climate change (Malhi et al., 2008) as well as the maintain of food security and health for many people (Brandon, 2014). They cover 1834 million hectares (45 % of the world's forests; FAO, 2021), of which over 400 million hectares (c.a. 20 %) are classified as production forests (Asner et al., 2009; Blaser et al., 2011). Timber extraction and logging are identified as the main causes of tropical forest degradation, and account for 53 % of its emissions (Hosonuma et al., 2012; Pearson et al., 2017). Beyond the few trees harvested per hectare (Gräfe et al., 2021), selective logging impacts are mostly due to collateral damage of logging (Derroire et al., 2021). Selective logging can lead to a substantial reduction in biomass: usually between 10 and 30 %, the biomass loss can reach around 60 % under high logging intensity, as found by Pinard & Putz (1996) in Malaysia and Rutishauser et al. (2015) in the Amazon. The recovery of pre-logging biomass can take a few decades to more

than a century, that depend on the logging intensity (Derroire et al., 2021; Pinard and Cropper, 2000; Rutishauser et al., 2015).

Practices to reduce selective logging impacts have therefore been proposed under the name of Reduced-Impact Logging (RIL). RIL practices already existed in temperate regions to optimise exploitation (Dykstra, 2003; Sist, 2000), and have been promoted in tropical countries from the 1980s to 90s (Esteve and Lepitre, 1980; Krzeszkiewicz, 1959). In contrast to conventional selective logging, RIL relies on pre-harvesting planning to optimise logging operation (Boltz et al., 2003; Johns et al., 1996; Pinard and Putz, 1996). As a result, RIL practices considerably reduce the environmental impacts compared to conventional selective logging (CL) (Ellis et al., 2019; Vidal et al., 2016). Pinard & Putz (1996) showed that 23 % less biomass is lost with RIL than with CL, and RIL damages 26 % fewer unharvested trees than CL. According to Boltz et al. (2003), RIL results in 90–129 % less canopy area loss and up to 4 times less ground disturbance than CL. But RIL practices as currently applied still lead to significant damage with, for example, up to 37 % biomass loss with RIL even at a very low intensity of 10.7 m³

* Corresponding author.

E-mail address: vincyane.badouard@gmail.com (V. Badouard).

per hectare (Bryan et al., 2010). Even with RIL, selective logging also changes forest composition, with an increase in the abundance of smaller light-demanding species (Arets et al., 2003; Huth and Ditzer, 2001). The impact on the volume of commercial species is also important. With typically used logging intensities ($\sim 20 \text{ m}^3/\text{ha}$) and logging cycles (30–40 years), the rate of timber recovery in logged natural forests is not sufficient to recover the amount logged by the end of a logging cycle (Huth and Ditzer, 2001; Piponiot et al., 2019; Putz et al., 2012; Shearman et al., 2012). In their best-case scenario, Sist & Ferreira (2007) observed a recovery of only 50 % of the initial commercial volume 30 years after RIL at $21 \text{ m}^3/\text{ha}$ in Indonesia. Selective logging changes the composition of the communities, especially for large trees ($>50 \text{ cm}$) and even more so for very large ones ($>110 \text{ cm}$). The maximum cutting diameter should therefore be considered and reduced (Bousfield et al., 2023). There is therefore an urgent need to assess the efficiency of RIL practices to reduce logging impacts, in order to further improve logging practices, increase economic performance and preserve the ecosystem and associated services (Hiltner et al., 2017; Putz et al., 2022; Sist and Ferreira, 2007). The disaggregation of the contribution of each operation to overall damage and the experimentation of different practices can help to identify the most effective ways to reduce damage.

The assessment of logging damage has evolved over time to be less costly and more accurate. Initially, and still today, post-harvest diagnostics are carried out in the field in order to quantify logging damage and lost timber volumes (Guitet, 2005). However, these field assessments are relatively expensive and are therefore applied to limited areas (Gond and Guitet, 2009). The development of remote sensing has made it possible to quantify canopy changes on a large scale by identifying tree gaps and trails produced by logging (Asner et al., 2002). Thus, remote sensing can facilitate post-harvest diagnostics by identifying highly impacted areas and reduce human and time costs of post-harvest diagnostics. However, remote sensing has difficulty to detect degradation that does not alter the canopy (Asner et al., 2002; Grace et al., 2014; Pearson et al., 2014). Moreover, remote sensing does not provide a detailed analysis of the practices that cause this damage and is therefore of limited interest to identify effective new practices (Gond and Guitet, 2009). The combination of field measurements and remote sensing has however allowed substantial improvements to the assessment of logging damage. This approach, together with the development of standardised indices of carbon emissions caused by logging, made it possible to diagnose and compare the carbon impact of logging practices. This enabled the identification of a subset of RIL practices that promote the reduction of greenhouse gas emissions, an approach called RIL-C (Reduced-Impact Logging for Climate Change Mitigation) (Pearson et al., 2014; Griscom et al., 2014). Assessment of logging damage, either on the ground or by remote sensing, is usually carried out in logging concessions, and is therefore limited to logging practices already implemented. Foresters have set up experimental plots to test a new set of practices. Some of these plots have become permanent inventory plots on which periodical re-census of trees allow to study the logging impact on the forest structure, productivity, biodiversity and carbon fluxes over time (Bertault et al., 1999; Finegan and Camacho, 1999; Gourlet-Fleury et al., 2004; Sist et al., 2015). Experimental plots therefore allow us to study the long-term impacts of logging (Hérault and Piponiot, 2018; Mirabel et al., 2020; Piponiot et al., 2016). However, they usually do not explicitly quantify and spatialize individual trees damaged by logging, and harvested trees, areas affected by skid trails and logging decks, and volume of collateral damage (i.e. trees killed by trails and secondary windfall).

Logging simulators are developed to address the limitations of field-based and remote-sensing assessment of damage and to help the development of better harvesting practices. At lower human costs and in less time, logging simulators can test many scenarios (i.e. combination of parameters and technical instructions that constitute a particular experiment). They can generate virtual data and perform virtual experiments under conditions beyond those of current field experiments.

They also allow to simulate large-scale experiments with a diversity of treatments over a large area and with a large number of replicas (Maréchaux et al., 2021). When coupled to forest dynamics simulators, logging simulators can help predict long term dynamics of forest after logging. Logging simulators have been developed to describe conventional, selective and/or reduced-impact logging, in tropical or temperate contexts. They have different degrees of realism and accuracy, based on the objectives for which they were designed (Table S1). Some simulators do not model individual trees explicitly and may therefore lack (i) the explicit definition of harvesting intensity (FATES Huang et al., 2020), (ii) the choice of harvestable species (FORMIX Bossel & Krieger, 1991; FATES Huang et al., 2020), or (iii) the definition of a minimum cutting diameter (GuyaSim Rossi et al., 2015). Yet, these three logging parameters are of primary importance to diagnose the selective logging practices that have the greatest impact. In addition, all the current simulators of tropical logging ignore the topography and the hydrographic network, which are important spatial constraints to the machines that spatially structure the logging operations and the damage they cause. Few tropical logging simulators spatially and explicitly simulate skid trails and felling gaps, the SYMFOR model being the only known example within our knowledge (E. J. M. M. Arets, 2005). In contrast, simulators that do not take into account the spatial structure of trails and felling have to consider damage as an input of the simulator. These logging simulators do not quantify the damage caused by each logging practice and cannot be used to identify, compare and propose ways to limit the consequences of these practices. In summary, to date there is a need for a logging simulator that includes topography and offers enough parameters to allow a fine optimisation of current practices.

Here, we present a new individual-based and spatially-explicit selective logging simulator: *LoggingLab*. In particular, we propose RIL practices in this simulator, as a way to quantify and demonstrate the efficiency of these practices to reduce the impact of logging. *LoggingLab* was developed as an R package because R is a widely used programming language in ecology (Atkins et al., 2022; Lai et al., 2019), which allows the connection with other tools, through the R packages ecosystem. *LoggingLab* was developed to diagnose and quantify in a spatially explicit manner the impacts of selective logging, so that the reported damage is a consequence of the simulated logging and not an *a priori* choice of the user. It simulates the different selective logging stages taking into account the topography and the hydrographic network, the main spatial constraints for mechanisation. *LoggingLab* can be used together with any individual-based and spatially explicit forest dynamics simulator like TROLL (Maréchaux and Chave, 2017) or SEIB-DGVM (Sato et al., 2007) to observe the effects of selective logging over time on the forest stand and the resilience of each forest to different selective logging scenarios. It was developed in partnership with the French National Forest Office to realistically describe selective logging practices implemented in French Guiana, while proposing a large number of parameters to be a flexible tool that can be adapted to a variety of selective logging practices.

2. Methods

2.1. Reduced-impact logging

RIL is implemented in various ways around the world, in response to economic and environmental constraints. The most commonly used practices are: (i) pre-harvest inventory of trees of commercial species and above the minimum exploitable diameter (map and measurement), which allows a selection of trees to be harvested and the design of an optimised trail network to collect these logs, with a minimum length of the trail network, (ii) topography-based planning (slopes, hydrographic network) that allows the optimal location of infrastructure (roads, trails, logging decks) and thus to reduce the impacted area, (iii) directional tree felling to limit damage due to secondary tree fall, especially on trees of interest (those to be exploited in the next campaign (Future Crop Trees - FCTs), and trees chosen for reproduction (seed trees)) (Dykstra, 2003; Sist, 2000).

2.2. Simulations of the different steps of selective logging in LoggingLab

LoggingLab simulates timber harvesting according to Reduced-Impact Logging (RIL) practices in a forest plot, that require a spatialised census as well as the plot's geographic features. *LoggingLab* also includes the possibility to harvest fuel wood as a by-product of timber production for electricity production (or for culverts for instance) (detailed in S4). It covers the different logging steps, from the definition of harvestable zones to the tree felling, and returns a quantification of timber volume harvested and collateral damage of logging (i.e. trees killed by trails and secondary windfall). It proposes a function to simulate the whole selective logging process: `loggingsimulation()` but is also intended to be modular as each function that simulates a given stage of the selective logging process (described below) can be used independently (Fig. 1).

2.2.1. Layout of the main skid trails

LoggingLab does not aim to model the main skid trails and the damage they cause, as these trails are located outside the few hectare forest inventory plots that provide the data for simulation. In real conditions, the main trails would be located between these plots. These trails however need to be simulated as they provide access to the zones to harvest. In the absence of information on the position of the main trail, the simulator randomly draws a single entry point per harvestable zone, on the edge of the plot adjacent to an harvestable zone (`maintrailextract()`) (Fig. 6). However, the user can provide a shapefile with the main trail network, that *LoggingLab* will use to get the entry point.

2.2.2. Definition of the harvestable zone

The harvestable zone is defined under certain conditions linked to the technical constraints of the machines used. Topography is the main limitation. It is only possible to log on a slope inferior to a certain threshold (See S3: for the default values of slopes and distances thresholds). The bottomlands, the hydrographic network and the riparian buffer zones must be avoided (See S3: for the default values taken into account to define riparian buffer zones). The function `harvestableareareadefinition` defines the harvestable zones and machine-accessible zones within the plot. The harvestable zone may be larger than the machine-accessible zone if a skid cable is used: the machine will only circulate on the machine zone but the cable may collect a tree in a buffer zone around the machine zone, thus extending the harvestable zone beyond the machine zone (Fig. 6).

2.2.3. Tree selection

The tree selection consists in identifying harvestable trees (`harvestable()`), trees that will be harvested in the next campaigns: Future Crop Trees (FCTs) (*future trees*), and trees that should be protected from harvest as they were chosen as seed trees (i.e. trees kept for reproduction) (*reserve trees*) (`futurereserve()`). The function `treeselection` implements the selection process. A tree is harvestable if it meets all the following criteria: it (1) is in the harvestable zone, (2) belongs to a commercial species, (3) has a diameter above the harvestable diameter, and (4) has no visible defect (holes, broken crowns, deformed trunks). In addition, if the considered tree belongs to an aggregative species (i.e. forming clusters of conspecific individuals), the tree must be less than a maximum distance from other conspecific individuals to be considered harvestable (`IsolateTreeMinDistance`), to keep single individuals of this species as seed trees (See S3: for the default value of the `IsolateTreeMinDistance` and other advanced logging parameters). The trees that will actually be harvested are selected among the harvestable trees (`selected()`), in ascending order of their commercial interest (1st, 2nd, ..., to the last economic rank entered in the `speciescriteria` argument, see 2.3.), and in descending order of harvestable volume of the tree until the target volume (`objective`) is reached. If the total harvestable volume of the plot is higher than the target volume (`objective`), the Minimum Felling Diameter (`MinFD`) is increased (`UpMinFD`) in order to harvest the largest trees preferentially.

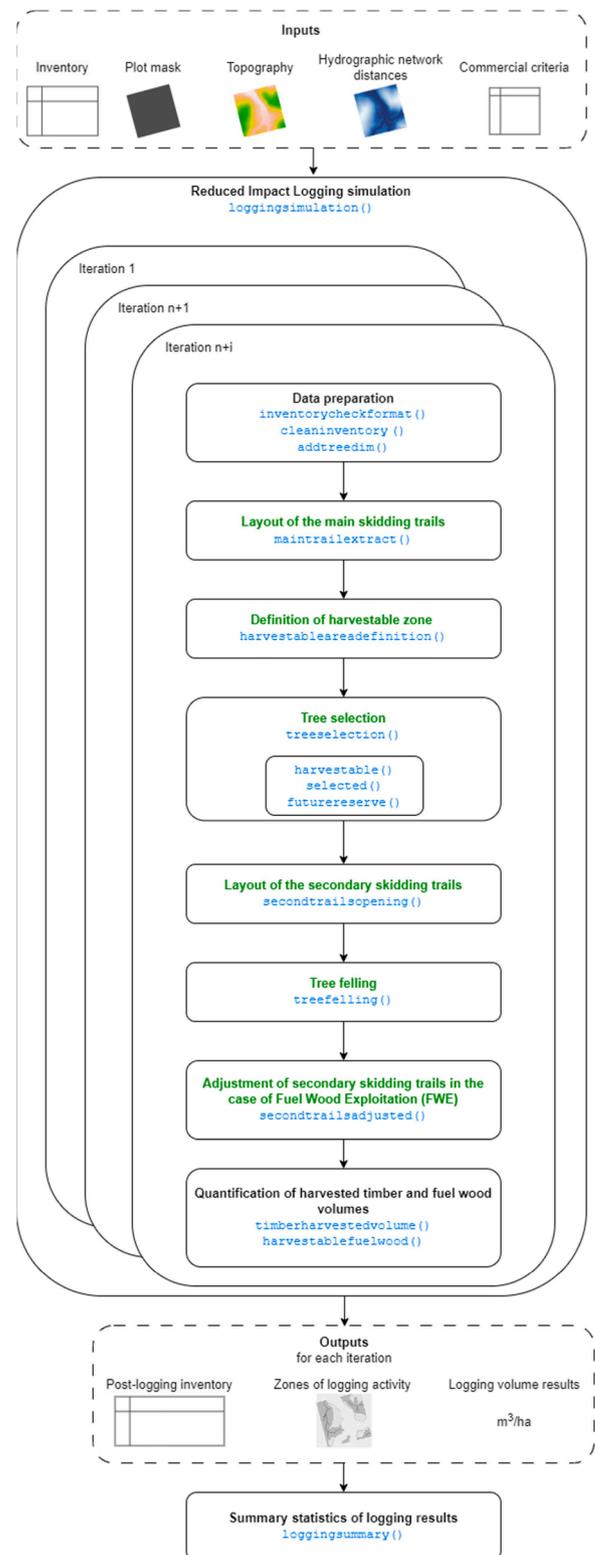


Fig. 1. Flowchart of the *LoggingLab* R package. In green the reduced-impact logging steps realised in reality, in black the added steps in the simulator and in blue the names of the functions that perform these steps.

If the harvestable volume is too low, the user can choose between: (1) to increase the commercial species list (diversification) to reach the objective, (2) to harvest without having reached its target volume, or (3) do not harvest the plot. A proportion of the designated trees will be found to be hollow when surveyed by the logger. If the simulated

scenario (Table 1) only includes timber production, hollow trees are not harvested and additional healthy harvestable trees are chosen to meet the target volume. The Future Crop Trees (FCTs) (*future trees*) belong only to species of the first economic rank (*i.e.* strongest economic interest), with a diameter between the minimum diameter threshold chosen for the FCTs (*FutureTreesMinDiameter*), and the minimum harvestable diameter of the species (*MinFD* or *UpMinFD*) (See S3: for the default value of the *FutureTreesMinDiameter* and other advanced logging parameters). The FCTs (*future trees*) are preserved if this practice is selected by the user and if possible (alternative orientation of the tree-fall, alternative passage for the trail) during harvesting. Among the FCTs, a number of *reserve trees* equal to the number of harvested trees is randomly selected. By default, protection of *reserve trees* is favoured over the FCTs when skid trails are laid out (Fig. 2) (See S3: for default values of the advanced logging parameters).

2.2.4. Layout of secondary skid trails

Secondary trails start from the entry point (see 2.2.1) and join the selected trees through zones accessible to the machines, following an optimised design (*secondtrailsopening()*). The trails do not necessarily have to reach every tree, as the machines have a synthetic cable to skid them (Fig. 3). The trails are therefore designed to pass between the trees, approaching them at the maximum cable or grapple length. The design of secondary trails layout uses a Dijkstra algorithm with directed spatial weights (Sales et al., 2019) in order to minimise their length, according to RIL principles, while respecting longitudinal and transverse slope thresholds for reasons of human and mechanical safety. The allocation of a width to the trails allows to account for the mortality of all the trees situated on the trails. If a weight is given to them, large trees can be avoided to reduce the impacted biomass and because they would push over and leave holes on the trail. The secondary trail layout is computed sequentially so as to integrate, at each step of the algorithm, already designed trails and reuse them preferentially. This specific approach aims to harvest several trees with the same trail and thus allow a reduced trail area compared to a unique minimization step (Picard et al., 2006).

For one of the parameters proposed in *LoggingLab* (*winching* = "2"), the grapple is preferred to the cable, however, when the slope does not allow the grapple to access the tree, the cable is used (See S3: for functions arguments description) (See S3 Fig. 1). This simulation choice is aimed to test situation when grapple is favoured over cable as it is less costly and time consuming, but this does not mean that we recommend the use of grapple over cable, as the grapple causes more damage because it requires the machine to go closer to the cutted tree to harvest it (Putz et al., 2022).

2.2.5. Tree felling

Three felling orientation rules are proposed to the user: (i) the tree is felled foot towards the nearest trail (main or secondary), (ii) in addition to this condition, tree felling avoids FCTs (*future trees*) and reserve trees, (iii) in addition to these two previous conditions, the tree is angled

Table 1

Description of the default parameters of the reduced-impact logging (RIL) predefined scenarios proposed in the *LoggingLab* R package (See S3: for details and S4 for additional scenarios that include use of logging by-products for fuel wood).

Scenario	RIL2 experimental	RIL2	RIL3
Objective (m³/ha)	25	25	30
Diversification	No	No	Yes
Winching			
Grapple	No, skid trail to tree foot	No	Yes
Cable		Yes	Yes
Direction felling			
Orientation angle to the trail	No	No	Yes
Avoid future crop trees and reserve trees	No	No	Yes

towards the trail, to optimise the skidding of the tree. When the angle to optimise skidding is chosen between 30° and 45°, it produces a branched structure that allow easier skidding, and thus reduces skidding damage (Henderson, 1990). The orientation of tree felling can fail and in this case the angle of fall depends on the natural orientation of the tree, its crown and the topography. In *LoggingLab*, the failure of the felling direction is simulated with a probability chosen by the user, and results in a random orientation. In the simulator, *treefelling()* simulates all these felling possibilities according to the user's choice (See S3: for the description of the functions arguments and of the advanced logging parameters) (Fig. 6).

2.2.6. Quantify harvested timber

When harvest planning is complete, the simulator quantifies the production. The timber harvested volume (*timberharvestedvolume()*) includes the log of healthy trees harvested for timber, and the healthy part of the log of hollow trees ($\frac{2}{3}$ of the tree trunk) if they are also harvested (Fig. 4).

2.3. Data requirement and input

The main input data is a tree census (*inventory*) for which trees are (i) measured (Diameter at Breast Height, DBH), (ii) spatialised and (iii) botanically identified (in the case of logging inventory using vernacular/commercial name, a correspondence with botanical name will have to be made). The data requirements for the input inventory can be adjusted to the data availability and to the expectation of the user. The more comprehensive the input data are, the more detailed and informative the output will be. As the main objective of *LoggingLab* is to assess logging damage, we recommend that the whole tree stand is provided in the inventory. If the inventory covers only a subset of the whole tree stand, the user will have to take this into account to interpret the outcomes. In particular, (i) for the DBH cut-off, we recommend to include inventory with a minimum DBH as little as possible. 10 or 20 cm DBH is a common threshold used in forest inventory, and an inventory with a similar minimum DBH will allow comparison with other contexts; (ii) the spatial coordinates (x, y) of all trees that are considered in the inventory need to be provided for *LoggingLab* to be able to simulate the fate of the tree after logging. (iii) the botanical identification of the commercial species needs to be provided, at least for trees big enough to be harvested, as the botanical identification is a criterion used to choose harvestable trees. The botanical identification of the other trees is optional, but not providing it would restrict the outputs to indices that do not need botanical identification. To simulate a realistic logging operation, the topography is taken into account from a Digital Terrain Model (DTM) of the inventoried plot (*topography*). The hydrographic network also represents a major constraint for logging, so the definition of the zone to harvest takes into account the relative vertical and horizontal distances from the nearest channel network (*creekdistances*). In case the user does not already have a map of these hydrological features, we propose a script to generate them using a raster of the Digital Elevation Model (<https://vincyanebadouard.github.io/LoggingLab/articles/CreekDistances.html>). In order to ensure the correct delimitation of the plot, a mask (*i.e.* spatialised polygon) of the plot (*plotmask*) is required. The table of species criteria (*speciescriteria*) allows the user to specify the commercial species, the species commercial interest (an unlimited number of economic ranks) and species harvestable diameters (*MinFD*, *UpMinFD*, *MaxFD*). A table for volume parameters (*volumeparameters*) allows to compute the harvestable volume of each tree. Different parameter values can be given for different geographic zones when the volume allometry differs from one study site to another (See S3: for the description of the functions arguments).

2.3.1. Parameterisation of *LoggingLab*

LoggingLab proposes predefined Reduced-Impact Logging scenarios (Table 1) based on practices applied in French Guiana, or a manual

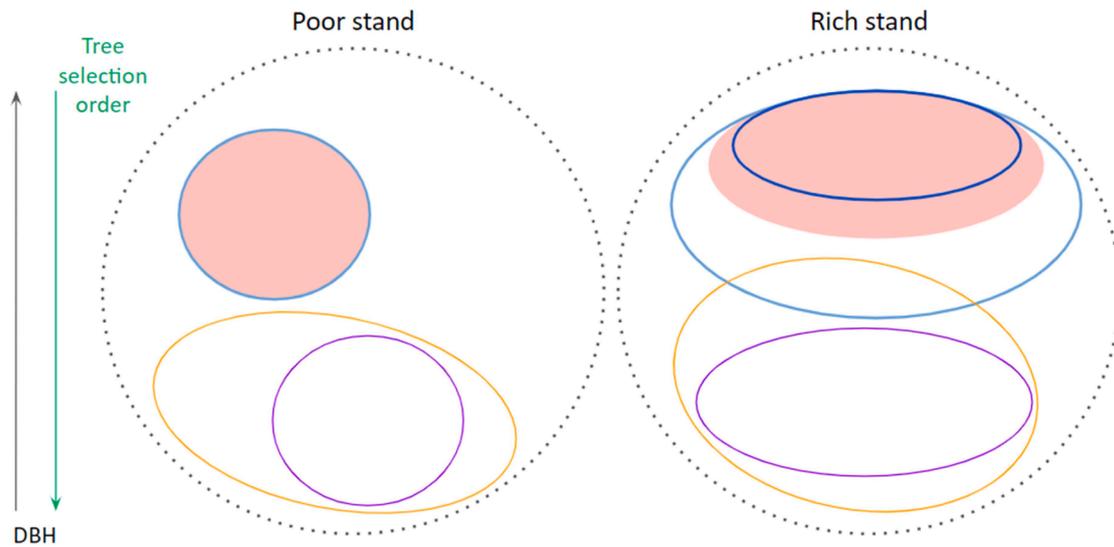


Fig. 2. The tree selection in reduced-impact logging (RIL). Black circles: all trees in the plot; Light blue: the harvestable trees; Dark blue: the harvestable trees with raised minimum DBH (*MinDBH*). Tree selection: Red area: selected trees for logging. Orange circles: future crop trees (FCTs) (*future trees*); Purple: reserve trees, both chosen among 1st economic rank species only. Dotted lines: all species; Solid lines: commercial species.

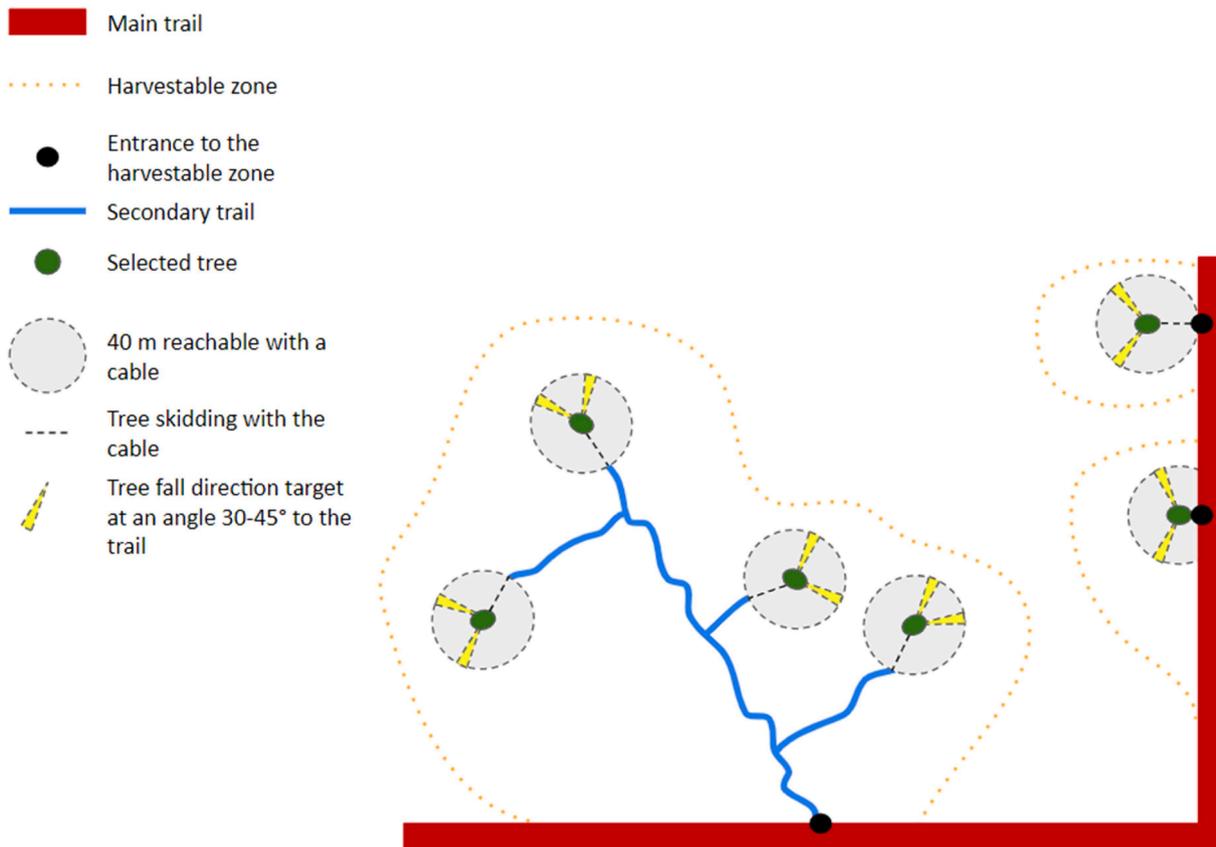


Fig. 3. Trail design when winching is done with a cable.

mode to choose between all possible combinations of practices. The practices are the volume to extract (*objective*), the economic rank of the species to harvest (*diversification*), the maximum distance at which trees can be retrieved from the trail (*winching*), the type of directional felling (different objectives of directional felling that condition the angle of felling, *directionalfelling*) (See S3 for functions arguments description). Note that *LoggingLab* includes a possibility to harvest fuel wood as a by-product of logging. As this practice may not be very common outside of

our study site, we only present its implementation in detail in S4.

It is possible to use a predefined scenario and change only one or a few parameters, by specifying only the parameters that differ from those of the predefined scenario. The user can also access and modify all the numerical values (e.g. slopes limits, trail width, cable length) and models (eg. volume, crown allometries, tree defects probability, probability to die under a felled tree) to define a custom selective logging operation (*advancedloggingparameters*) (See S3: for the default values of the

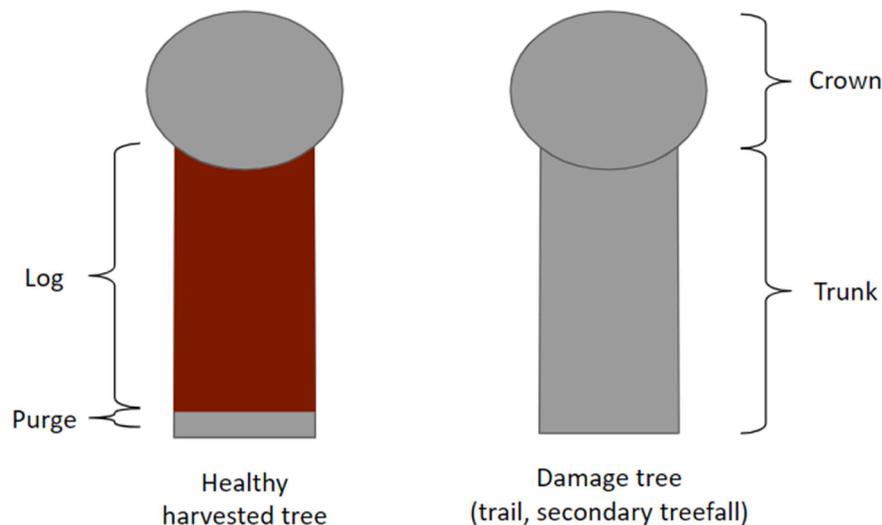


Fig. 4. Part of the tree valuable for timber (brown) and tree parts not harvested (grey). The unused part (*i.e.* defects, decay and buttresses) of the trunk of the healthy harvested trees (named "purge" within the simulator) (default value: $0.14 \text{ m}^3/\text{m}^3$ of volume of timber harvested).

advancedloggingparameters). *LoggingLab* allows the user to integrate repetitions over several iterations (*iter*) to explore the uncertainties of the different selective logging steps, whose computing time can be reduced with the built-in parallelisation of the simulations (*cores*).

2.3.2. Data preparation

Before the simulation, the data format is checked (`inventorycheckformat()`) and "cleaned" (`cleaninventory()`): only alive trees larger than the minimum inventory diameter (*MinDBHValue*), within the inventoried plot are kept. The dimensions of each tree (tree, trunk and crown heights, crown diameter, harvestable volume, wood density, and Aboveground Biomass (AGB)) are computed from their Diameter at Breast Height (DBH) using the `addtreedim()` function (See S3: for the description of the allometries and their sources) (Fig. 5).

3. Example application of *LoggingLab*

3.1. Command line

In the following example 30 iterations of a manual scenario (equivalent to scenario *RIL3 with fuelwood & hollow trees* in Table 1) are run on the example data of Plot 6 in Paracou, with other parameters set to default values.

```
<- loggingsimulation(
inventory = Paracou6_2016,
plotmask = PlotMask, topography = DTMParacou,
creekverticaldistance = CreekDistances$distvert,
creekhorizontaldistance = CreekDistances$disthorz,
speciescriteria = SpeciesCriteria,
volumeparameters = ForestZoneVolumeParametersTable,
scenario = "manual", objective = 30,
fuel = "2", winching = "2", directionalfelling = "2",
diversification = TRUE, specieslax = FALSE,
objectivelax = TRUE,
crowndiameterparameters = ParamCrownDiameterAllometry,
advancedloggingparameters = loggingparameters(),
iter = 30, cores = 30)
```

3.2. Package outputs

`loggingsimulation()` returns the forest inventory with new columns that include the tree dimensions, the logging status ("harvestable", "non-harvestable", "future", "reserve", or "selected"), the death cause (trails opening, under a felled tree, harvested), and a column with the coordinates of the felled trees silhouettes (Fig. 6) for each iteration (See Table S2: for the metadata of the *LoggingLab* output inventory). Each simulation produces spatial objects such as the harvestable zones (*HarvestablePolygons*) and the trail layout (Fig. 6). The simulator also returns the collected timber, as well as several values related to logging operation and short-term damage (harvestable area, volume of collateral damage, trails density etc...). The numeric outputs of each simulation can then be summarised with `loggingsummary()`, which provides summary statistics of volume production and damage across iterations (Table 2).

4. *LoggingLab* evaluation

4.1. Validation of *LoggingLab* outputs

Practitioners from the National Forestry Office of French Guiana validated the realism of the simulations on the basis of numerical outputs (timber, and collateral damage volumes, trail density, proportion of dead trees by category) and graphical outputs (spatialisation of exploitable areas and trails). In addition, following a RIL2 scenario at $20 \text{ m}^3/\text{ha}$ with data from French Guiana, *LoggingLab* determined a collateral damage volume (*i.e.* trees killed by trails and secondary windfall) of $47.67 \text{ m}^3/\text{ha}$ [28.33,62.47] in agreement with values obtained by statistical model using data from the same region: $41.54 \text{ m}^3/\text{ha}$ [13.55,90.25] (Derroire et al., 2021).

4.2. Limitations and perspectives of development

Several further developments could be implemented in a future version of *LoggingLab*. (1) The current version of *LoggingLab* requires an important computational time to perform several iterations. Despite the parallelisation of the code, the informatic resources remains important (*e.g.* 22 min of computing time for the 30 iterations of the simulation presented in the example simulation (see Section 3.1.), for 30 cores) and a computing cluster may be required. It would be interesting in a future version of *LoggingLab* to translate the most time-consuming part of the code (the spatialised part) into C++ to reduce computation time, and

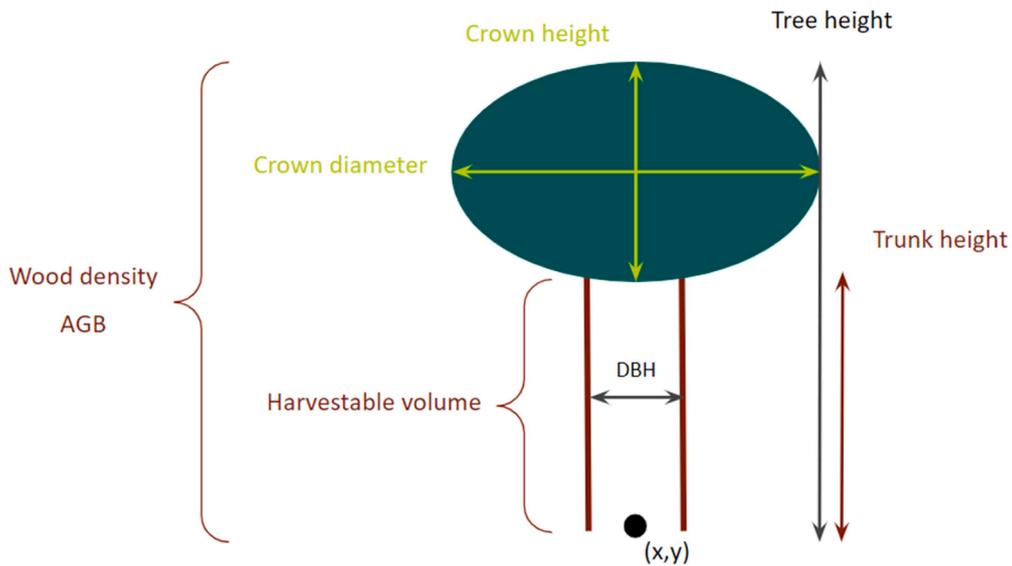


Fig. 5. Tree dimensions computed in *LoggingLab* from the input DBH (Diameter at breast height).

integrate it into the main R code. (2) *LoggingLab* has been developed to test different RIL practices and therefore does not allow to simulate a non-optimised trail design to describe Conventional Logging (CL). As there is no planning phase in CL, the trees to harvest are not mapped before logging. The logger therefore collects trees from one to the next, without optimised trail design, that results in a higher trails density. Conventional secondary trails can be provided by the user because *LoggingLab* is modular (each function simulates a given stage of the selective logging process can be used independently). An algorithm to simulate tree to tree collection could be implemented in a future version

of *LoggingLab*. Other CL practises (non-directional felling, to collect trees at their base, no particular intention to avoid FCTs and reserve trees) are already implemented in *LoggingLab*. (3) *LoggingLab* does not simulate main trails and logging decks. The reason for this is that the simulator has been designed to work on inventory plots that include all species and a large range of size classes, to be able to assess the impacts on the whole tree community. Such plots generally only cover a few hectares. Large-scale structures as main trails and logging decks would therefore be located outside the plot. In case the user would like to use *LoggingLab* on large logging plots (several hundred hectares), the user could provide

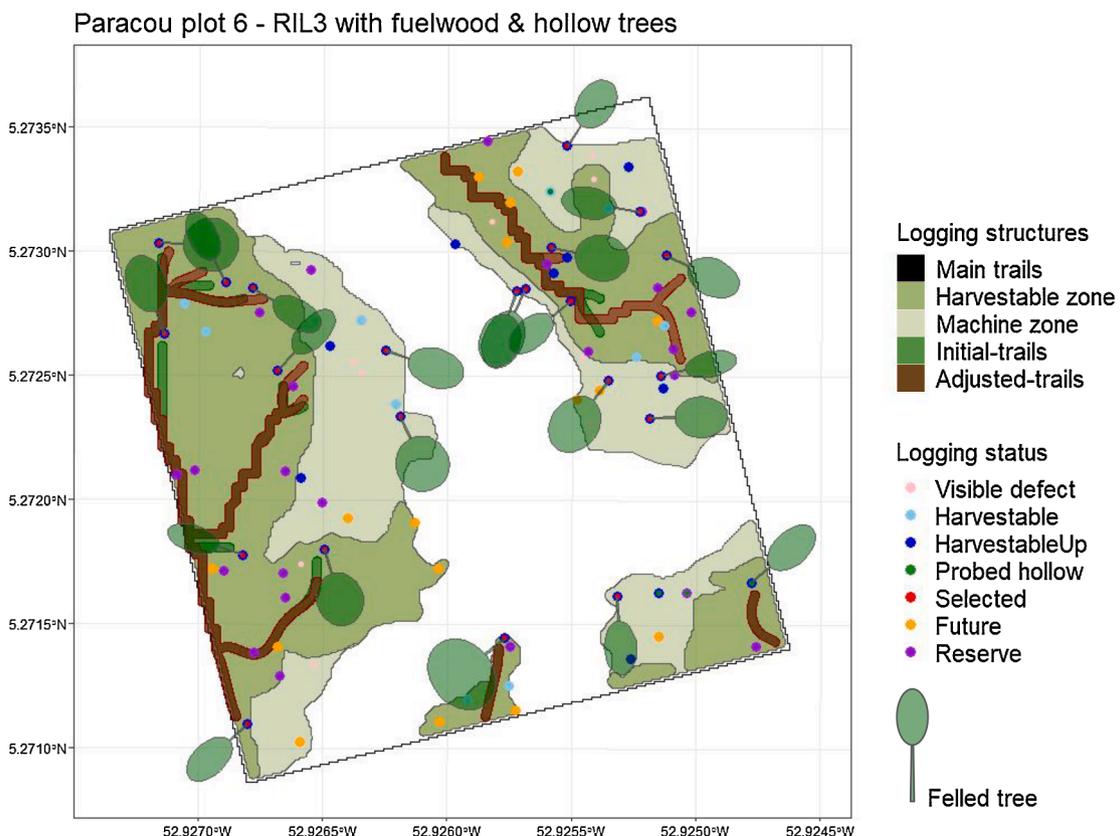


Fig. 6. Summary plot of *LoggingLab* outputs with the simulation presented in example simulation, for one iteration.

Table 2

Summary of the numeric outputs of iterations of the simulation example (see Section 3.1.) computed with `loggingsummary()`, which provides summary statistics of volume production and damage across 30 iterations. Please note that all volumes in m^3/ha and biomass in ton/ha are per exploitable hectare, not per plot hectare. “Total forest biomass lost” is the total forest biomass lost due to logging (the sum of the aboveground biomass (AGB) of all dead trees, whatever the death cause. For “Adjusted trails density” definition see S4: for details.

	Unit	Mean	Sd	Q1 (25 %)	Median	Q3 (75 %)
Harvestable area	ha	3.7	0.0	4.0	3.7	4.0
Objective volume	m^3	112.4	0.0	112.0	112.4	112.0
Initial harvestable volume	m^3	182.2	8.7	178.0	181.8	187.0
	m^3/ha	49.2	0.0	44.5	49.1	46.8
Timber logged volume	m^3	106.6	2.8	105.0	107.3	109.0
	m^3/ha	28.8	0.0	26.3	29.0	27.3
No hollow timber logged volume	m^3	96.6	8.4	92.0	98.3	103.0
	m^3/ha	26.1	0.0	23.0	26.6	25.8
Timber extracted volume (timber volume after purge)	m^3	93.1	1.6	92.0	93.6	94.0
	m^3/ha	25.2	0.0	23.0	25.3	23.5
Fuel wood biomass	ton	151.5	8.8	148.0	151.3	155.0
	ton/ha	40.9	0.0	37.0	40.9	38.8
Logging residual biomass	ton	71.6	6.1	68.0	71.2	75.0
	ton/ha	19.4	0.0	17.0	19.2	18.8
Total forest biomass lost	ton	296.5	14.7	290.0	296.6	304.0
Trails density	m/ha	104.7	10.0	101.0	104.2	111.0
Adjusted trails density (for fuel wood recovery)	m/ha	107.2	9.3	105.0	109.1	112.0

LoggingLab with the main trails and logging decks generated by another tool, and *LoggingLab* would calculate the collateral damage (`mortalityunderpolygon()`). The algorithms to create main trails and logging decks may be implemented in a future version of *LoggingLab*.

5. Discussion

LoggingLab was designed on the basis of past, current and future Reduced-Impact Logging practices in French Guiana. However, the simulator has been designed to be as accessible and flexible as possible, in order to simulate local selective logging practices in other contexts. Flexibility was made possible by offering the possibility to change all default numerical parameters and allometries, and by proposing an open tool, with code accessible online. *LoggingLab* can be widely used for ecological studies of the short-term impacts of RIL on the forest ecosystem, such as impacts on floristic diversity or carbon stock. *LoggingLab* can also be coupled with a Dynamic Vegetation Model (DVM) to study the long-term effects of selective logging, and the resilience of the forest ecosystem to this disturbance in interaction with other ones such as climate change. As the simulation of selective logging implemented in *LoggingLab* is much more detailed than the one implemented in most forest dynamics simulators, this coupled use would improve long-term predictions and widen the range of tested logging practices. This coupling can be done by using the forest inventory returned by *LoggingLab* with the life status of each spatialised tree after logging as an input of individual-based and spatially explicit forest dynamics simulators. *LoggingLab* can also be used as a planning tool for selective logging operations by forest managers, to define the harvestable zone, identify the trees to harvest according to the logging objectives, and design the optimal trail layout to collect these trees (but see *Limitations* part).

In conclusion, the ambition of *LoggingLab* is to provide a simple method to test a wide range of selective logging practices and better assess the quantity and sources of logging damage in a wide range of ecological and wood production contexts in tropical forests. Its *in silico* approach allows the assessment of selective logging at no cost beyond the cost of forest inventories, and is therefore particularly useful for the design of less destructive logging practices.

6. Software availability

LoggingLab is an R package for all operating systems (Windows, Linux, Mac OS). It is a free and open source tool (version 1.0.0 with GPL-3 licence, requiring $R \geq 4.1$) available on GitHub (<https://github.com/VincyaneBadouard/LoggingLab>), and can be installed within the R

environment using the command `devtools::install_github("VincyaneBadouard/LoggingLab")`. The code is available at <https://github.com/VincyaneBadouard/LoggingLab>, and a vignette (*i.e.* a tutorial) is available for this package (<https://vincyanebadouard.github.io/LoggingLab/index.html>). *LoggingLab* is automatically tested and controlled under CRAN criteria for all operating systems. To facilitate its portability, we also integrated *LoggingLab* into a singularity container: <https://github.com/sylvainschmitt/singularity-LoggingLab>.

We encourage users to report any issues and/or desired extensions on our active issues page (<https://github.com/VincyaneBadouard/LoggingLab/issues>).

CRedit authorship contribution statement

Vincyane Badouard: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Software, Validation, Visualization, Writing - original draft, Writing - review & editing. **Sylvain Schmitt:** Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Software, Writing - review & editing. **Guillaume Salzet:** Methodology, Software, Writing - review & editing. **Thomas Gaquiere:** Methodology, Software, Writing - review & editing. **Margaux Rojat:** Formal analysis, Validation, Writing - review & editing. **Caroline Bedeau:** Resources, Methodology, Validation, Writing - review & editing. **Olivier Brunaux:** Resources, Methodology, Validation, Writing - review & editing. **Géraldine Derroire:** Conceptualization, Funding acquisition, Project administration, Supervision, Resources, Methodology, Validation, Writing - review & editing.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

The data used is public and the code is shared via a link in the manuscript.

Acknowledgements

This work has benefited from a grant [*ManagForRes* project] from Office Français de la Biodiversité (OFB) and ‘Centre Méditerranéen de l’Environnement et de la Biodiversité’, an ‘Investissements d’Avenir’

grant managed by Agence Nationale de la Recherche [CeMEB, ref. ANR-10-LABX-04-01], and from an "Investissement d'Avenir" grant managed by Agence Nationale de la Recherche [CEBA, ref. ANR-10-LABX-25-01]. We thank Eric Marcon for checking the good practices in the development of the R package, and for his extensive and precious advice, Stéphane Traissac for its participation in discussions, for its opinions and advice guided by its forestry expertise, Méline Aubry-Kientz for the development of a crown diameter allometry, and Nino Page, Bruno Héroult and Stéphane Traissac for previous work on a selective logging simulator that led to the development of *LoggingLab*.

Supplementary materials

Supplementary material associated with this article can be found, in the online version, at [doi:10.1016/j.ecolmodel.2023.110539](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110539).

References

- Arets, E., Hout, P., Zagt, R., 2003. Responses of tree populations and forest composition to selective logging in Guyana. Long-term Changes in Tropical Tree Diversity. Studies from the Guiana Shield, Africa, Borneo and Melanesia. Tropenbos International, pp. 31–56. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20056704144>.
- Arets, E.J.M.M., 2005. Long-term responses of populations and communities of trees to selective logging in tropical rain forests in Guyana. Tropenbos-Guyana Series;13. Tropenbos-Guyana Series, p. 13 (Utrecht University). <https://dspace.library.uu.nl/handle/1874/1274>.
- Asner, G.P., Keller, M., Pereira, R., Zweede, J.C., 2002. Remote sensing of selective logging in Amazonia: assessing limitations based on detailed field observations, Landsat ETM+, and textural analysis. Remote Sens. Environ. 80 (3), 483–496. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00326-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00326-1).
- Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., Defries, R., Emerson, R., 2009. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. Conserv. Biol. 23 (6), 1386–1395. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01333.x>.
- Atkins, J.W., Stovall, A.E.L., Alberto Silva, C., 2022. Open-source tools in R for forestry and forest ecology. For. Ecol. Manage. 503 (August 2021), 119813 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119813>.
- Barlow, J., França, F., Gardner, T.A., Hicks, C.C., Lennox, G.D., 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. Nature 559 (7715), 517–526.
- Bertault, J.-G., Miezán, K., Dupuy, B., Durrieu de Madron, L., & Amsalem, I. (1999). Croissance et productivité en forêt dense humide après incendie : le dispositif de La Téné - Côte d'Ivoire (1978-1993). In CIRAD-Forêts /FORAFRI (CIRAD-Forêt).
- Blaser, J., Sarre, A., Poore, D., Johnson, S., 2011. Status of tropical forest management 2011. International Tropical Timber Organization. International Tropical Timber Organization (ITTO, Vol. 38, Issue 38).
- Boltz, F., Holmes, T.P., Carter, D.R., 2003. Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in tropical South America: a comparative review. For. Policy Econ. 5 (1), 69–81. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(01\)00075-2](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(01)00075-2).
- Bossel, H., Krieger, H., 1991. Simulation model of natural tropical forest dynamics. Ecol. Modell. 59 (1–2), 37–71. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(91\)90127-M](https://doi.org/10.1016/0304-3800(91)90127-M).
- Bousfield, C.G., Massam, M.R., Peres, C.A., Edwards, D.P., 2023. Large-scale impacts of selective logging on canopy tree beta-diversity in the Brazilian Amazon. J. Appl. Ecol. 60 (6), 1181–1193. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14403>.
- Brandon, K., 2014. Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science, 380. Center for Global Development Working Paper. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2622749>.
- Bryan, J., Shearman, P., Ash, J., Kirkpatrick, J.B., 2010. Impact of logging on aboveground biomass stocks in lowland rain forest, Papua New Guinea. Ecol. Appl. 20 (8), 2096–2103. <https://doi.org/10.1890/09-1818.1>.
- Derroire, G., Piponiot, C., Descroix, L., Bedeau, C., Traissac, S., Brunaux, O., Héroult, B., 2021. Prospective carbon balance of the wood sector in a tropical forest territory using a temporally-explicit model. For. Ecol. Manage. 497, 119532 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119532>.
- Dijkstra, D.P., 2003. RILSIM: a financial simulation modelling system for reduced-impact logging. In: Proceedings of 2nd Forest Engineering Conference: Decision Support System/Tools. May, 12–21.
- Ellis, P.W., Gopalakrishna, T., Goodman, R.C., Putz, F.E., Roopsind, A., Umunay, P.M., Zalman, J., Ellis, E.A., Mo, K., Gregoire, T.G., Griscom, B.W., 2019. Reduced-impact logging for climate change mitigation (RIL-C) can halve selective logging emissions from tropical forests. For. Ecol. Manage. 438 (February), 255–266. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.004>.
- Esteve, J., Lepitre, C., 1980. Conditions, techniques et tendances d'exploitation en forêt tropicale africaine (suite et fin). Bois For. Des Trop. 189, 55–71. <https://doi.org/10.19182/bft1979.188.a19370>.
- FAO. (2021). Évaluation des ressources forestières mondiales 2020: rapport principal. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9825fr>.
- Finegan, B., Camacho, M., 1999. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988-1996. For. Ecol. Manage. 121 (3), 177–189. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00550-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00550-7).
- Gond, V., Guitet, S., 2009. Elaboration d'un diagnostic post-exploitation par télédétection spatiale pour la gestion des forêts de Guyane. Bois For. Des Trop. 299 (1), 5–13. <https://doi.org/10.19182/bft2009.299.a20423>.
- Gourlet-Fleury, S., Guehl, J.-M., Laroussinie, O., 2004. Ecology and Management of a Neotropical Rainforest. Lessons Drawn from Paracou, a Long-Term Experimental Research Site in French Guiana. Elsevier. <https://agritrop.cirad.fr/522004/>.
- Grace, J., Mitchard, E., Gloor, E., 2014. Perturbations in the carbon budget of the tropics. Glob. Chang. Biol. 20 (10), 3238–3255. <https://doi.org/10.1111/gcb.12600>.
- Gräfe, S., Köhl, M., Eckelmann, C.M., Bremner, Q., Oatham, M., Pacheco, R., Playfair, M., Shono, K., 2021. Sustainable management of logged tropical forests in the Caribbean to ensure long-term productivity. Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO. <https://doi.org/10.4060/cb5484en>. Vol. 27.
- Griscom, B., Ellis, P., Putz, F.E., 2014. Carbon emissions performance of commercial logging in East Kalimantan, Indonesia. Glob. Chang. Biol. 20 (3), 923–937. <https://doi.org/10.1111/gcb.12386>.
- Guitet, S. (2005). Mieux valoriser les ressources en bois et réduire les impacts sur l'environnement: deux objectifs convergents pour une exploitation forestière durable en Guyane française. Rendez-Vous Techniques de l'Office National Des Forêts, 9 (January 2005), 65–69.
- Hendrisson, J., 1990. Damage-Controlled Logging in Managed Tropical Rain Forest in Suriname. WU, Wageningen University and Research [Internal PhD]. <https://edepot.wur.nl/202887>.
- Héroult, B., Piponiot, C., 2018. Key drivers of ecosystem recovery after disturbance in a neotropical forest: long-term lessons from the Paracou experiment, French Guiana. For. Ecosyst. 5 (1) <https://doi.org/10.1186/s40663-017-0126-7>.
- Hiltner, U., Bräuning, A., Gebrekirstos, A., Huth, A., & Fischer, R. (2017). Simulation of resource-effective management strategies in tropical forests development of an innovative tool for decision-making. November 2017. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.31547.46880>.
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R.S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., Romijn, E., 2012. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. Environ. Res. Lett. 7 (4) <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>.
- Huang, M., Xu, Y., Longo, M., Keller, M., Knox, R.G., Koven, C.D., Fisher, R.A., 2020. Assessing impacts of selective logging on water, energy, and carbon budgets and ecosystem dynamics in Amazon forests using the functionally assembled terrestrial ecosystem simulator. Biogeosciences 17 (20), 4999–5023. <https://doi.org/10.5194/bg-17-4999-2020>.
- Huth, A., Ditzer, T., 2001. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest - a simulation study. For. Ecol. Manage. 142 (1–3), 33–51. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00338-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00338-8).
- Johns, J.S., Barreto, P., Uhl, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. For. Ecol. Manage. 89 (1–3), 59–77. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03869-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03869-8).
- Krzyszczkiewicz, S., 1959. Quelques observations sur l'organisation de l'exploitation forestière en pays tropical. Bois For. Des Trop. 66, 29–40. <https://doi.org/10.19182/bft1959.66.a18750>.
- Lai, J., Lortie, C.J., Muenchen, R.A., Yang, J., Ma, K., 2019. Evaluating the popularity of R in ecology. Ecosphere 10 (1), 1–7. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2557>.
- Malhi, Y., Roberts, J.T., Betts, R.A., Killeen, T.J., Li, W., Nobre, C.A., 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science 319 (5860), 169–172. <https://www.science.org>.
- Maréchal, I., Chave, J., 2017. An individual-based forest model to jointly simulate carbon and tree diversity in Amazonia: description and applications. Ecol. Monogr. 87 (4), 632–664. <https://doi.org/10.1002/ecm.1271>.
- Maréchal, I., Langerwisch, F., Huth, A., Bugmann, H., Morin, X., Reyser, C.P.O., Seidl, R., Collalti, A., Dantas de Paula, M., Fischer, R., Gutsch, M., Lexer, M.J., Lischke, H., Rammig, A., Rödig, E., Sakschewski, B., Taubert, F., Thonicke, K., Vacchiano, G., Bohn, F.J., 2021. Tackling unresolved questions in forest ecology: the past and future role of simulation models. Ecol. Evol. 11 (9), 3746–3770. <https://doi.org/10.1002/ece3.7391>.
- Mirabel, A., Héroult, B., Marcon, E., 2020. Diverging taxonomic and functional trajectories following disturbance in a neotropical forest. Sci. Total Environ. 720 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137397>.
- Pearson, T.R.H., Brown, S., Casarim, F.M., 2014. Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging. Environ. Res. Lett. 9 (3), 34017–34028. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/034017>.
- Pearson, T.R.H., Brown, S., Murray, L., Sidman, G., 2017. Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: an underestimated source. Carbon Balance Manage. 12 (1) <https://doi.org/10.1186/s13021-017-0072-2>.
- Picard, N., Gazull, L., Freycon, V., 2006. Finding optimal routes for harvesting tree access. Int. J. For. Eng. 17 (2), 35–50. <https://doi.org/10.1080/14942119.2006.10702534>.
- Pinard, M.A., Cropper, W.P., 2000. Simulated effects of logging on carbon storage in dipterocarp forest. J. Appl. Ecol. 37 (2), 267–283. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00488.x>.
- Pinard, M.A., Putz, F.E., 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. Biotropica 28 (3), 278–295. <https://doi.org/10.2307/2389193>.
- Piponiot, C., Rödig, E., Putz, F.E., Rutishauser, E., Sist, P., Ascarrunz, N., Blanc, L., Derroire, G., Descroix, L., Guedes, M.C., Coronado, E.H., Huth, A., Kanashiro, M., Licona, J.C., Mazzei, L., D'Oliveira, M.V.N., Peña-Claros, M., Rodney, K., Shenkin, A., Héroult, B., 2019. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? Environ. Res. Lett. 14 (6) <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab195e>.
- Piponiot, C., Sist, P., Mazzei, L., Peña-Claros, M., Putz, F.E., Rutishauser, E., Shenkin, A., Ascarrunz, N., de Azevedo, C.P., Baraloto, C., França, M., Guedes, M., Coronado, E.N.

- H., d'Oliveira, M.V.N., Ruschel, A.R., da Silva, K.E., Sotta, E.D., de Souza, C.R., Vidal, E., Hérault, B., 2016. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in amazonian forests. *Elife* 5, e21394. <https://doi.org/10.7554/eLife.21394>.
- Putz, F.E., Romero, C., Sist, P., Schwartz, G., Thompson, I., Roopsind, A., Ruslandi, R., Medjibe, V., Ellis, P., 2022. Sustained timber yield claims, considerations, and tradeoffs for selectively logged forests. *PNAS Nexus*. <https://doi.org/10.1093/pnasnexus/pgac102>.
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., Palmer, J., Zagat, R., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conserv. Lett.* 5 (4), 296–303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>.
- Rossi, V., Dolley, T., Cornu, G., Guitet, S., Hérault, B., 2015. GuyaSim, a decision-support tool for forest planning: application in French Guiana. *Bois For. Des Trop.* 326 (4), 67–78. <https://doi.org/10.19182/bft2015.326.a31285>.
- Rutishauser, E., Hérault, B., Baraloto, C., Blanc, L., Descroix, L., Sotta, D., Ferreira, J., Kanashiro, M., Mazzei, L., D'Oliveira, M.V.N., De Oliveira, L.C., Peña-Claros, M., Putz, F.E., Ruschel, A.R., Rodney, K., Roopsind, A., Shenkin, A., Da Silva, K.E., De Souza, C.R., Sist, P., 2015. Rapid tree carbon stock recovery in managed Amazonian forests. *Curr. Biol.* 25 (18), R787–R788. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.07.034>.
- Sales, A., Gonzáles, D.G.E., Guilherme Vaz Martins, T., Silva, G.C.C., Spletzer, A.G., de Almeida Telles, L.A., Siviero, M.A., Lorenzon, A.S., 2019. Optimization of skid trails and log yards on the Amazon Forest. *Forests* (3), 10. <https://doi.org/10.3390/f10030252>.
- Sato, H., Itoh, A., Kohyama, T., 2007. SEIB-DGVM: a new dynamic global vegetation model using a spatially explicit individual-based approach. *Ecol. Modell.* 200 (3–4), 279–307. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.09.006>.
- Shearman, P., Bryan, J., Laurance, W.F., 2012. Are we approaching 'peak timber' in the tropics? *Biol. Conserv.* 151 (1), 17–21. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.036>.
- Sist, P., 2000. Les techniques d'exploitation à faible impact. *Bois For. Des Trop.* 265 (3), 31–43. <https://agritrop.cirad.fr/476683/>.
- Sist, P., Ferreira, F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *For. Ecol. Manage.* 243 (2–3), 199–209. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.014>.
- Sist, P., Rutishauser, E., Peña-Claros, M., Shenkin, A., Hérault, B., Blanc, L., Baraloto, C., Baya, F., Benedet, F., da Silva, K.E., Descroix, L., Ferreira, J.N., Gourlet-Fleury, S., Guedes, M.C., Bin Harun, I., Jalonen, R., Kanashiro, M., Krisnawati, H., Kshatriya, M., Yamada, T., 2015. The tropical managed forests observatory: a research network addressing the future of tropical logged forests. *Appl. Veg. Sci.* 18 (1), 171–174. <https://doi.org/10.1111/avsc.12125>.
- Vidal, E., West, T.A.P., Putz, F.E., 2016. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil. *For. Ecol. Manage.* 376, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.003>.