

Rapport scientifique

Edition 2022

RELIQUES

Fragmentation des forêts
sur substrats ultramafiques
de Nouvelle-Calédonie



Projet RELIQUES 2022

FRagmentation des forEts sur substrats uLtramafIQUES de Nouvelle-Calédonie

Rapport final, proposé par

*Philippe Birnbaum, Nicolas Barbier, Ghislain Vieilledent, Grégoire Blanchard,
Vanessa Hequet, Dimitri Justeau-Allaire, Nathan Eltabet & Thomas Ibanez*

Octobre 2022



AMAP lab
botanique et Modélisation de
l'Architecture des Plantes et des végétations



cirad
LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
POUR LE DÉVELOPPEMENT

IRD
Institut de Recherche
pour le Développement
FRANCE

IAC
INSTITUT AGRONOMIQUE
NÉO-CALÉDONIEN

Préambule

La fragmentation des habitats forestiers est une problématique mondiale qui résulte du rythme effrayant de la déforestation, estimé à 0,5 % par an, de manière continue depuis les années 1990. Aujourd'hui on estime que plus de 70 % de la superficie occupée par les forêts dans le monde est située à moins d'un kilomètre d'une lisière et que 19 % de la superficie des seules forêts tropicales est située à moins de 100 m d'une lisière. Cette alarmante fragmentation est en constante accélération ; à titre d'exemple, la déforestation en Amazonie brésilienne génère chaque année plus de 35 000 km de nouvelles lisières, ce qui contribue à plus de 30 % des émissions de carbone émises dans l'atmosphère.

La Nouvelle-Calédonie ne déroge pas à cette règle mondiale. On estime ainsi que plus de 95 % des fragments forestiers situés à moins de 500 m d'altitude ont une superficie inférieure à 1 ha. Si globalement cette fragmentation s'explique par le développement des populations humaines (e.g. agriculture, foncier, infrastructure) et les incendies, les forêts qui poussent sur les substrats ultramafiques sont soumises en plus à une fragmentation en lien avec l'exploitation nickélifère qui s'exerce autant sur les montagnes que dans les plaines. L'objectif scientifique de notre projet est de mesurer l'état de la fragmentation des forêts sur substrats ultramafiques et les effets de cette fragmentation sur la biodiversité. L'objectif appliqué est de proposer un plan d'aménagement des forêts sur substrats ultramafiques dans le but de garantir une dynamique optimale de la reconquête forestière.

Le projet RELIQUES (fRagmentation des forEts sur substrats uLtramafIQUES de Nouvelle-Calédonie), signé le 17 juin 2019 porte sur l'étude de la fragmentation sur les substrats ultramafiques de la Nouvelle-Calédonie en mettant le focus sur les effets de lisière sur l'érosion de la biodiversité et l'exposition aux menaces externes telles que le feu et le cerf. Dans la continuité des projets CNRT-CORIFOR et OEIL-DYNAMIC, restreints à la zone du grand sud, ce projet de recherche propose de définir à l'échelle de la Grande-Terre, un état de référence des forêts sur substrats ultramafiques en considérant la fragmentation comme un "macro-indicateur" qui reflète à la fois l'état de la dégradation et les risques. Ce projet s'appuie sur l'hypothèse majeure que l'état de la fragmentation représente un indicateur intégré qui permet de mesurer la modification des paramètres forestiers (e.g. richesse, diversité, densité, biomasse, zoochorie) et l'augmentation concomitante des risques liés aux feux de brousse et aux espèces invasives (animales et végétales). Au-delà de cet état, le projet propose de définir un modèle de lutte contre la fragmentation en intégrant la dimension spatiale du paysage dans la gestion des ressources naturelles de la Nouvelle-Calédonie.

Ce projet s'inscrit dans la continuité des résultats obtenus par l'UMR-AMAP en se focalisant sur les effets de la fragmentation des forêts sur substrats ultramafiques de la Nouvelle-Calédonie. Nous émettons l'hypothèse que la fragmentation constitue une menace à long terme sur les écosystèmes forestiers au travers de l'augmentation déséquilibrée des superficies occupées par les forêts de lisières qui

engendrent i) des effets abiotiques (e.g. augmentation de l'aridité, de la température, du vent), ii) des effets biotiques directs (e.g réduction de la richesse, de la densité, de la biomasse des arbres, de la proportion d'espèces zoochores) et iii) des effets abiotiques indirects (e.g. modification des interactions entre espèces, isolement des populations). Alors que la lisière agit comme une membrane qui régule les flux entre l'intérieur et l'extérieur de la forêt, elle constitue également une porte d'entrée pour les menaces extérieures telles que les espèces invasives ou les feux du fait de l'augmentation de la disponibilité lumineuse favorable au développement des herbacées à forte combustibilité et de l'assèchement du sous-bois. Selon ces hypothèses, nous considérons que la fragmentation est un macro-indicateur de l'état de la conservation des forêts et que la lutte contre cet état fragmenté représente le remède le plus efficace, et probablement le plus rentable, pour réduire les risques de conversion des forêts sur les substrats ultramafiques en maquis dits miniers.

Difficultés rencontrées

1) Un point sur les difficultés rencontrées, les solutions mises en place, les contraintes engendrées

Comme précisé au cours du projet, les difficultés rencontrées relèvent de plusieurs contraintes majeures :

- 1) événements sur la zone de Vale qui a repoussé de 8 mois la mise en place des inventaires sur le terrain
- 2) le covid qui a bloqué toutes les missions des chercheurs associés à ce projet situés en métropole. Ce blocage a par ailleurs empêché de réaliser le programme initialement prévu d'acquisition de données Lidar sur toutes les zones du projet
- 3) non-affectation de la chercheuse travaillant sur le volet bioacoustique, suivi de sa mise en disponibilité, ce qui conduit au retrait de la principale compétence dans cette tâche
- 4) départ du technicien cartographe qui a souhaité ne pas renouveler son contrat en CDD
- 5) les démarches administratives qui ont fortement ralenties le recrutement du post-doc ainsi que le remaniement budgétaire
- 6) les fortes précipitations liées au phénomène La Niña qui ont bloqué l'accès à la zone d'étude de la Kuebini

2) Un point sur l'adéquation avec les objectifs initiaux

En dehors de la bioacoustique qui n'est pas abordée dans ce rapport final, nous respectons les objectifs initiaux du projet RELIQUES. La principale déviation réside dans le fait que nous avons choisi d'installer deux dispositifs très complets sur le site de la Kuebini et sur le Mt Paéoua à la place des nombreux petits sites prévus initialement. En parallèle, nous avons développé un modèle prédictif de déforestation basé sur une étude de suivi du couvert végétal sur la période 2000-2020, ce qui nous permet de prédire des scénarios de déforestation à l'échelle de toute la Calédonie et plus précisément sur le substrat ultramafique. D'un point de vue cartographique nous avons réalisé la cartographie de la forêt en 1976 et analysé l'évolution de cette forêt par rapport à l'actuel pour identifier les taux et les causes de la déforestation. Cette cartographie historique a permis de proposer un modèle réaliste de reforestation basée sur un objectif de reconstruire une structure forestière comparable à celle qui présidait en 1976. Enfin, l'utilisation des données du réseau NC-PIPPN a permis de calibrer un modèle d'analyse de la diversité à partir d'image sentinel-2 et de vérifier à grande échelle que la fragmentation exerçait un impact fort sur la composition floristique de la forêt.

3) Le déroulement des tâches mis à jour

Les quatre tâches ont réussi à fonctionner au gré des remaniements et notre objectif de réunir les résultats pour proposer un scénario de déforestation n'a pas été perturbé par l'absence de données

T1 : Analyse spatiale de la fragmentation : états passés, présents et scénarios futurs

Cette tâche n'a pas subi de grosses contraintes, en dehors du fait qu'une partie des travaux de la cartographie a dû être réalisée par un chercheur de l'équipe. La numérisation complète de la forêt sur substrat UM à partir d'orthophotographies et d'images satellites prises entre 2009 et 2021 est terminée et nous avons pu estimer les facteurs expliquant les différents niveaux de fragmentation à l'échelle de toute la Grande-Terre. Par ailleurs, nous avons sous-traité à un prestataire externe la numérisation de cette forêt sur les orthophotographies de 1976 également disponibles sur géorep. Ce travail de cartographie a été vérifié et nous avons produit une carte des différences de forêt pour les polygones supérieures à 1 ha. Enfin un modèle de déforestation¹ a été réalisé à l'échelle de la Grande-Terre à partir des images d'archive Landsat et la cartographie de [Vancutsem et al. \(2021\)](#). Ce modèle permet non seulement de quantifier la perte de forêt depuis 2000 mais également de définir les causes principales de la déforestation ou encore de projeter cette déforestation dans le futur². Par ailleurs, nous avons commencé à analyser les images Sentinel 2 dans le but d'identifier des zones à forte biodiversité dans les forêts UM.

T2 : Analyse structurelle de la lisière des fragments forestiers : structure de la canopée et effets abiotiques

Cette tâche a été très impactée par les contraintes énoncées plus haut. Il a fallu trouver un prestataire local à qui sous-traiter l'acquisition Lidar à pour un coût bien supérieur aux coûts calculés initialement. Néanmoins et malgré ces difficultés nous avons réussi à acquérir des données Lidar sur 200 ha et à mettre en place le dispositif initialement prévu pour mesurer les effets de la lisière. Récemment nous avons trouvé un nouveau partenaire, avec lequel nous allons acquérir des données prochainement. Finalement, les résultats acquis dans cette tâche sont très prometteurs puisqu'ils permettent de confirmer la modification du climat du sous-bois par effets de lisières via la modification de la structure de la canopée. De prochaines analyses porteront sur l'analyse de la saisonnalité de la profondeur et de l'amplitude des modifications microclimatiques liées aux effets de lisières et intégreront d'autres composantes de la fragmentation tels que la taille des fragments forestiers. Une attention plus particulière sera portée au risque incendie lié à l'assèchement du sous-bois forestier dans les forêts fragmentées.

T3 : Analyse biologique de la lisière des fragments forestiers : effets biotiques directs

Dépendante de T2, cette tâche a pu débuter après l'acquisition Lidar. Le dispositif d'inventaire sur le terrain incluant les stations météo, les inventaires floristiques et fonctionnels a pu être réalisé complètement sur le site de la Kuebini. Les résultats ont donné lieu à une présentation dans un colloque international et ont été soumis pour publication dans un article de portée internationale (Journal of Ecology, révisions mineures). Le dispositif d'inventaire a aussi été déployé sur le Paéoua; l'acquisition Lidar et les inventaires floristiques et fonctionnels sont réalisés mais en raison des retards la mise en place des stations météo n'a pu être réalisée qu'en mai 2022. Nous aurons l'ensemble des données après une année d'enregistrement, c'est-à-dire à une date ultérieure à la fin du projet RELIQUES.

Le protocole acoustique a pu être mis en place et une partie des données a été collectée. Néanmoins aucun résultat ne peut être fourni dans le cadre de ce rapport. Les chercheurs

¹ https://ecology.ghislainv.fr/forestatrisk/notebooks/new_caledonia/new_caledonia.html

² <https://forestatrisk.cirad.fr/newcal>

impliqués espèrent pouvoir produire une analyse finalisée sur le site de la kuebini dès que les données seront rapatriées et analysées.

T4 : un modèle d'aide à la décision en matière de conservation des paysages (Consortium)

Cette tâche se nourrit des résultats du projet. Une étude visant à proposer un modèle de défragmentation est proposée à l'échelle des concessions minières en prenant comme référence spatiales les 17 emprises du projet ERMINES, définies autour des concessions actives. L'objectif de ce modèle est de proposer un plan de restauration de la forêt afin de réduire la fragmentation tout en considérant les coûts. Néanmoins ce modèle de planification est très flexible de sorte que de nombreux objectifs peuvent être définies à des échelles distinctes

Productions

Les données brutes du projet RELIQUES

- **La forêt du substrat ultramafique**

La forêt sur substrat ultramafique a été réalisée en croisant la forêt avec la couche péridotites produites par le BRGM et la DIMENC au 1:1,000,000 et disponible en téléchargement sur le site de la DITTT (georep.nc).

- **La carte historique de la forêt en 1976 sur les emprises minières**

La forêt de 1976 a été numérisée sur les 17 emprises du projet ERMines définies par l'union de toutes les concessions actives et celles qui leur sont adjacentes avec une zone de +1000 m pour inscrire l'empreinte des activités dans un environnement étendu.

- **Les cartes d'historique de la déforestation sur la période 2000-2010-2020**

Les cartes d'historique de la déforestation sur la période 2000-2010-2020 ont été établies à partir de l'analyse de l'ensemble de l'archive d'images satellites Landsat (début 1982-fin 2019) à 30 m de résolution (Vancutsem et al., 2020). La classification des images en forêt/non-forêt se base sur un arbre de décision construit à dire d'expert et prenant en compte les observations multi-dates à l'échelle des pixels. À noter que cette carte n'inclut que les forêts sempervirentes, elle n'inclut pas les possibles forêts décidues en zone sèche par exemple.

- **Le modèle de canopée**

L'effet de la lisière sur la richesse floristique a été abordé sur le terrain au travers de plusieurs inventaires floristiques notamment sur le site de la Kuebini et du Mt Paéoua. Nous avons établi une relation entre la structure de la canopée (Lidar), la richesse floristique et le climat du sous-bois mesuré durant une année ce qui nous permet de vérifier la relation entre la structure de la canopée et la richesse potentielle.

- **L'effet de la lisière par satellite**

L'effet de la lisière sur la diversité floristique a été abordé à partir d'images radiométriques Sentinel-2 appliquée sur la forêt. L'hypothèse initiale s'appuie sur la relation théorique entre les propriétés biologiques de la végétation et la radiométrie du signal émis par la canopée. C'est sur la base de cette hypothèse que nous avons évalué les liens entre diversité α et β biologique et spectrale des fragments de forêt sur sol ultramafique en utilisant le package biodiversityR (Féret and Boissieu, 2020)

- **Les scénarios de défragmentation**

Les scénarios de restauration écologique s'appuient sur la planification systématique de la conservation (PSC) mise en œuvre au travers de méthodes d'optimisation mathématiques et informatiques (Justeau-Allaire et al., 2021). La PSC propose des solutions pour délimiter des aires protégées, pour construire un plan de gestion dans une zone géographique donnée, ou pour planifier des actions de restauration écologiques, dans l'espace et/ou dans le temps. Dans ce programme elle est utilisée pour maximiser la réduction de la fragmentation dans les 17 emprises du projet ERMines

Les publications du projet RELIQUES

- **Article sur le package forestatrisk**

Un article présentant les fonctionnalités du package Python forestatrisk pour la modélisation et la projection de la déforestation a été publié dans la revue JOSS (Journal of Open Source Software). Ce package a en partie été développé dans le cadre du projet RELIQUES. Le CNRT et le projet RELIQUES sont cités dans les remerciements.

Vieilledent G. 2021. forestatrisk: a Python package for modelling and forecasting deforestation in the tropics. *Journal of Open Source Software*. 6(59): 2975. [10.21105/joss.02975](https://doi.org/10.21105/joss.02975).

- **Article sur les scénarios de déforestation et d'émission de CO2 à l'échelle pantropicale**

Le package Python forestatrisk a été utilisé pour estimer le risque de déforestation à l'échelle pantropicale et établir des scénarios de déforestation et d'émissions de CO2, y compris en Nouvelle-Calédonie. Ces résultats ont fait l'objet d'une publication en cours de review. Le CNRT et le projet RELIQUES sont cités dans les remerciements. L'ensemble des résultats est disponible sur le site ForestAtRisk du Cirad: <https://forestatrisk.cirad.fr>.

Vieilledent G., C. Vancutsem, C. Bourgoïn, P. Ploton, P. Verley, and F. Achard. 2022. Spatial scenario of tropical deforestation and carbon emissions for the 21st century. *bioRxiv*. doi: [10.1101/2022.03.22.485306](https://doi.org/10.1101/2022.03.22.485306). in review in PNAS.

- **Article sur la planification de la défragmentation**

Cet article présente une nouvelle approche d'optimisation développée pour représenter avec précision un large éventail de questions de planification de la conservation avec des contraintes spatiales et des indices de paysage. S'appuyant sur la programmation par contraintes, une technique issue de l'intelligence artificielle basée sur le raisonnement automatique, cette approche offre à la fois des garanties de satisfaction de contraintes et d'optimalité.

Justeau-Allaire, D., Vieilledent, G., Rinck, N., Vismara, P., Lorca, X., & Birnbaum, P. - 2021 - Constrained optimization of landscape indices in conservation planning to support ecological restoration in New Caledonia. *Journal of Applied Ecology*, 58(4), 744–754. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13803>

- **Article sur la relation entre structure de la canopée et richesse floristique**

Un article qui décrit la relation entre la proximité de la lisière, la structure de la canopée, la composition floristique et fonctionnelle, la biomasse et le microclimat de la forêt. Cet article montre que l'influence de la lisière sur la diversité est principalement déterminée par les changements dans la structure de la canopée.

Blanchard G., Barbier N., Vieilledent G., Ibanez T., Hequet V., McCoy S. & Birnbaum P - (accepted 2022) - Lidar-derived canopy structure is a better predictor of diversity, function and microclimate than distance to forest edge. *Journal of Ecology*

- **Article, développement et mise à disposition du package R restoptr**

Un article présentant les fonctionnalités du package R restoptr pour la planification systématique de la restauration écologique a été soumis auprès de la revue Restoration Ecology. Cet outil d'aide à la décision est conçu pour identifier les zones prioritaires pour les efforts de restauration. Il utilise la programmation par contraintes - une technique d'intelligence artificielle - pour identifier les plans

optimaux compte tenu des contraintes écologiques et socio-économiques. Surtout, il peut identifier des emplacements stratégiques pour améliorer la connectivité et réduire la fragmentation dans un paysage plus large en utilisant des métriques de paysage complexes. Le cas d'étude de cet article porte sur la déforestation du Mt Kaala entre 1976 et 2021.

Justeau-Allaire D., Hanson O. H., Lannuzel G., Vismara P., Lorca X., Birnbaum P. (soumis 2022). restoptr: Ecological restoration planning with R. Restoration Ecology

- **Article de synthèse sur la forêt ultramafique**

Cet article présente une synthèse sur l'état de la forêt et la richesse en arbres des massifs ultramafiques de Nouvelle-Calédonie. Il se base sur le croisement entre un important jeu d'occurrences comportants plus de 1000 espèces d'arbres et la cartographie de la forêt au 1:3000 pour analyser la distribution de la richesse à l'échelle de la Grande-Terre et des concessions minières

Birnbaum P., Ibanez T., Blanchard G., Justeau-Allaire D., Hequet V., Eltabet T., Vieilledent G. & Barbier N. (soumis 2022) - Forest and tree species distribution in the ultramafic bedrock of New Caledonia. *Botany Letters special issue* : "Vegetation on ultramafic rocks in New Caledonia".

- **Carte de la déforestation passée sur la période 2000-2010-2020**

Nous avons établi une carte de la déforestation passée en Nouvelle-Calédonie (hors îles Loyauté) sur la période récente 2000-2010-2020. Cette carte se concentre sur les forêts humides de l'île et n'inclut pas les forêts sèches. Elle ne différencie pas les forêts naturelles des plantations. Cette carte a été établie à partir du produit annuel TMF (Tropical Moist Forests, [Vancutsem et al., 2020](#)). Ce produit est issu de l'analyse de l'ensemble de l'archive d'images satellites Landsat (début 1982 - fin 2019) à 30 m de résolution. La carte est disponible sur le site ForestAtRisk du Cirad sur une page dédiée à la Nouvelle-Calédonie: <https://forestatrisk.cirad.fr/newcal/>

- **Carte du risque de déforestation et du couvert forestier futur selon un scénario "business-as-usual"**

Un modèle de déforestation, incluant le substrat géologique comme facteur de déforestation, a été développé spécifiquement pour la Grande Terre. Les cartes du risque de déforestation et du couvert forestier futur selon un scénario "business-as-usual" sont disponibles sur le site ForestAtRisk du Cirad sur une page dédiée: <https://forestatrisk.cirad.fr/newcal/>. Cette page inclut (en plus des cartes de la déforestation passée sur la période 2000-2010-2020, voir ci-dessus) (i) une carte du risque de déforestation pour le couvert forestier en 2020, ainsi que (ii) deux cartes de projection du couvert forestier pour les années 2050 et 2100 selon un scénario "business-as-usual". Un [tutoriel](#) présentant la méthodologie et les outils utilisés pour modéliser spécifiquement la déforestation en Nouvelle-Calédonie est disponible sur le site du package forestatrisk.

- **Développement et mise à disposition du package R gecevar**

Le package R gecevar (GEt Climatic and Environmental VARiables for a given area of interest) a été développé dans le cadre du projet RELIQUES. Il permet de télécharger un ensemble de variables environnementales et climatiques pour une zone d'étude donnée, à une résolution et une date choisie par l'utilisateur. Ces variables sont utiles pour la modélisation en écologie, notamment pour les modèles de distribution des espèces et des communautés. Le package R dispose d'un site internet. Le code source associé est disponible en accès libre sur la plateforme GitHub sous licence GPLv3.

Guillaumont P, Clément J, Birnbaum P, Ibanez T, Jaouen G, Stahl C, Vieilledent G (2022). *gecevar: GETting Climatic and Environmental VARiables from open and free online datasets for a specific region*. <https://ecology.ghislainv.fr/gecevar>.

- **Rapport de Master 2 sur la cartographie des communautés d'arbres**

Pierre Guillaumont a effectué son stage de Master 2 et rédigé son rapport de stage dans le cadre du projet RELIQUES (avril à août 2022). Son sujet de stage a porté sur la cartographie des communautés d'arbres en Nouvelle-Calédonie à l'aide de modèles joints de distribution des espèces. Ces cartes pourront notamment servir à caractériser la perte de biodiversité d'après les scénarios de déforestation et à identifier des zones prioritaires pour la conservation et restauration des forêts.

Guillaumont P., Vieilledent G. 2022. Classification des communautés d'arbres en Nouvelle-Calédonie à l'aide d'un modèle joint de distribution des espèces. Rapport de stage de Master 2. Statistiques pour l'Information et l'Aide à la Décision, Université de Montpellier, 39 p.

Résultats

Cette partie se propose de décrire les résultats obtenus pour chacune des tâches du projet RELIQUES. Dans la tâche 1, il s'agit de décrire les états de la forêt sur le substrat ultramafique autant pour le présent, le passé et les projections futures. Dans la tâche 2, nous abordons l'analyse biologique de la forêt au travers de la collecte de données floristique et fonctionnelle acquise sur le terrain. La tâche 3 s'intéresse à relier ces données de terrain avec la structure de la canopée et le climat du sous-bois. Enfin toutes ces études convergent pour alimenter la tâche 4 qui propose, à partir d'une étude rétrospective de la déforestation, un plan de restauration dans le but de rétablir les paramètres forestiers qui présidaient en 1976 aux abords des concessions minières actives.

T1 : Analyse spatiale de la fragmentation : états passés, présent et scénarios futur

Dans son ensemble, la forêt couvre une superficie d'environ 5341 km² sur la Grande-Terre, soit une couverture forestière de 32,6%. Avec plus de 3200 km² de forêt, la couverture forestière de la province Nord (34 %) est légèrement supérieure à celle de la province Sud (30 %) dont la forêt occupe un peu plus de 2120 km².

a) La forêt sur le substrat ultramafique

Le substrat ultramafique occupe une superficie de 5985 km² (i.e., 32,6 % de la Nouvelle-Calédonie) distribués sur la grande-terre et les îles périphériques (notamment Île des Pins et îles Béleps). Plus de 40 % (2429 km²) de ces substrats ultramafiques est occupé par des concessions minières et seulement 6 % (384 km²) par des aires protégées. La forêt qui pousse sur ce substrat ultramafique (forêt UM) couvre une superficie de 1900 km², soit une couverture forestière de 31,7 % (**Figure 1**). La couverture forestière sur substrats UM est plus faible en province Nord (23 %) qu'en province Sud (36 %). La couverture de forêts UM est beaucoup plus élevée (67,6 %) dans les 260,0 km² d'aires protégées que dans les 527,3 km² de concessions minières (21,7 %). Elle s'étire depuis le niveau de la mer jusqu'à une altitude de 1618 m sur le Mt Humboldt avec une couverture maximale à moyenne altitude (68,6 % de la forêt UM se situe dans l'intervalle 0-600 m d'altitude). Selon la classification de [Holdridge \(1967\)](#), elle se retrouve essentiellement dans le domaine très humide (55,5 %), principalement autour des sommets, et dans le domaine humide (40,7 %) à moyenne altitude et dans le Grand Sud. Enfin cette forêt se compose en majorité de forêt secondaire (50,6 % de la forêt est située à moins de 100 m de la lisière), de forêt mature (43,6 % de la forêt se situe à plus de 300 m d'une lisière) et d'une petite partie de forêt de coeur (5,8 % de la forêt se situe à plus de 300 m de la lisière avec une richesse potentielle > 80 espèces à l'hectare, cf. [Birnbaum et al., 2021](#)).

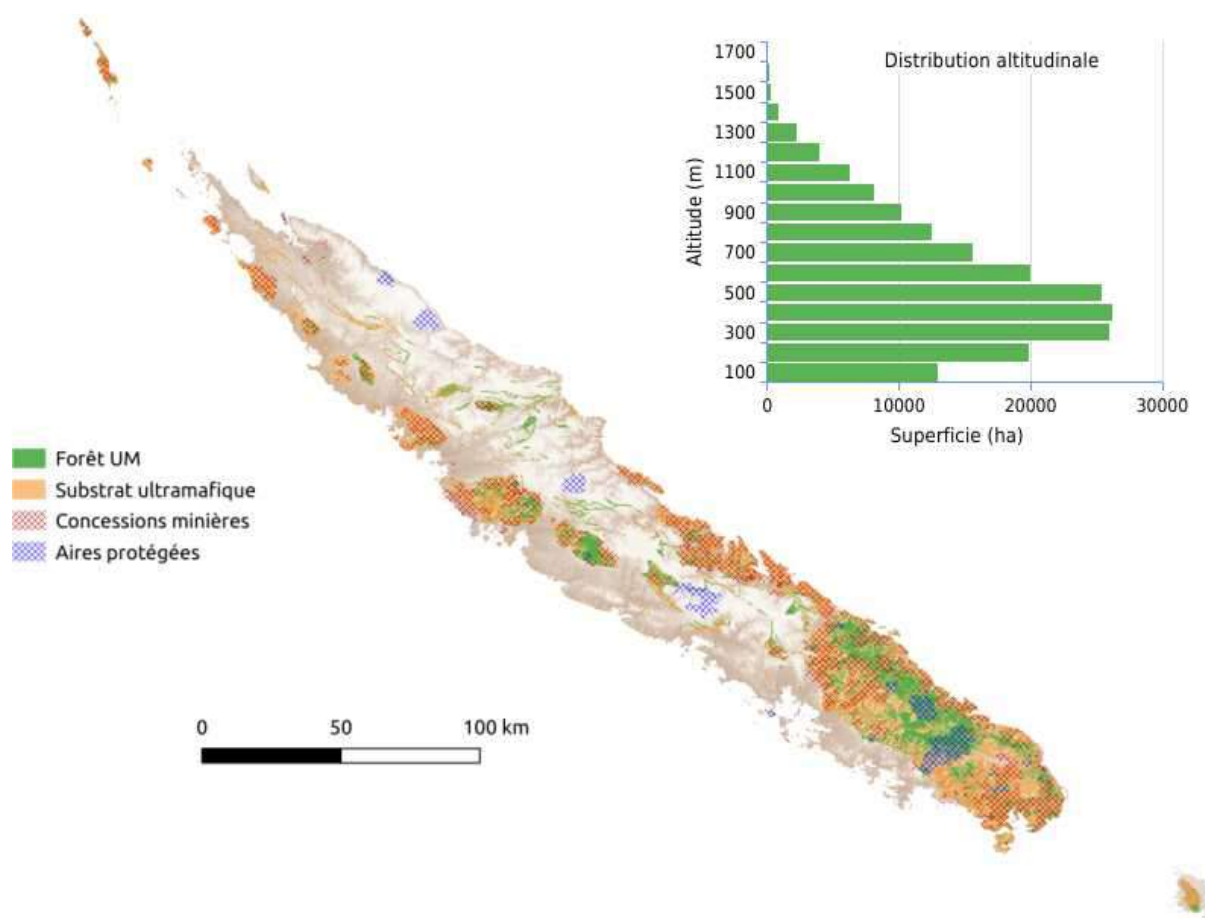


Figure 1. La forêt, les concessions minières et les aires protégées sur le substrat ultramafique en Nouvelle-Calédonie. Histogramme de la distribution altitudinale de la forêt UM

b) Evolution de la couverture de forêt humide sur la période 2000-2020

Nous avons produit une carte historique de la déforestation en Nouvelle-Calédonie (hors îles Loyauté) sur la période récente 2000-2010-2020 (**Figure 2**). Cette carte a été établie à partir du produit annuel TMF (Tropical Moist Forests, [Vancutsem et al., 2020](#)). Ce produit est issu de l'analyse de l'ensemble de l'archive d'images satellites Landsat (début 1982 - fin 2019) à 30 m de résolution. La classification des images en forêt/non-forêt se base sur un arbre de décision construit à dire d'expert et prenant en compte les observations multi-dates à l'échelle des pixels. A partir de ces cartes, on estime un couvert forestier de 7745 km² en 2020 (46 % du territoire de la Grande Terre), une surface déforestée annuelle moyenne de 24 km²/an sur la période 2000-2010 et de 31 km²/an sur la période 2010-2020 (**Table 1**). A noter que cette carte inclut toutes les forêts sempervirentes (forêts humides, mangroves, forêts sèches sempervirentes). De plus, cette carte ne distingue pas les forêts naturelles des plantations. Enfin, elle peut inclure certaines formations de type maquis arbustif dense. Les mangroves couvrent environ 340 km² en Nouvelle-Calédonie en 2020 (source Global Mangrove Watch) et les plantations, 100 km² environ (dont 38 km² sur le plateau de Tango). Ces caractéristiques peuvent en partie expliquer les différences d'estimation du couvert forestier avec la carte au 1:3000 des forêts pour l'année 2020 établie par

photo-interprétation des photographies aériennes qui n'inclut que la forêt naturelle (sèche et humide) hors mangroves.

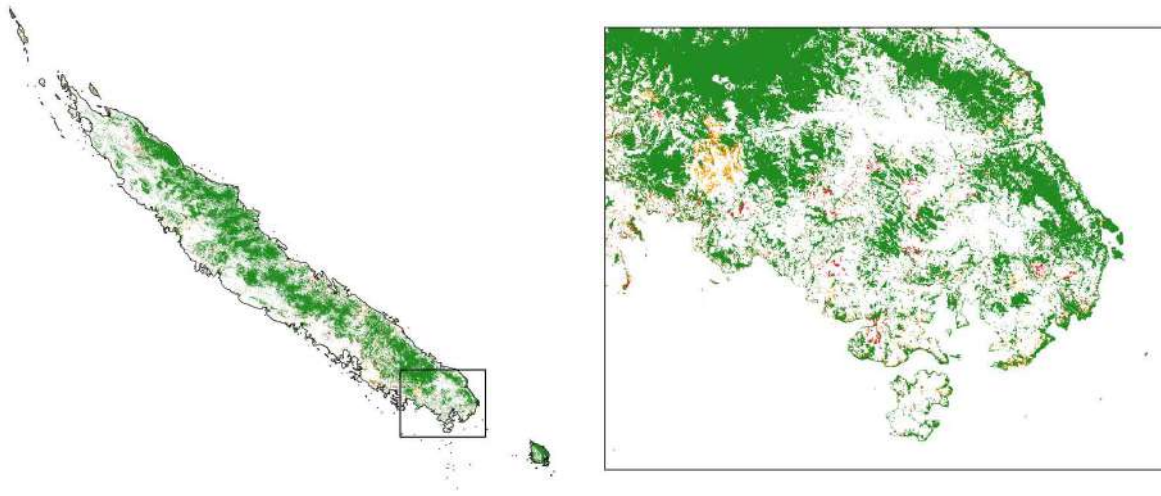


Figure 2. Carte d'histoire de la déforestation en Nouvelle-Calédonie (hors îles Loyauté) sur la période 2000-2010-2020. **Orange**: déforestation sur la période 2000-2010. **Rouge**: déforestation sur la période 2010-2020. **Vert**: Couvert forestier au 1er janvier 2020. Une carte interactive est également disponible à cette adresse: <https://forestatrisk.cirad.fr/newcal/>.

| Année | Surface (km ²) |
|-------|----------------------------|
| 2000 | 8292,6 |
| 2010 | 8053,9 |
| 2020 | 7744,9 |
| 2050 | 6817,9 |
| 2100 | 527,0 |

Table 1. Évolution passée et future du couvert de forêt humide sur la Grande Terre. Avant 2020: couvert forestier estimé sur la base des cartes historiques de déforestation, après 2020 : en considérant un scénario "business-as-usual" et la moyenne de la surface déforestée annuelle sur la période 2010-2020.

c) Scénario de déforestation et fragmentation à l'horizon 2050, 2100

Pour la modélisation spatialisée de la déforestation, nous avons cherché à estimer les paramètres d'une régression logistique associant la probabilité de déforestation sur la période 2010-2020 à plusieurs variables explicatives spatialisées : des variables topographiques (altitude, pente), des variables paysagères (distance à la lisière de la forêt), des variables historiques (distance à la déforestation passée sur la période 2000-2010), des variables indiquant le statut de protection (inclusion ou non dans une aire protégée) et des variables définissant l'accessibilité à la forêt (distance aux routes, aux villages et aux cours d'eau). Nous avons également inclus le substrat ultramafique comme facteur potentiel de

risque de déforestation. Ces variables sont extraites des produits suivants: la carte historique de déforestation sur la période 2000-2010-2020 (voir ci-dessus), les données SRTM 90 m Digital Elevation Database v4.1 (<http://srtm.csi.cgiar.org>), les données OpenStreetMap (<http://www.geofabrik.de>), la base de données WDPA (World Database on Protected Areas) pour les aires protégées (<https://www.protectedplanet.net>), et enfin le site Géorep pour la carte de substrat ultramafique (carte au 1/50000ème). Ces variables sont résumées dans la **Table 2**.

| Product | Source | Variable | Unit | Resolution (m) |
|------------------------------|-----------------------|--------------------------------|--------|----------------|
| Forest maps (2000-2010-2020) | Vancutsem et al. 2021 | distance to forest edge | m | 30 |
| | | distance to past deforestation | m | 30 |
| Digital Elevation Model | SRTM v4.1 CSI-CGIAR | altitude | m | 90 |
| | | slope | degree | 90 |
| Highways | OSM-Geofabrik | distance to roads | m | 150 |
| Places | | distance to towns | m | 150 |
| Waterways | | distance to river | m | 150 |
| Protected areas | WDPA | protected area presence | - | 30 |
| Geology | Géorep 1/50.000 | peridotite bed presence | - | 30 |

Table 2. Variables utilisées pour le modèle de déforestation. Un ensemble de 9 variables explicatives a été utilisé pour modéliser la déforestation. Ces variables apportent des informations sur la topographie, l'accessibilité à la forêt, la déforestation passée, le statut de protection (présence ou non d'une aire protégée) et la présence d'un substrat ultramafique.

Afin de prendre en compte la variabilité régionale pour l'intensité de la déforestation (variabilité non expliquée par les variables précédemment décrites et incluses dans le modèle), nous avons utilisé un grille de 10 km par 10 km couvrant l'ensemble de la Nouvelle-Calédonie et estimé un effet aléatoire spatial pour chacune des cellules de la grille. Afin d'estimer les effets de chacune des variables sur la probabilité de déforestation et les effets spatiaux aléatoires, nous avons utilisé le package Python `forestatrisk` développé en partie au cours du projet RELIQUES (<https://github.com/ghislainv/forestatrisk>). Une description plus précise du modèle statistique utilisé et de la méthodologie suivie est disponible sous forme d'un [tutoriel](#) sur le site du package. Les estimations des paramètres du modèle de déforestation sont disponibles dans la **Table 3**.

Binomial logistic regression with iCAR process

Model: I(1 - fcc23) + trial ~ 1 + C(pa) + C(geol) + scale(altitude) + scale(slope) + scale(dist_defor) + scale(dist_edge) + scale(dist_road) + scale(dist_town) + scale(dist_river) + cell

Posteriors:

| | Mean | Std | CI_low | CI_high |
|-------------------|----------|--------|----------|----------|
| Intercept | -1.88 | 0.117 | -2.13 | -1.65 |
| C(pa) [T.1.0] | 0.0479 | 0.0814 | -0.111 | 0.212 |
| C(geol) [T.1.0] | 0.358 | 0.0683 | 0.222 | 0.484 |
| scale(altitude) | -0.253 | 0.0301 | -0.316 | -0.196 |
| scale(slope) | -0.114 | 0.0258 | -0.164 | -0.065 |
| scale(dist_defor) | -0.827 | 0.0433 | -0.92 | -0.745 |
| scale(dist_edge) | -6.03 | 0.216 | -6.46 | -5.63 |
| scale(dist_road) | -0.111 | 0.0402 | -0.183 | -0.0193 |
| scale(dist_town) | -0.121 | 0.0281 | -0.18 | -0.0713 |
| scale(dist_river) | -0.0556 | 0.129 | -0.298 | 0.16 |
| Vrho | 2.92 | 0.315 | 2.34 | 3.59 |
| Deviance | 1.61e+04 | 22.1 | 1.61e+04 | 1.62e+04 |

Table 3. Estimation des paramètres du modèle de déforestation. Les variables ont été standardisées. Les valeurs indiquent la moyenne, l'écart-type et l'intervalle de confiance à 95 % pour chaque paramètre (qui inclut zéro ou non). Surlignés en jaune les effets moyens du substrat ultramafique (geol) et de la distance à la lisière de la forêt sur la risque de déforestation (dist_edge).

A travers l'estimation des paramètres du modèle et leur significativité (**Table 3**), nous montrons que la probabilité de déforestation diminue significativement avec la distance à la lisière, l'altitude, la distance à la route et aux villes, et la distance à la déforestation passée. La déforestation diminue également avec la pente. Comme les variables sont standardisées, nous pouvons directement comparer les effets entre eux afin de déterminer l'importance relative des variables.

Nous montrons que la distance à la lisière de la forêt est l'effet le plus important, et de loin, sur la détermination du risque de déforestation. En moyenne, si un pixel forestier se situe à une distance de 100 m de la lisière forestière, cela réduit le risque de déforestation de 95 %, et à une distance de 1 km, cela réduit le risque de déforestation de près de 100 %. En comparaison, si un pixel forestier se situe à une distance de 10 km d'une route, cela réduit le risque de déforestation de 18 % (**Figure 3**).

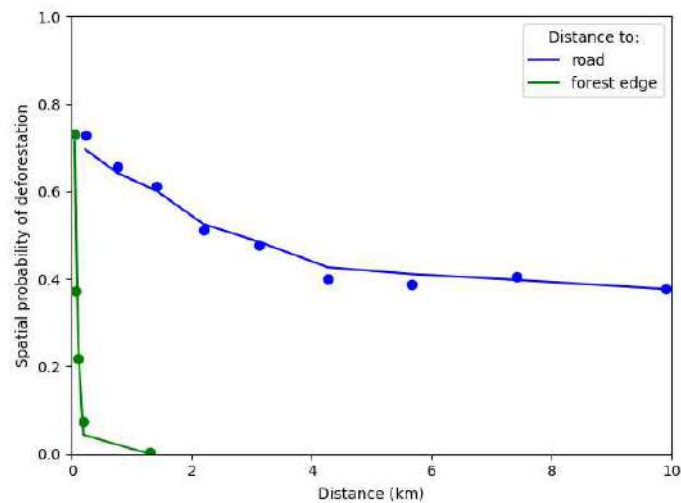


Figure 3. Probabilité de déforestation en fonction de la distance à la lisière et à la route. Les points représentent des moyennes locales pour la probabilité observée de déforestation pour chaque percentile à 10 % de la distance. Les lignes représentent la moyenne des prédictions du modèle concernant la probabilité de déforestation pour toutes les observations de chaque percentile. Notez que pour la distance à la lisière de la forêt, le premier point compte pour six percentiles alors que pour la distance à la route, le point pour le percentile concernant les distances > 10 km n'est pas représenté.

Il faut noter que nous n'avons pas trouvé d'effet significatif des aires protégées sur la diminution du risque de déforestation, ni d'effet de la distance au cours d'eau. Il est probable que l'absence d'effet des aires protégées est dû à la qualité des données dans la base WDPA qui est une base globale et non locale. Enfin, nous montrons que l'effet du substrat ultramafique sur le risque de déforestation est significativement positif (cf. zéro non inclus dans l'intervalle de confiance à 95 % indiqué par CI_low et CI_high), ce qui indique que le risque de déforestation est significativement plus fort sur substrat ultramafique que sur le reste du territoire. On estime qu'en moyenne, le fait d'être sur substrat ultramafique augmente le risque de déforestation de 34 %. Nous montrons également qu'il existe une forte variabilité régionale résiduelle dans le processus de déforestation (variance V_{rho} des effets aléatoires spatiaux dans la **Table 3** et **Figure 4**).

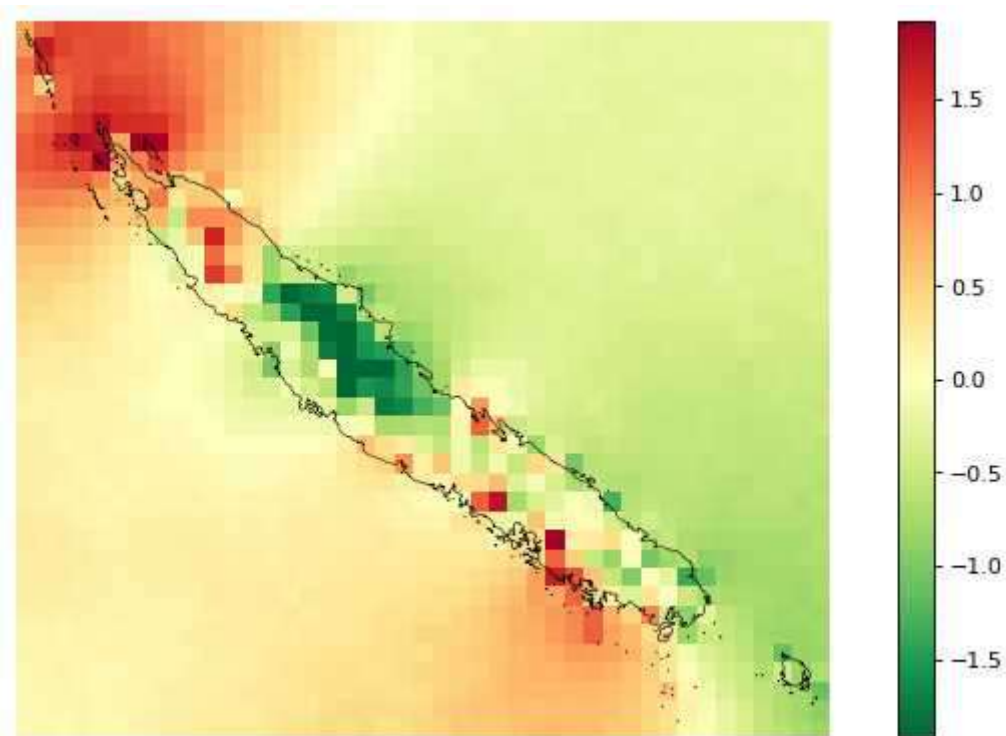


Figure 4. Effets aléatoires spatiaux au sein des cellules de 10x10 km. Les effets aléatoires permettent de prendre en compte la variabilité spatiale résiduelle (non expliquée par les variables du modèle) dans le processus de déforestation. On identifie des points chauds de déforestation, c'est-à-dire des zones à plus forte déforestation que la moyenne (cellules rouges) et des points froids de déforestation, à plus faible déforestation que la moyenne (cellules vertes).

Le modèle obtenu permet d'estimer une probabilité de déforestation à 30m de résolution pour les pixels forestiers en 2020, en s'appuyant sur les valeurs des variables explicatives à cette date. On obtient alors une carte du risque relatif de déforestation pour les pixels forestiers en 2020 (**Figure 5**). Cette carte nous permet d'identifier les pixels de forêt qui risquent d'être déforestés en premier.



Figure 5. Carte de probabilité relative de déforestation pour le couvert forestier en 2020. Les pixels à plus forte probabilité de déforestation apparaissent en rouge puis noir alors que les pixels à plus faible probabilité de déforestation apparaissent en vert. On visualise clairement sur cette carte l'effet lisière ainsi que la variabilité régionale du risque de déforestation. Une carte interactive est également disponible à cette adresse: <https://forestatrisk.cirad.fr/newcal/>.

En considérant un scénario "business-as-usual" en Nouvelle-Calédonie (scénario de référence en absence de changement), où la surface déforestée annuelle dans le futur est égale à la surface déforestée annuelle moyenne sur la période 2010-2020, on peut utiliser la carte de probabilité relative de déforestation pour dériver une carte du couvert forestier futur. On peut par exemple dériver une carte du couvert forestier futur probable en 2050 ou 2100 selon un scénario "business-as-usual" (**Figure 6**). Il suffit pour cela d'estimer la surface déforestée sur la période considérée (2020-2050 ou 2020-2100, cf. **Table 1**) et de supposer que la déforestation affectera les pixels forestiers en 2020 avec les plus fortes probabilités de déforestation.

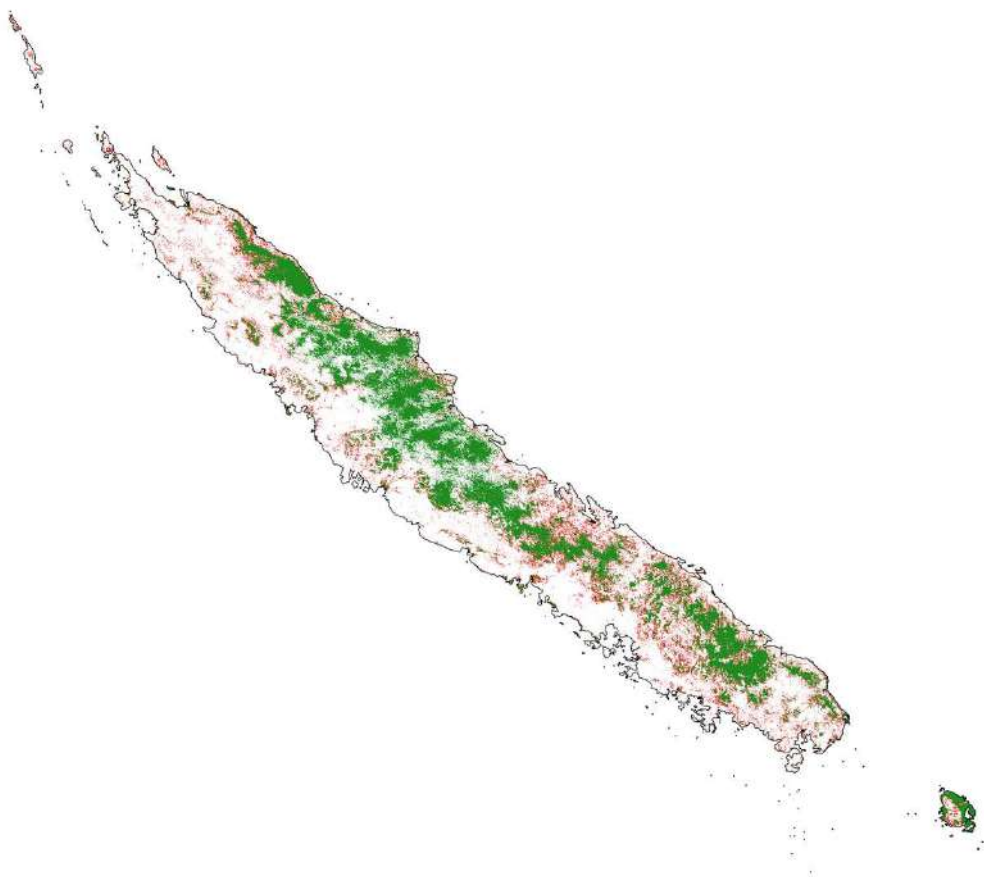


Figure 6. Carte du couvert forestier futur probable en 2100 en Nouvelle-Calédonie d'après un scénario "business-as-usual". Les zones déforestées sur la période 2020-2100 apparaissent en **rouge** et la forêt résiduelle en 2100 apparaît en **vert**. Des cartes interactives pour 2050 et 2100 sont également disponibles à cette adresse: <https://forestatrisk.cirad.fr/newcal/>.

Sur la **Figure 6** ci-dessus (ainsi que sur la carte interactive), on observe que la déforestation future accentuera la fragmentation du couvert forestier en diminuant la taille des patches forestiers et en diminuant le pourcentage d'habitat forestier localement. Cette carte permet également d'identifier les zones refuges pour la biodiversité et les stocks de carbone forestier dans le futur sous l'effet de la déforestation sous un scénario "business-as-usual".

d) Impact de la déforestation sur la perte de biodiversité

En combinant les données climatiques et environnementales aux données d'inventaires forestiers du réseau NC-PIPPN (**Figure 7**), nous avons effectué un premier travail exploratoire de cartographie des communautés d'arbres en Nouvelle-Calédonie à l'aide de modèles joints de distribution des espèces. Les modèles joints de distribution des espèces, ou JSDM pour Joint Species Distribution Models ([Warton et al., 2015](#)), permettent de prédire la distribution des espèces et des communautés en prenant en compte les co-occurrences entre espèces. Ce sont des modèles utiles, notamment lorsque les communautés incluent un grand nombre d'espèces rares. La carte des communautés obtenues pourra être utilisée

pour caractériser plus finement le risque de perte de biodiversité associée à la déforestation future et identifier des zones prioritaires pour la conservation et la restauration des forêts.

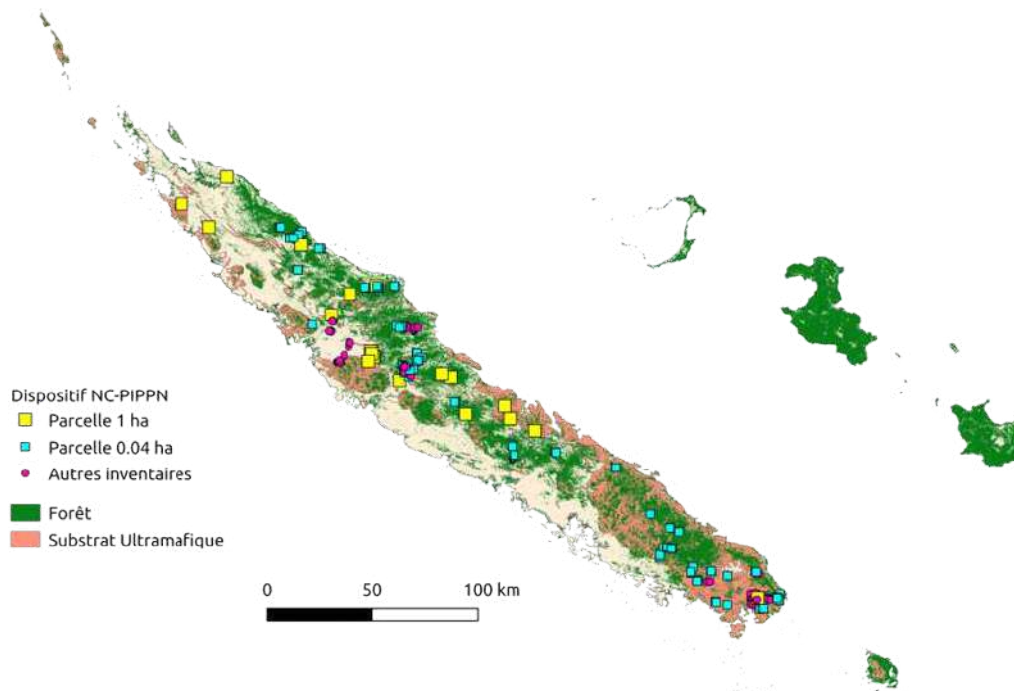


Figure 7. Réseau de placettes NC-PIPPN. Répartition des placettes du réseau NC-PIPPN dans les forêts de Nouvelle-Calédonie (Birnbaum et al., 2015) et <https://niamoto.nc>). Le réseau inclut 21 placettes de 1 ha (carrés jaune), 212 placettes de 0.04 ha (carrés bleu), ainsi que 276 autres placettes de taille variable (points violet). Les placettes sont réparties sur des sols ultramaifiques et non-ultramaifiques.

Le jeu de données était composé de 877 espèces d'arbres réparties sur 554 sites. Nous avons utilisé les variables suivantes pour prédire la distribution des espèces: présence de substrat ultramafique, température moyenne annuelle, saisonnalité de la température, précipitations moyennes annuelles, saisonnalité des précipitations, déficit hydrique obtenus à partir de la formule de Thornthwaite. Nous avons considéré des formes polynômes d'ordre 2 pour les variables continues (si x est la variable, nous considérons également x^2 dans le modèle). Le package `gecevar`, développé dans le cadre du projet RELIQUES, a été utilisé pour télécharger et calculer les données climatiques et environnementales à une résolution de 1 km. Pour l'estimation des paramètres du modèle joint, nous avons utilisé le package R `jSDM` développé au sein de l'UMR AMAP.

A l'aide du modèle, nous avons prédit la probabilité de présence de chaque espèce sur l'ensemble des pixels de 1 km² couvrant la forêt humide en Nouvelle-Calédonie. Nous avons ensuite utilisé une technique de réduction de dimension (algorithme t-SNE pour *t-distributed stochastic neighbor embedding*) afin de décrire les assemblages d'espèces (877 dimensions) selon trois axes auxquels nous avons attribué respectivement les couleurs Rouge, Bleu et Vert. Nous obtenons ainsi une carte de biodiversité beta pour les forêts humides de Nouvelle-Calédonie (**Figure 8**). Sur cette carte, les pixels aux couleurs proches ont des compositions en espèces proches et les pixels aux couleurs contrastées ont des compositions en espèces éloignées.

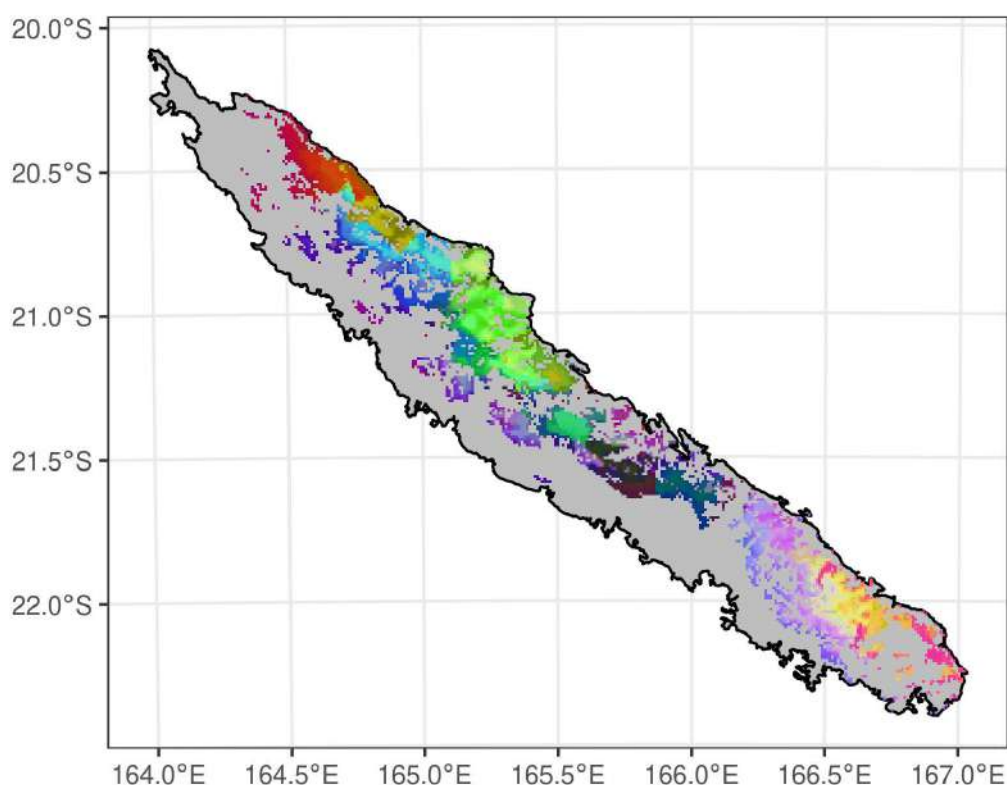


Figure 8. Carte de biodiversité beta pour les forêts humides de Nouvelle-Calédonie. Les pixels aux couleurs proches ont des compositions en espèces proches et les pixels aux couleurs contrastées ont des compositions en espèces éloignées. Sur cette carte, il n'y a pas de groupes de pixels. Le changement de composition en espèce se fait de façon continue d'un pixel à l'autre.

Nous avons ensuite procédé à une classification des communautés d'arbres en utilisant la méthode des K-means sur les trois axes issus de réduction de dimension via l'approche t-SNE. Nous obtenons ainsi 7 communautés distinctes au sein de la forêt humide sur la Grande Terre (**Figure 9**). Chaque communauté peut-être décrite par une liste d'espèces avec une forte probabilité au sein de cette communauté (et donc caractéristiques de cette communauté) et une liste d'espèces avec une faible probabilité de présence (et donc souvent absentes de cette communauté). On perçoit sur la carte (**Figure 9**) l'importance du substrat (forêt sur sol ultramafique ou non) et de l'altitude (forêt d'altitude ou de plaine) dans la détermination des communautés. Des particularités Nord-Sud peuvent aussi être observées (cf. flore du Mont Panier). Des distinctions peuvent aussi être faites entre communautés sur sol ultramafique (cf. groupes 5 et 6 en province Sud).

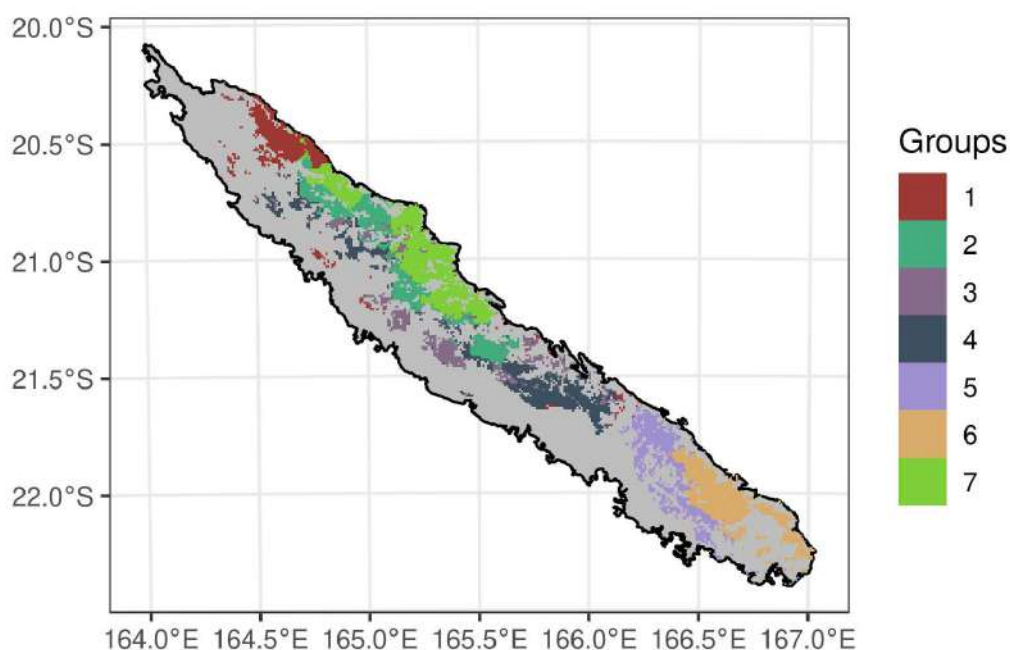


Figure 9. Carte des communautés d'arbres pour les forêts humides de Nouvelle-Calédonie. Ces communautés sont issues d'une classification (méthode des K-means) des pixels sur la base de leurs coordonnées sur les trois axes issus de la réduction de dimension via t-SNE. On identifie ainsi 7 communautés distinctes en forêt humide. On perçoit sur cette carte l'importance du substrat (forêt sur sol ultramafique ou non), de l'altitude (forêt d'altitude ou de plaine), et des particularités Nord-Sud (flore du Mont Panié) dans la détermination des communautés.

Ce premier travail sur la cartographie des communautés d'arbres en Nouvelle-Calédonie est exploratoire. Les résultats doivent être consolidés. Notamment en réfléchissant mieux aux variables explicatives pouvant être incluses dans le modèle de distribution. Toutefois, ce travail nous laisse entrevoir des perspectives intéressantes afin de cartographier avec plus de précisions la biodiversité en Nouvelle-Calédonie et d'aller au-delà des dichotomies forêt sèche/humide ou forêt sur sol ultramafique/non-ultramafique. A terme, la carte des communautés obtenues pourra être utilisée pour caractériser plus finement le risque de perte de biodiversité associée à la déforestation future et identifier des zones prioritaires pour la conservation et la restauration des forêts.

T2 : Analyse biologique de la lisière des fragments forestiers : effets biotiques directs

En complément des travaux menés dans le cadre du projet CNRT-CORIFOR sur les effets de la lisière, nous avons défini une nouvelle zone d'inventaire pour l'étude des lisières dans la partie Nord-Est de la plaine des lacs. Cette zone située à l'est de la rivière Kuebini a été identifiée dans le cadre du projet CNRT-CORIFOR comme une portion du Sud qui n'a pas ou peu subi l'exploitation forestière (Birnbaum et al., 2016). L'historique du paysage forestier a été évalué en comparant la surface forestière actuelle à celle du passé, à partir d'images aériennes anciennes (1954, 1976) issues du service de la Géomatique de la Direction des Technologies et des Services de l'Information (georep.nc), ainsi que d'un plan de géomètre datant de 1909 issu des archives territoriales de Nouvelle-Calédonie (Utard, 2015). Cette comparaison indique une régression importante de la partie sud du massif forestier par rapport à son étendue au début du XXème siècle, tandis que la lisière semble avoir subi peu de modifications sur les parties centrale et nord du massif. L'étendue du massif et des fragments forestiers est restée quasiment inchangée depuis 1954, hormis la création de pistes à travers le massif et certains fragments. Entre 1976 et 2018, les images aériennes montrent que certaines pistes localisées à l'intérieur du massif principal ont été sujettes à la recolonisation progressive de la forêt.

a) Le site de la haute Kuebini

La zone d'étude de la haute Kuebini est située sur la commune de Yaté, au nord-est de la plaine de lacs, et à 2 km au sud-est de la réserve naturelle de la Fausse Yaté. Elle s'étend entre 166.952 et 166.968 degrés Est et 22.218 et 22.234 degrés Sud, à une altitude comprise entre 300 m et 500 m au-dessus du niveau de la mer. Les sols de la zone sont principalement composés d'éboulis de péridotites et de sols ferrallitiques érodés. La zone est traversée par une chaîne de collines orientée du nord-ouest au sud-est culminant à environ 500 m, dont les sols sont généralement recouverts de blocs de cuirasse. Le massif forestier étudié s'étend sur les versant sud ouest de ces collines et il est directement relié au nord à celui de la réserve naturelle de la fausse Yaté. Plusieurs fragments de forêts sont localisés dans la plaine au sud-est du massif principal. La zone reçoit environ 3000 mm de précipitations annuelles. La forêt délimitée pour l'étude inclut une partie de la zone centrale du massif forestier (136 ha), située sur des pentes modérées par rapport à la partie nord, ainsi que trois fragments forestiers situés dans la plaine (1.7 ha, 2.2 ha, et 4.2 ha), localisés entre 100 m et 300 m du massif principal. Au total, 7772 m de lisière sont inclus dans la zone d'étude sur laquelle trois protocoles d'acquisitions de données ont été appliqués pour analyser la diversité biologique, la structure de la canopée et le microclimat du sous-bois (cf. **Figure 10**).

- Inventaires floristiques : Un total de 46 points d'inventaires standardisés ont été réalisés, sous la forme de parcelles circulaires de 11,3 m de rayon (400 m²). Ce protocole est similaire à celui qui avait été appliqué pour réaliser les inventaires dans le projet CNRT-CORIFOR (parcelles circulaires de 10 m de rayon, 314 m²). Le centre de chaque parcelle a été disposé en suivant un échantillonnage spatialement aléatoire stratifié selon la distance à la lisière. Ainsi, 11 parcelles ont été placées à 10 m de la lisière, 11 parcelles à 20 m, 10 parcelles à 40 m, 7 parcelles à 100 m, 3 parcelles à 200 m et 4 parcelles à 300 m.

- **Capteurs météorologiques** : Un total de 39 capteurs météorologiques (température et humidité relative) ont été placés au centre des parcelles situées de 10 m à 100 m de la lisière (les 7 parcelles situées à plus de 100 m ont été exclues de ce protocole). Pour évaluer plus précisément, les variations du microclimat au niveau de la lisière (Ibanez et al., 2013), des capteurs supplémentaires ont aussi été placés au niveau de la lisière (0 m) sur les parcelles dont le centre était situé à 10 m. En suivant ce protocole, un total de 50 capteurs ont été positionnés. Chaque capteur a été placé à 1,30 m du sol dans un support abrité en PVC. Les capteurs ont été paramétrés pour enregistrer la température et l'humidité relative à intervalles réguliers de 20 minutes. La période d'enregistrement s'est étendue de novembre 2020 à septembre 2021.
- **Acquisition LIDAR** : La structure de la canopée a été évaluée grâce à un survol de l'intégralité de la zone par un drone (modèle Matrice 600 DJI) équipé d'un LiDAR (Light Detection and Ranging) de type YellowScan Surveyor et d'un GPS différentiel Trimble R8. Ce survol a permis d'obtenir un nuage de points décrivant l'organisation de la biomasse forestière en trois dimensions, d'une densité moyenne d'environ 50 points par mètre carré.

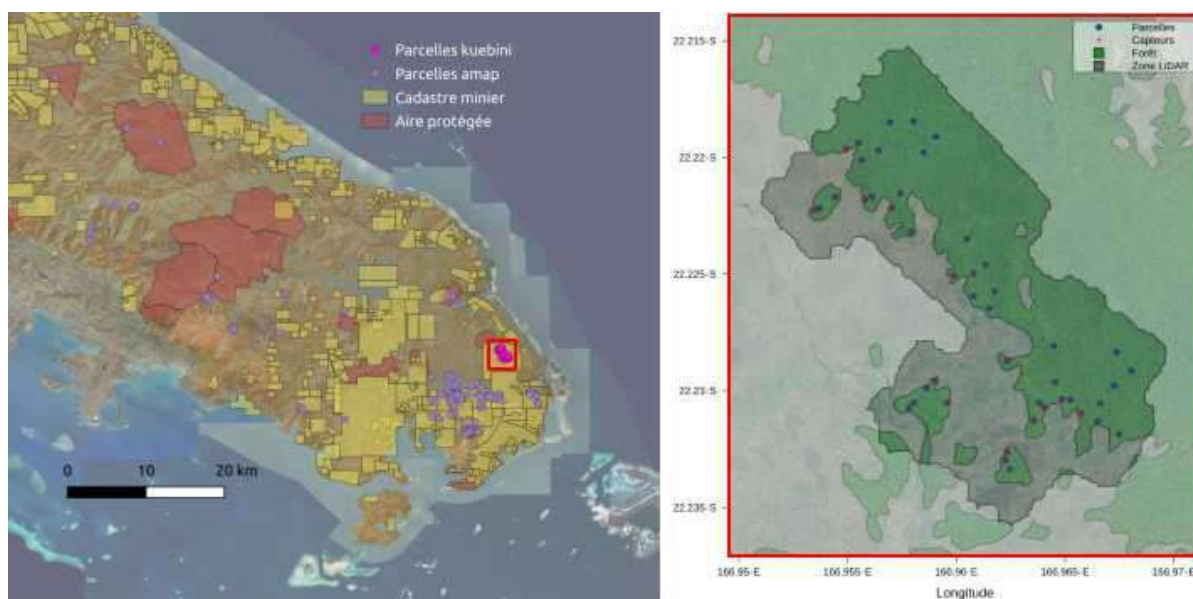


Figure 10. Carte de la zone de Kuebini indiquant les zones de forêt, la zone couverte par les données LiDAR, la position des parcelles et des capteurs du microclimat.

b) Inventaires floristiques et fonctionnels

Sur chacune des 46 parcelles, tous les arbres de plus de 10 cm de diamètre à 1,30 m du sol (à hauteur de poitrine ou diameter at breast height, DBH) ont été identifiés au rang d'espèce et leurs diamètres ont été mesurés. De plus, les traits fonctionnels sur les feuilles et la densité du bois ont été mesurés dès lors qu'ils n'existaient pas dans la base de l'UMR-AMAP. Les protocoles détaillés pour la récolte et les mesures de ces traits fonctionnels correspondent à ceux utilisés pour d'autres études en Nouvelle-Calédonie

(Blanchard et al., 2019, 2020, 2021; Ibanez et al., 2016) et ont été directement adaptés depuis les recommandations de Pérez-Harguindeguy et al. (2013). La densité de bois (en g.cm^{-3}) est négativement corrélée au risque d'embolie et positivement corrélée à la résistance à la sécheresse des espèces. La surface foliaire (en cm^2) est associée au contrôle de la transpiration et elle est négativement corrélée à la tolérance des espèces au stress hydrique. Le rapport entre le poids sec et le poids frais des feuilles (leaf dry matter content, LDMC, en g.kg^{-1}) et le rapport entre la surface et le poids sec des feuilles (specific leaf area, SLA en kg.m^{-2}) sont des indicateurs de l'investissement des espèces dans les feuilles, et donc leurs stratégies d'utilisation des ressources (nutriments, énergie lumineuse, eau). Une espèce ayant une stratégie d'acquisition rapide des ressources aura tendance à avoir des feuilles plus fines et peu denses, avec un renouvellement rapide, alors qu'une espèce ayant une stratégie de conservation des ressources aura des feuilles plus épaisses et plus denses, avec un renouvellement plus lent. Les traits foliaires ont été mesurés à partir d'un échantillon de cinq feuilles exposées au soleil par individus pour un total de cinq individus récoltés par espèces. Pour cela, les feuilles ont été récoltées au niveau de la canopée, à l'aide d'un échenilloir télescopique. La densité de bois a été mesurée à partir d'une carotte de bois extraite du tronc à 1,30 m du sol pour cinq individus par espèces.

Le nombre d'arbres par parcelles est compris entre 10 et 79, avec une moyenne de 45 individus. Au total, 2093 arbres appartenant à 108 espèces, 70 genres et 43 familles ont été identifiés. Les traits fonctionnels ont été mesurés pour 98 espèces, représentant 92% du nombre total d'espèces (voir liste des espèces en annexe). Les traits fonctionnels des 10 espèces restantes n'ont pas pu être mesurés sur le terrain.

c) La composition floristique

Trois espèces dominent très fortement les inventaires : *Gymnostoma deplancheanum*, *Tristaniopsis macphersonii* et *Dacrydium araucarioides*. Elles représentent plus de 40 % de l'effectif total (**Figure 11**). *Gymnostoma deplancheanum* domine largement la zone en termes d'effectif (près de 25 % des individus identifiés sur les parcelles). Cette pionnière à longue vie est une espèce très rustique capable de pousser dans des conditions extrêmes comme le sol nu ou la cuirasse latéritique. On la retrouve aussi en forêt mais son abondance décroît progressivement avec la fermeture du milieu. C'est la principale essence cicatricielle de la zone, celle qui contribue le plus à la fermeture du milieu. Cette espèce se rencontre dans tous nos inventaires, que ce soit en lisière sous la forme de petits arbres ou dans le cœur de la forêt en association avec des kaoris.

La distribution des abondances des genres illustre encore la dominance du *Gymnostoma* qui reste le genre le plus abondant alors qu'il n'y a qu'une seule espèce dans l'inventaire. Le genre *Tristaniopsis* arrive en second avec la présence de quatre espèces dont deux classées parmi les 20 espèces les plus abondantes : *T. macphersonii* et *T. calobuxus*. Le genre *Dacrydium* n'est représenté que par une espèce et *Codia* et *Montrouziara* sont chacun représentés par deux espèces. La distribution des abondances des familles reflète les dominances observées à l'échelle des espèces avec les Casuarinaceae en tête avec une seule espèce ultra dominante. Les Myrtaceae arrivent en second mais la famille comporte 7 genres sur le site pour un total de 20 espèces. Les Cunoniaceae représentent la troisième famille la plus abondante avec 4 genres et 9 espèces.

Les trois espèces dominantes, qui ont une forte affinité pour les lisières, illustrent bien l'influence importante des effets de lisière sur les forêts étudiées. Soixante espèces représentent moins de 8 % de l'effectif total et 40 espèces sont représentées par moins de 3 individus. On retrouve ici un pattern d'abondance classique de forêt tropicale avec quelques espèces très communes et de nombreuses espèces rares ou peu communes (Hubbell et al., 2008).

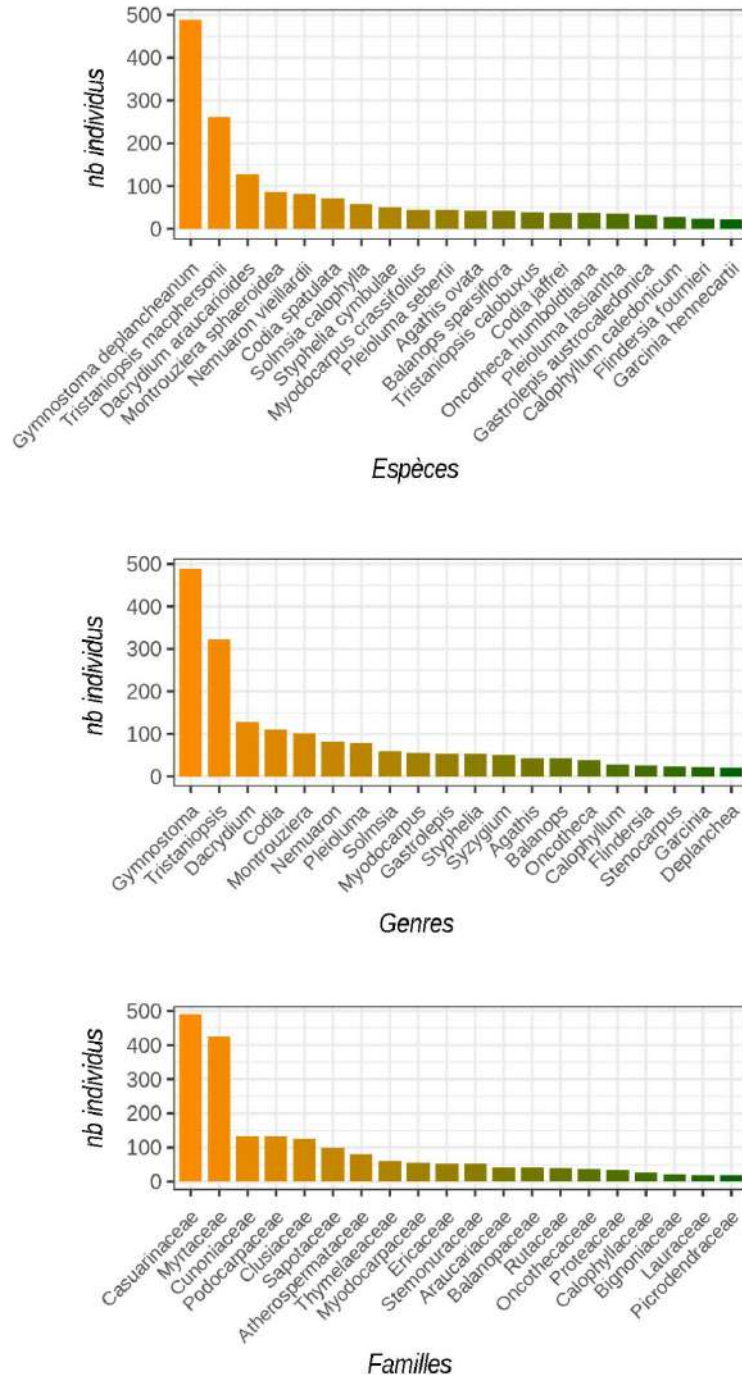


Figure 11. Abondance (nombre d'individu total) des 20 espèces les plus abondantes, 20 genres les plus abondants, et 20 familles les plus abondantes pour l'ensemble des inventaires.

Sur l'ensemble de la zone, deux espèces classées "en danger" (EN) par l'IUCN (International Union for Conservation of Nature) ont été observées: *Diospyros balansae* et *Pycnandra elliptica*, tous deux observés une seule fois (**Figure 12**). Six espèces classées "vulnérable" (VU) ont également été recensées sur le site: *Agathis ovata*, *Codia jaffrei*, *Gastrolepis alticola*, *Metrosideros engleriana*, *Pycnandra glabella* et *Tristaniopsis yateensis* sont communs dans la zone d'étude. *Tristaniopsis yateensis* est commune sous une forme arbustive sur le site. Elle a été inventoriée en arbre de plus de 10 cm de DBH. De même, *Agathis ovata*, *Codia jaffrei* et *Gastrolepis alticola* sont communs dans la zone d'étude. Enfin, sept espèces inventoriées sur le site sont classées comme "quasi-menacées" (NT): *Cunonia vieillardii*, *Pancheria reticulata*, *Pleioluma sebertii*, *Pycnandra canaliculata*, *Sphenostemon oppositifolius*, *Styphelia balansae* et *Syzygium francii*. On notera que le statut de 45 des 108 espèces inventoriées n'a pas encore été évalué à ce jour. On remarquera également la présence abondante de *Pandanus verecundus*, espèce EN, en sous bois, notamment dans les talwegs et sous des canopées hautes, en présence d'*Agathis ovata*.

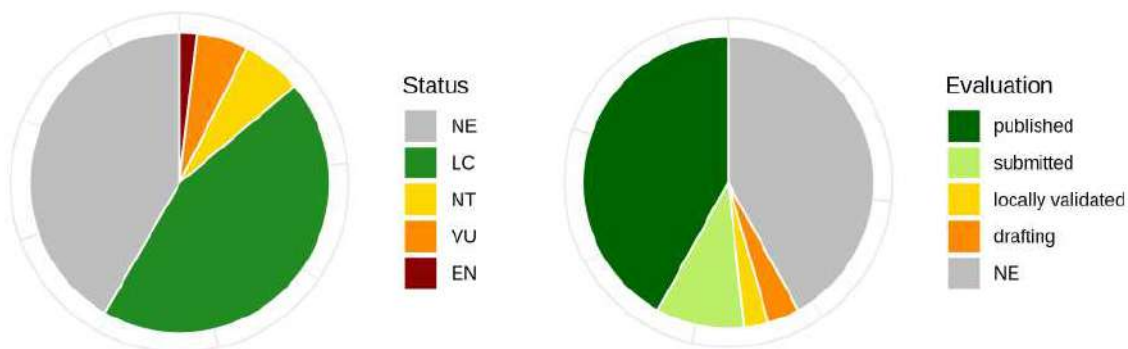


Figure 12. Évaluation et statut des espèces selon la classification de l'IUCN (International Union for Conservation of Nature). Données fournies par l'association Endemia. NE: "not evaluated", LC: "least concerned", NT: "nearly threatened", VU: "vulnerable", EN: "endangered".

d) Richesse floristique et fonctionnelle

La richesse spécifique des parcelles varie entre 3 et 29 espèces (**Figure 13**). La majorité des parcelles oscille autour de 10 espèces tandis que quinze parcelles présentent plus de 20 espèces. L'entropie de Shannon varie également fortement entre les parcelles. Les valeurs moyennes de SLA (rapport surface/poids des feuilles) s'échelonnent entre 2 et 5,5 kg.m⁻² avec une majorité de parcelles situées entre 3 et 3,5 kg.m⁻². De manière générale, ces valeurs sont faibles par rapport à celles des espèces de Nouvelle Calédonie, indiquant une tendance marquée des espèces de la zone à suivre une même stratégie de conservation des ressources basée sur une croissance lente et un renouvellement lent de la masse foliaire. La surface moyenne des feuilles (LA) mesurée sur les parcelles varie entre 2 et 38 cm² avec une légère dominance sur les valeurs supérieures à 10 cm². On a une assez

grande diversité de taille de feuilles sur l'ensemble du site. Les valeurs de LDMC (proportion de masse sèche des feuilles) varient entre 425 et 525 g.kg⁻¹ et sont majoritairement comprises entre 450 et 485 g.kg⁻¹. La densité de bois (WD) est assez régulièrement répartie entre 0,70 et 0,90 g.cm⁻³, ce qui correspond à des valeurs élevées par rapport aux espèces rencontrées en Nouvelle-Calédonie (Ibanez et al., 2016). La richesse fonctionnelle varie fortement entre les parcelles. Environ un tiers des parcelles présentent une faible diversité fonctionnelle, indiquant une faible variance des valeurs de traits fonctionnels. Enfin, on observe une forte corrélation entre la richesse spécifique et la richesse fonctionnelle mesurées dans les parcelles.

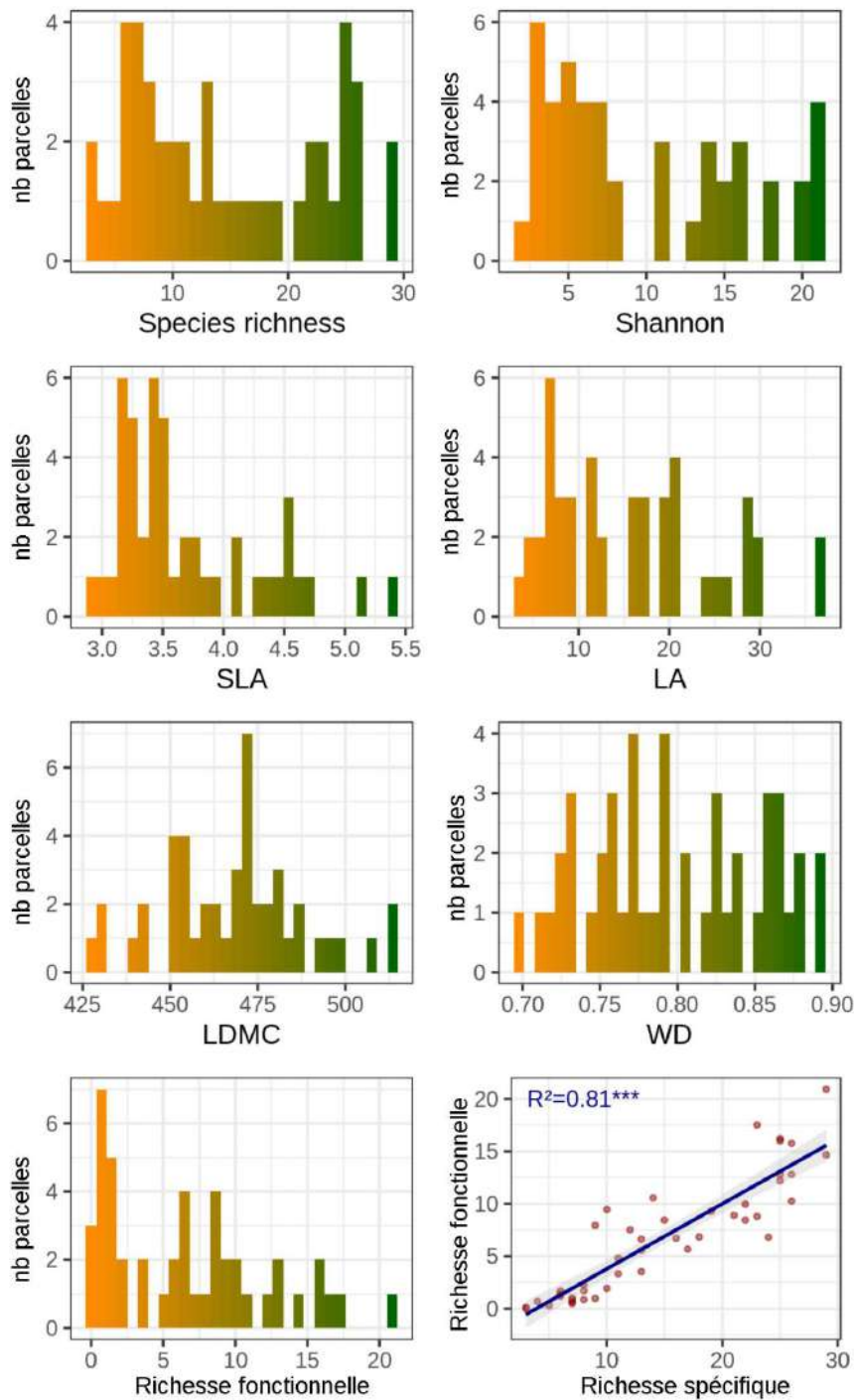


Figure 13. Diversité taxonomique et fonctionnelle des inventaires floristiques réalisés sur les parcelles. La fréquence des parcelles (# plots) est présentée en fonction des valeurs de richesse spécifique, entropie de Shannon, moyennes des traits fonctionnels, et richesse fonctionnelle. En bas à droite, la relation entre richesse fonctionnelle et richesse spécifique est également présentée, et la variance expliquée par un modèle linéaire (R^2) et sa significativité (*: p -value<0.05; **: p -value<0.01; ***: p -value<0.001) sont indiquées.

e) Modélisation de la richesse floristique

La distribution observée des espèces sur le massif de la Kuebini permet d'évaluer la distribution potentielle de chaque espèce en utilisant les modèles de distribution d'espèces ("*species distribution models*", SDM, **Figure 14**). Ces cartes de probabilité ont ensuite été additionnées pour obtenir un modèle de richesse spécifique sur l'ensemble de la zone ("*stacked species distribution models*", S-SDM, [Schmitt et al., 2017](#)). Les cartes de diversité observée et modélisée indiquent que les zones potentiellement les plus riches sont situées dans les talwegs de la partie sud du massif, et dans les bas de pente de la partie nord, avec un maximum évalué à 35 espèces d'arbres par cellule de 20x20 m. La partie centrale du massif présente aussi une zone potentielle de biodiversité importante.

Il convient de rappeler que la carte de diversité résultante reste théorique et ne doit pas être interprétée en temps que donnée d'observation. Elle peut en revanche être utile pour évaluer les grandes tendances des variations de la diversité floristique du massif, pour identifier les potentiels réservoirs de biodiversité, et pour orienter des mesures de conservation. L'identification définitive de ces zones pour des actions de conservation pourra également faire l'objet d'une vérification sur le terrain. On notera d'ailleurs qu'une parcelle réalisée au centre du fragment le plus au nord (22,222°S, 166,955°E) indique une forte diversité (29 espèces), plus élevée que celle estimée par le modèle.

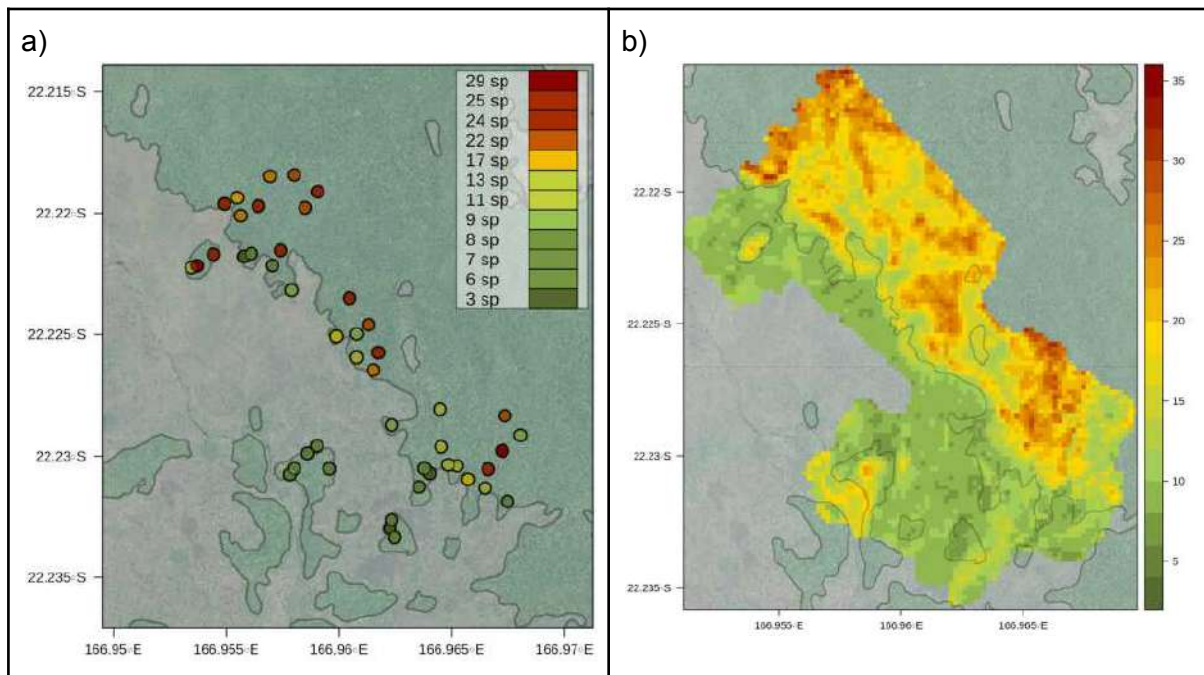


Figure 14. Carte de la richesse spécifique (nombre d'espèces) observée sur 46 parcelles (a) et estimée (b) sur l'ensemble de la zone d'étude.

T3a : Analyse structurelle de la lisière des fragments forestiers : structure de la canopée et effets abiotiques (Barbier et al.)

L'objectif de cette tâche est de définir la relation entre la structure de la canopée et le microclimat du sous-bois de la forêt en posant l'hypothèse que la structure de la canopée (hauteur, ondulations, perforations) influence le climat du sous-bois et par conséquent agit directement sur la composition floristique et fonctionnelle. Cette analyse corrélative a été établie sur le site de la kuebini en croisant les données des inventaires floristiques, des stations météorologiques et du survol Lidar

a) Le microclimat forestier

La variation annuelle de température du sous-bois montre deux pics de température en décembre et en février (**Figure 15**). Les variations sont plus marquées au niveau de la lisière (0 m) avec une température qui reste supérieure à 25°C de novembre à avril. Au-delà de 10 m, la température n'atteint ce seuil que durant le mois de février et cette température maximale décroît à mesure que l'on s'éloigne de la lisière vers le cœur de forêt. A 100 m, la température ne dépasse jamais 24°C tout au long de l'année tandis que le thermomètre atteint 41°C au mois de février en dehors de la forêt. En moyenne, l'écart de température entre 0 et 100 m de la lisière est d'environ 3°C tout au long de l'année.

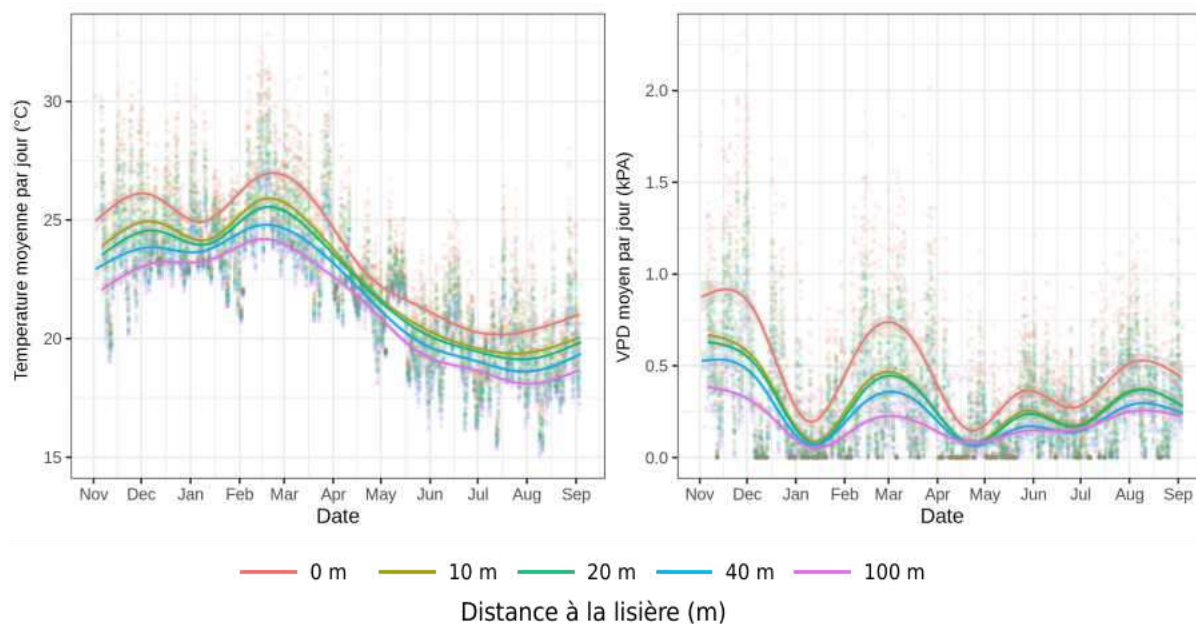


Figure 15. Variations annuelles de la température du sous-bois et du VPD (en kPA) enregistrés dans le sous-bois en fonction de la distance à la lisière

À partir des données de température et d'humidité relative, le déficit de pression vapeur a été calculé (*Vapor Pressure Deficit*, VPD, en kPA, **Figure 15**). Le VPD est défini comme la différence entre la quantité d'eau présente dans l'atmosphère et la quantité d'eau que l'atmosphère pourrait contenir à saturation (100 % d'humidité). Les valeurs quotidiennes (moyenne sur un jour) et mensuelles (moyenne sur un mois) de température et VPD ont été calculées pour chacun des capteurs.

Les variations annuelles du VPD montrent une même tendance à mesure que l'on s'éloigne de la lisière. Les variations sont toujours plus abruptes sur la courbe à 0 m de la lisière où l'amplitude annuelle observée atteint 0,6 contre seulement 0,3 kPA à 100 m. A la lisière, on observe trois pics de VPD > 0,5 kPA en novembre, février et août. On notera que, lors des périodes les plus sèches, les valeurs de VPD enregistrées individuellement par les capteurs entre 0 et 20 m de la lisière indiquent des moyennes quotidiennes parfois supérieures à 1,2 kPA, ce qui peut potentiellement compromettre la survie de certaines espèces d'arbres tropicaux ([Jucker, et al., 2018](#)) et qui induit un risque très élevé de propagation des feux de brousse ([Ray et al., 2005](#)). Entre 10 et 40 m, on observe un seul pic supérieur à 0,5 kPA en novembre et qui ne concerne que la zone comprise entre 10 et 40 m. A 100 m, le VPD reste toujours inférieur à 0,4 kPA tout au long de l'année ce qui induit que les conditions environnementales sont très favorables au développement de la végétation. Les courbes annuelles de VPD et de température indiquent de fortes variations microclimatiques au niveau de la lisière et une atmosphère beaucoup plus humide, fraîche, et tamponnée au fur et à mesure que l'on pénètre en forêt. On notera que les périodes les plus sèches (mois de novembre) ne correspondent pas forcément aux périodes les plus chaudes (mois de février).

La température moyenne du mois le plus chaud (février) et le VPD moyen du mois le plus sec (novembre) sont deux variables fortement corrélées avec la distance à la lisière. Elles expliquent plus de 50 % de la variance de température et de VPD mesurée durant ces mois. Durant ces mois d'extrêmes climatiques, on enregistre une augmentation d'environ 4°C, et un doublement du VPD en lisière par rapport à l'intérieur de la forêt.

b) La structure de la canopée et la densité du sous-bois (LIDAR).

La structure de la canopée, évaluée à partir d'un survol LIDAR de la zone forestière de Kuebini, a fourni un nuage de points d'une densité moyenne d'environ 50 points par mètre carré (Figure 16). Ce nuage de points a permis d'obtenir un modèle numérique de terrain (MNT) de la zone doté d'une résolution de 5 m, ainsi qu'un modèle de hauteur de la canopée d'une résolution de 1 m (*Canopy Height Model*, CHM). Plusieurs variables décrivant la micro-topographie de la zone ont été dérivées du MNT. Pour finir, une carte de la proportion de trouées dans la canopée ("*gap fraction*", GF) d'une résolution de 20 m a été dérivée à partir du modèle d'élévation de la canopée. Le *gap fraction* correspond au pourcentage de points situés en dessous d'un seuil ("*threshold*") de hauteur préalablement défini (ce seuil a été fixé à 1,37 m au-dessus du sol).

Enfin, la densité du sous-bois a été estimée en calculant la densité de points relative normalisée du sous-bois (*normalized relative density*, NRD) à une résolution de 30 m (Campbell et al., 2018). Cet indice correspond à la densité de points renvoyés par la strate du sous-bois comprise entre les hauteurs i (50 cm) et j (200 cm) divisée par l'ensemble des points renvoyés par la strate du sous-bois et le sol, correspondant à la couche de points situés entre la hauteur j (200 cm) et 0 (sol).

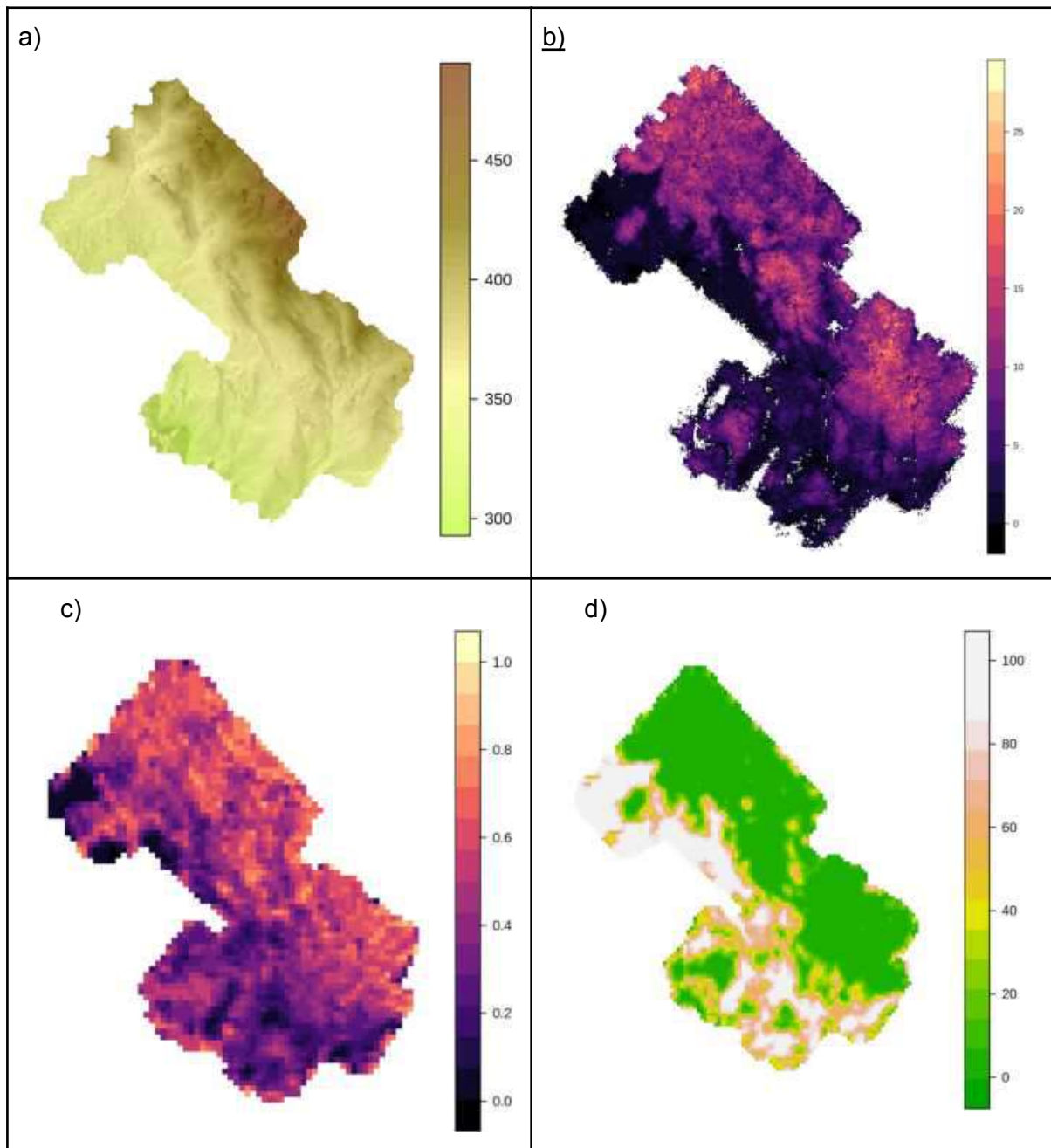


Figure 16. a) Modèle numérique de terrain (MNT en mètre par rapport au niveau de la mer), b) modèle de hauteur de la canopée (CHM en mètre par rapport au sol) c) Densité du sous-bois (NRD en proportion) sur une maille de 30x30m et d) Trouées dans la canopée (GF en pourcentage) sur une maille de 20x20m, obtenus à partir des données LiDAR sur le site de la Kuebini.

Dans notre zone d'étude, la hauteur de la canopée varie entre 0 et 29 m, avec une médiane située entre 9 et 10 m, et des quantiles à 25 % et 75 % situés à 7 m et 12 m, respectivement (**Figure 16**). Ces forêts sont donc relativement basses par rapport aux forêts humides de la Nouvelle-Calédonie, qui présentent un médiane de 15 m et des quantiles de 11 m et 21 m ([Blanchard et al., 2016](#)). Sur la zone d'étude, les zones présentant les canopées les plus hautes se situent généralement en bas de pente, dans les talwegs, et dans les zones

éloignées de la lisière. Les lisières et plus généralement les petits fragments ont des canopées souvent inférieures à 10 m. La lisière se caractérise facilement du fait de la transition abrupte entre une canopée supérieure à 5 m et des zones très ouvertes sur la partie nord du massif, là où la structure du paysage est la plus ancienne. Par contre, les fragments de forêt sont entourés par des zones de maquis arbustif dans la partie Sud, qui semble avoir subi des changements plus récents.

La hauteur de la canopée, la proportion de trouées dans la canopée et la densité du sous-bois sont trois variables fortement corrélées avec la distance à la lisière (**Figure 17**). Au niveau de la lisière, la forêt présente une canopée basse et irrégulière, avec une hauteur dépassant rarement 10 m, une proportion de trouée souvent supérieure à 20% et une densité du sous-bois inférieure à 50%. Cette organisation laisse progressivement la place à une canopée plus haute, une proportion de trouée plus faible et un sous-bois plus dense à mesure que l'on s'éloigne de cette lisière.

Au-delà de 100 m, l'effet de la lisière sur la structure de la canopée et du sous-bois s'estompe. Ces observations concordent avec la profondeur des effets de lisière sur la structure de la canopée observés dans les fragments de forêt en Amazonie ([Laurance 2008](#)). Cet effet coïncide également avec les changements observés dans les fragments de la partie sud de la Plaine des Lacs ([Ibanez et al., 2017](#)).

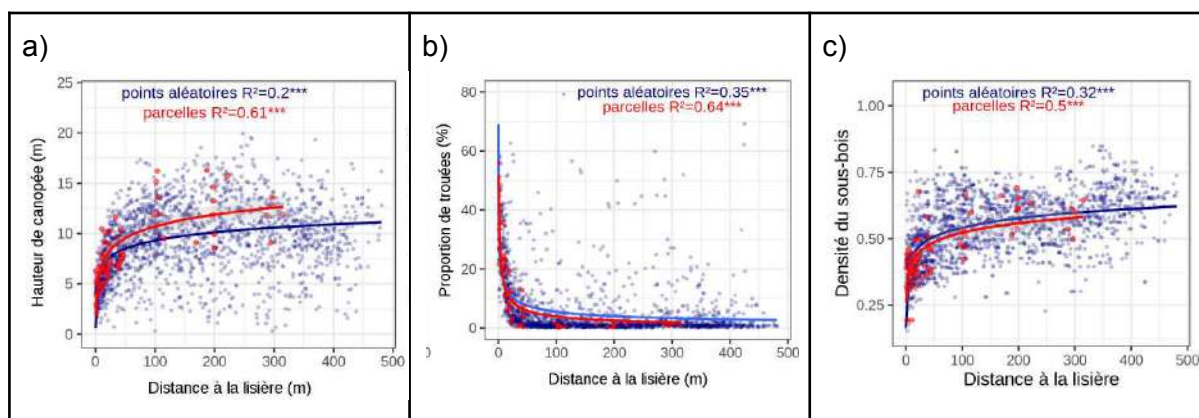


Figure 17. Influence de la distance à la lisière sur la structure de la canopée. La hauteur de la canopée (a), la proportion de trouées (b) et la densité du sous-bois (c) ont été testées grâce à des modèles linéaires (hauteur de la canopée, densité du sous-bois), des régressions Bêta (proportion de trouées). La variance expliquée par les modèles (R^2) et leur significativité (*: p -value<0.05; **: p -value<0.01; ***: p -value<0.001) sont indiquées sur les figures.

c) La structure de la canopée et le microclimat

La structure de la canopée influence directement le micro-climat du sous-bois. En effet, la proportion de trouées dans la canopée est très fortement liée à la température et au VPD. Durant les mois chauds et secs, plus de 80 % de la variance du VPD est alors expliquée par la proportion de trouées. Ce résultat indique que la structure de la canopée a une influence dominante sur les conditions microclimatiques du sous-bois. Le microclimat local résulte

donc de la combinaison entre les effets de lisière et d'autres phénomènes tels que la dynamique forestière qui agissent ensemble sur la structure de la canopée et notamment sa perforation. La proportion de trouées se révèle donc être un indicateur précis des conditions microclimatiques du sous-bois.

Les données décrivant la structure de la canopée permettent donc de modéliser le microclimat sur la toute la zone de la Kuebini et produire ainsi des cartes du microclimat de la forêt (**Figure 18**). Ces cartes du microclimat ont été réalisées pour les mois le plus sec et le plus chaud, périodes extrêmes durant lesquelles l'influence des gradients de température et de VPD est probablement la plus forte. Durant ces périodes, les cartes montrent de forts contrastes entre les zones proches des lisières et les zones de forêt de cœur. On notera un microclimat particulièrement chaud et sec dans les petits fragments et les zones de forêts détachées du massif, où les effets de lisières sont omniprésents et qui présentent une canopée souvent inférieure à 7 mètres.

Ces cartes sont précieuses pour évaluer le risque liés aux feux durant les mois les plus secs. Comme attendu, la lisière apparaît comme une zone à forte inflammabilité.

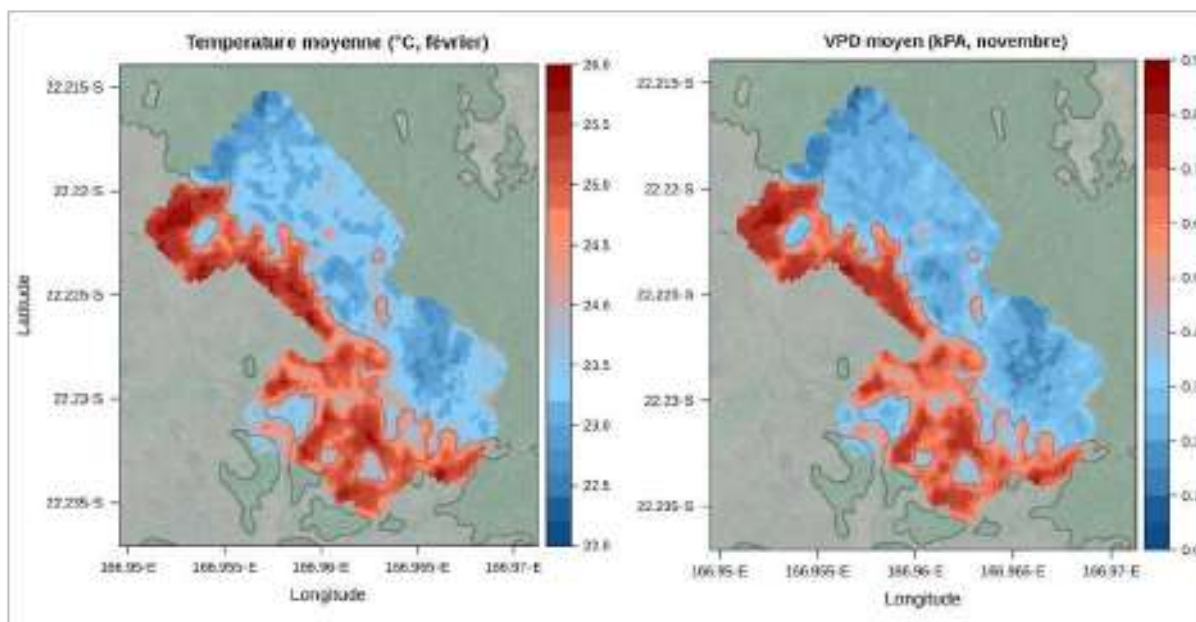


Figure 18. Modélisation de la température moyenne du mois le plus chaud (février 2021) et du VPD moyen du mois le plus sec (novembre 2020) à partir de l'extrapolation des données Lidar. L'effet de lisière est extrêmement bien marqué

d) La canopée et la richesse biologique

La hauteur de la canopée est positivement liée à la richesse spécifique et à la richesse fonctionnelle (**Figure 19**). Les parcelles les plus riches ont une canopée haute et continue et, elles se situent au plus loin de la lisière. Ce résultat confirme que les conditions micro-environnementales qui règnent dans la lisière, ou plus généralement aux abords des trouées, exercent une sélection sur les espèces en ne retenant que celles qui sont plus tolérantes aux conditions micro-climatiques extrêmes.

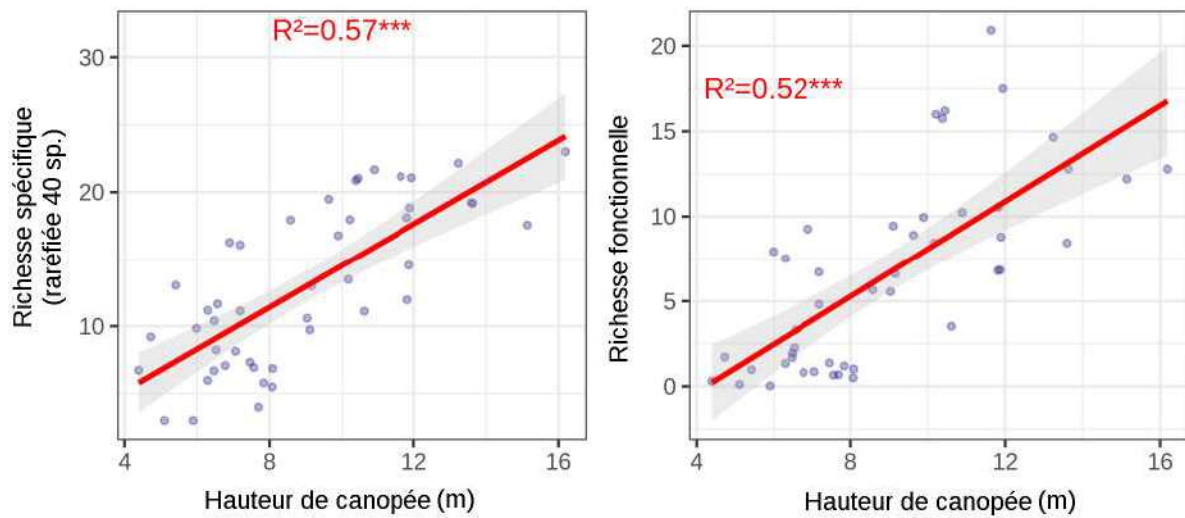


Figure 19. Relations entre la richesse spécifique (nombre d'espèces, à gauche), ou la richesse fonctionnelle (volume multidimensionnel occupé par les valeurs de traits) avec la hauteur de canopée pour les 46 parcelles.

Par ailleurs, le SLA et la LA sont positivement corrélés à la hauteur de canopée tandis que le LDMC et la WD sont négativement corrélés à la hauteur de canopée (**Figure 20**). En d'autres termes, les espèces présentant des feuilles épaisses et résistantes (fort LDMC, faible SLA), de petite taille (faible LA) avec un bois plutôt dur (fort WD) sont localisées préférentiellement dans les zones où la canopée est basse, et donc notamment au niveau de la lisière.

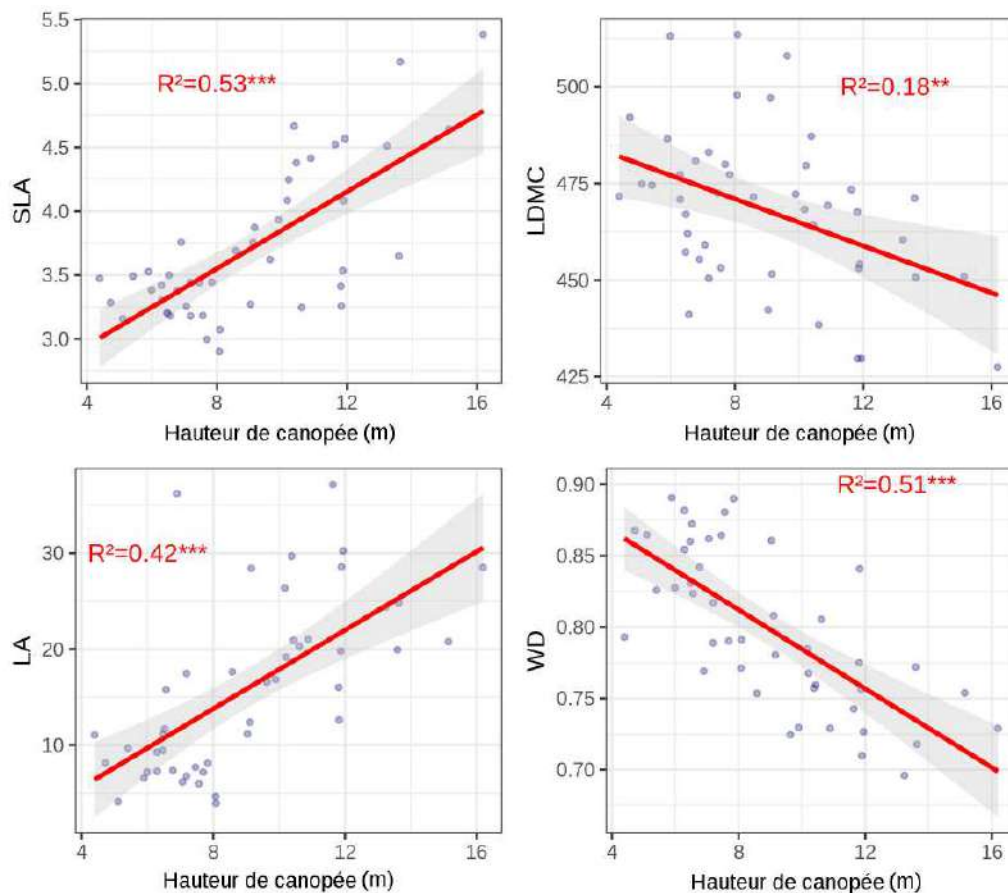


Figure 20. Relations entre les valeurs moyennes des traits fonctionnels des espèces avec la hauteur de canopée pour les 46 parcelles. La surface des feuilles (Leaf area, LA, en cm^2), le rapport entre la surface et le poids sec des feuilles (specific leaf area, SLA, en kg.m^2), le rapport entre le poids sec et le poids frais des feuilles (leaf dry matter content, LDMC, en g.kg^{-1}) et la densité de bois (en g.cm^{-3}). Les relations ont été testées grâce à des modèles linéaires. La variance expliquée par les modèles (R^2) et leur significativité (*: $p\text{-value}<0.05$; **: $p\text{-value}<0.01$; ***: $p\text{-value}<0.001$) sont indiquées sur les figures.

Ces tendances significatives montrent qu'il existe bien un filtre environnemental qui s'applique sur les propriétés morphologiques et anatomiques des espèces en sélectionnant que celles qui sont tolérantes aux conditions microclimatiques de la lisière. Ces résultats sont en accord avec les études réalisées au niveau des interfaces forêts/savanes en Nouvelle-Calédonie, où les espèces de lisière ont tendance à avoir des stratégies plus adaptées à la sécheresse et à la faible disponibilité en ressources du sol (Blanchard et al., 2021; Ibanez et Birnbaum, 2014a). En revanche, ils contrastent néanmoins avec ceux obtenus dans les forêts sèches et mésophiles en Nouvelle-Calédonie, où les espèces pionnières de lisière ont tendance à avoir des stratégies plus axées sur l'acquisition rapide des ressources (Blanchard et al., 2020). Cette différence est très probablement liée à la faible disponibilité en nutriments des sols de la zone d'étude, et des sols ultramafiques de manière générale par rapport aux sols volcano-sédimentaires (Isnard et al., 2016). La pauvreté des sols et leur lessivage important, surtout dans les milieux plus ouverts, sont donc probablement des facteurs limitants pour l'installation des espèces dans les zones de lisière.

f) Groupes floristiques et fonctionnels

Une ordination non métrique (*non-Metric Multidimensional Scaling*, nMDS) a été utilisée pour projeter la distribution des parcelles et des espèces dans un espace à deux dimensions, sur la base de leur dissimilarité floristique (indices de Bray-Curtis). Des variables environnementales (distance à la lisière, hauteur de la canopée, courbure) ont ensuite été projetées dans l'espace à deux dimensions obtenu à partir de leur valeurs mesurées sur les parcelles. Les espèces ont également été regroupées selon leur distribution dans les parcelles. Pour cela, une analyse de *clustering* (*hierarchical clustering*, *Ward algorithm*) a été utilisée en se basant sur les distances euclidiennes entre les espèces calculées à partir de leurs positions sur l'axe 1 de la nMDS. Cette méthode permet de déterminer des groupes floristiques regroupant des espèces ayant des patrons de distributions similaires dans les parcelles. Cela permet d'observer comment les différents groupes floristiques et les parcelles sont distribués par rapport aux gradients environnementaux considérés. L'ordination nMDS permet de distinguer 4 groupes floristiques associés à différentes conditions en termes de structure de la canopée et de microclimat (**Figure 21**). On remarquera notamment la manière dont varient les abondances relatives des espèces des différents groupes floristiques en fonction de (1) la distance à la lisière, (2) la hauteur de canopée, (3) l'indice topographique de courbure et (4) le VPD moyen du mois le plus sec.

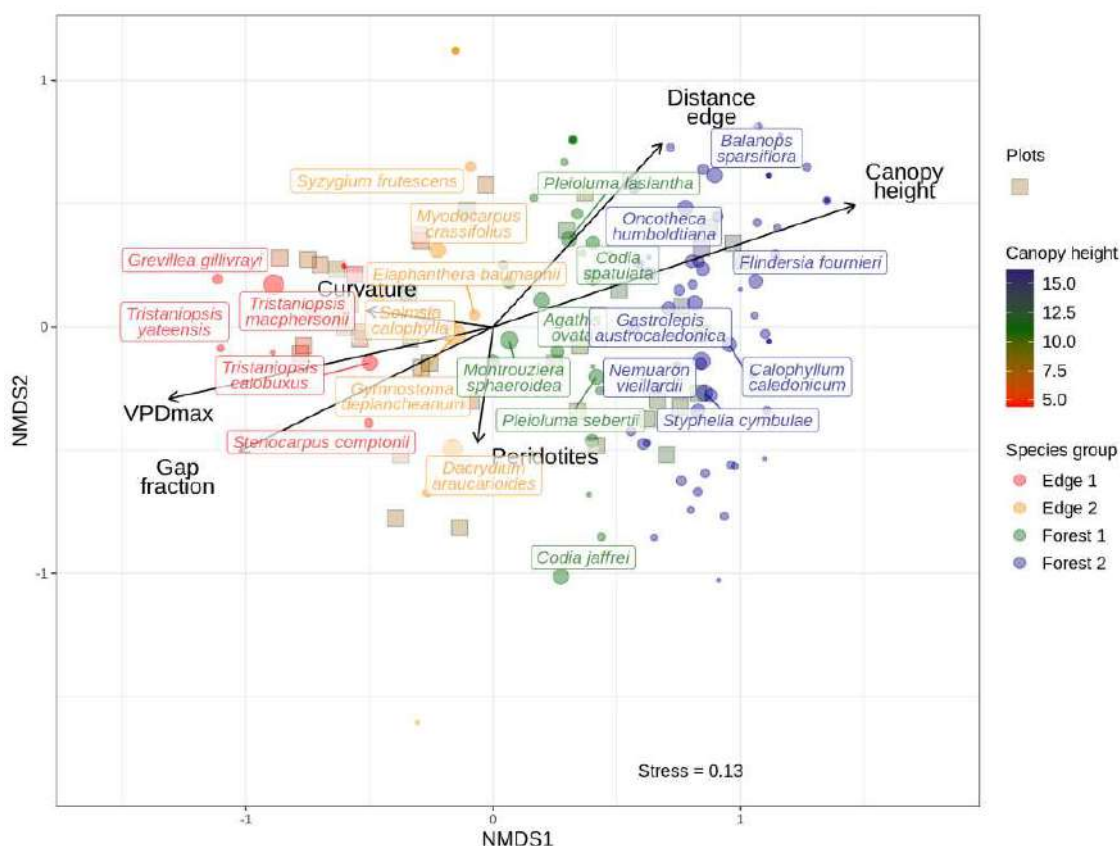


Figure 21. Ordination (nMDS) présentant la position des parcelles et des espèces dans un espace à deux dimensions, sur la base de la composition floristique des parcelles (dissimilarités de Bay-Curtis). Pour chaque groupe floristique, les espèces les plus abondantes sont affichées. L'indice de stress proche de 0.1 (0.13) indique que les données sont correctement représentées dans cet espace à deux dimensions.

- **Groupe 1** (rouge, edge1, héliophiles strictes) : un groupe d'espèces héliophiles strictes quasiment absentes des zones de forêt de cœur. Parmi ces espèces on trouve : *Grevillea gillivrayi*, *Tristaniopsis yateensis*, *T. macphersonii*, *T. calobuxus* et *Stenocarpus comptonii*. On notera que les 3 espèces de *Tristaniopsis* sont situés dans ce groupe. Ce groupe d'espèces non forestières a une forte affinité pour les lisières et les milieux ouverts, les canopées basses, les crêtes et les VPD élevées. Leur abondance diminue fortement à mesure qu'augmente la distance à la lisière et/ou la hauteur de la canopée. Ces espèces intolérantes à l'ombre se retrouvent plus régulièrement sur des sols recouverts de cuirasse.
- **Groupe 2** (jaune, edge2, héliophiles tolérantes) : un groupe d'espèces héliophiles tolérantes ou "pionnières à vie longue" qui sont plus abondantes en lisière mais sont aussi tolérantes aux conditions plus ombrées que l'on trouve dans la forêt de cœur. Parmi celles-ci on note : *Dacrydium araucarioides*, *Gymnostoma deplancheanum*, *Solmsia calophylla* et *Myodocarpus crassifolius*. Ces espèces ont une affinité pour les milieux ouverts et les lisières, elles sont capables de s'établir en lisière et sous des canopées basses. Ces espèces sont plus tolérantes à l'ombre que le groupe précédent et sont capables de se maintenir à distance de la lisière sous une canopée plus haute, mais ont tendance à être moins compétitives que les espèces forestières. Elles sont tolérantes vis-à-vis de la topographie et du VPD. Ces espèces sont également capables de se développer sur des sols recouverts de cuirasse.
- **Groupe 3** (vert, forest1, forestières tolérantes) : un groupe d'espèces forestières tolérantes ayant moins d'affinité pour les milieux ouverts que le groupe précédent, mais restant tolérantes aux conditions plus arides des lisières et des canopées basses. Ce sont : *Pleioluma lasiantha*, *P. sebertii*, *Montrouziera sphaeroidea*, *Agathis ovata* et *Codia spatulata*. Ce groupe d'espèces forestières tolérantes peuvent aussi être considérées comme des pionnières à vie longue, mais sont rarement abondantes dans les lisières. La distribution de ces espèces ne semblent pas affectées par la topographie mais elles sont favorisées par les valeurs de VPD basses. Certaines de ces espèces sont capables de s'établir sur des sols recouverts de cuirasse (ex: *Agathis ovata*, *Montrouziera sphaeroidea*)
- **Groupe 4** (bleu, forest2, forestières strictes) : un groupe d'espèces forestières strictes de "forêt de cœur" qui sont quasiment absentes des lisières et dont l'abondance augmente régulièrement avec la distance à la lisière et la hauteur de canopée. On y trouve *Gastrolepis austrocaledonica*, *Oncotheca humboldtiana*, *Balanops sparsiflora*, *Calophyllum caledonicum*, *Nemuaron vieillardii* et *Flindersia fournieri*. Ces espèces se retrouvent sous les canopées hautes, majoritairement dans les talwegs et sous des valeurs de VPD basses. Elles ont une faible capacité à s'établir en milieu ouvert, dans les lisières et sous les canopées basses. La présence de *Styphelia cymbulae* dans ce groupe de forêt de cœur est surprenante car cette espèce est aussi très abondante dans le maquis. *S. cymbulae* étant l'espèce la plus répandue et la plus polymorphe du genre, il pourrait être intéressant de s'assurer que les individus de maquis et ceux de forêt représentent bien un seul taxon. Ces espèces se retrouvent principalement sur des sols érodés.

Ces groupes s'inscrivent plus ou moins sous la forme d'un gradient depuis les espèces strictement héliophiles jusqu'aux espèces strictement ombrophiles. Le changement

d'abondance dans la composition des 4 groupes floristiques évolue avec la distance à la lisière (**Figure 22**). Cependant, on notera que les espèces héliophiles sont un peu plus présentes dans certaines parcelles situées à 300 m, alors qu'elles sont quasiment absentes des parcelles situées à 200 m. Cette observation s'explique par le fait que certaines de ces parcelles sont localisées sur les crêtes des collines situées dans la partie centrale du massif. Cette position topographique implique une canopée plus basse malgré l'éloignement de la lisière, probablement en lien avec une plus forte exposition au vent et des ressources en eau et nutriments plus restreintes que dans les talwegs (Blanchard et al., 2019; Jucker, et al., 2018). En revanche, l'abondance des groupes des espèces les moins tolérantes (héliophiles et ombrophiles strictes) évoluent très nettement et inversement avec la hauteur de la canopée. Les groupes composés d'espèces héliophiles laissent la place à ceux composés d'espèces ombrophiles lorsque la hauteur de la canopée augmente avec une bascule autour de 8-10 m de hauteur.

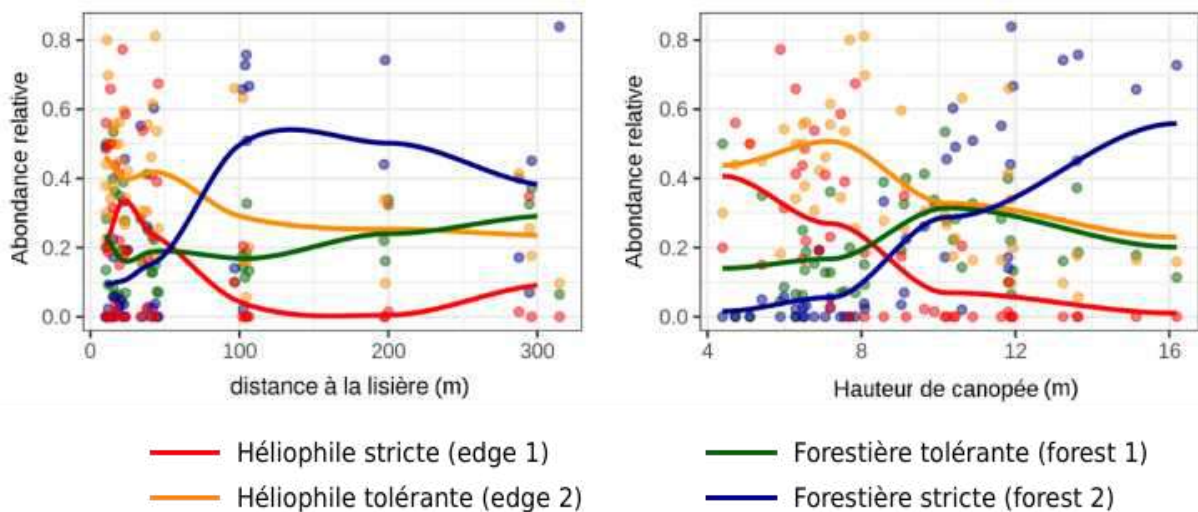


Figure 22. Abondance relative des différents groupes d'espèces en fonction de la distance à la lisière et de la hauteur de la canopée (voir figure précédente pour la signification des couleurs).

T3b : Analyse radiométrique de la diversité

Cette analyse a pour objectif d'étendre les résultats obtenus localement sur le dispositif de la Kuebini à une superficie plus large sans devoir recourir aux données Lidar qui restent encore complexes à acquérir sur de grandes superficies. L'objectif est de travailler à partir des images satellitaires en analysant le lien entre la radiométrie, c'est-à-dire la réflectance de la végétation, et la diversité biologique, qu'elle soit floristique ou fonctionnelle, calculée à partir des parcelles du réseau NC-PIPPN.

Pour cela nous posons l'hypothèse qu'un couvert végétal constitué d'une seule espèce devrait émettre une radiométrie homogène et peu variable tandis qu'un couvert très riche aurait une signature spectrale plus hétérogène. Plusieurs études ont en effet suggéré l'existence d'un lien direct entre la variabilité biologique et spectrale ([Rocchini et al., 2022](#); [Fassnacht et al., 2022](#)). Selon cette hypothèse, la biodiversité locale (diversité α) peut être estimée et extrapolée à partir de la diversité spectrale mesurée localement, par exemple lors d'inventaires forestiers. En outre, dans le cas de l'existence d'un lien entre le signal spectral et les caractéristiques biologiques locales, la dissimilarité spectrale devrait également traduire la dissimilarité biologique de la végétation, c'est-à-dire l'hétérogénéité biologique (diversité β). C'est sur la base de cette hypothèse liant le signal spectral et biologique, que nous avons évalué les liens entre les diversités α et β des fragments de forêt de la plaine des lacs. Plus particulièrement, l'analyse des images satellites selon cette approche devrait permettre (1) d'évaluer l'influence des effets de lisière sur le signal spectral des fragments de forêt, (2) d'évaluer la possibilité d'utiliser des données issues d'images satellites pour prédire les caractéristiques biologiques mesurées localement (inventaires forestiers), et (3) d'estimer l'influence des effets de lisière sur les caractéristiques biologiques à l'échelle de l'ensemble des fragments de forêts à partir des données extrapolées. L'influence de la topographie, qui peut à la fois affecter le signal spectral et les propriétés biologiques des communautés d'arbres, sera également considérée dans cette approche.

Cette étude s'appuie sur les images fournies par le satellite Sentinel-2 (résolution 10 m). L'image 58KFA enregistrée le 17/07/2021 a été retenue pour les analyses car elle ne présente aucune couverture nuageuse sur la zone. Les bandes spectrales B2 (490 nm), B3 (560 nm), B4 (665 nm), B8 (842 nm) à une résolution de 10 m, ainsi que les bandes B5 (705 nm), B6 (740 nm), B7 (783 nm), B8a (865 nm), B11 (1610 nm) et B12 (2190 nm) à une résolution de 20 m ont été sélectionnées. L'image a été découpée pour ne retenir que les fragments forestiers de la Plaine des Lacs à partir de la carte de la forêt au 1:3000 produite dans la tâche 1. La sélection de l'image, la sélection des bandes spectrales, le découpage et le téléchargement de l'image ont été effectués sur la plateforme en ligne *Google Earth Engine* tandis que le traitement et l'analyse de l'image ont été réalisés en utilisant le package *biodivmapR* ([Féret et Boissieu, 2020](#)). Une analyse en composante principale (ACP) a d'abord été effectuée à partir des bandes spectrales de manière à obtenir une représentation des données de l'image selon des axes (composantes) synthétiques et orthogonaux. Les axes représentant le mieux les variations de composition spectrale ont été sélectionnés visuellement en comparant la distribution spatiale de la valeur des pixels de l'image aux images aériennes de la canopée. Les composantes PC1, PC6, PC7 et PC8 ont été retenues. Une méthode de classification non supervisée (de type K-means) a ensuite été appliquée en se basant sur la valeur radiométrique des pixels de l'image pour les

composantes retenues pour obtenir 100 groupes différents. Cette approche permet d'associer chaque pixel à un groupe, qui peuvent être considérés comme des "espèces spectrales". Les pixels sont ensuite regroupés pour former une "parcelle spectrale" composée de 9 pixels (3*3 pixels, soit une emprise de 30*30 m = 900 m²), de manière à former des communautés d'espèces spectrales. Ces parcelles spectrales ont été utilisées pour évaluer la diversité spectrale α (locale) et β (dissimilarité spatiale). La diversité α a été évaluée grâce à la richesse (nombre de groupes différents), l'indice de diversité de Shannon (également à partir des différents groupes), et la divergence fonctionnelle (FDiv, mesurant le degré de divergence des valeurs des pixels pour les composantes retenues). La diversité β a été évaluée grâce à une matrice de dissimilarité formée des paires de communautés spectrales (indice de Bray-Curtis), puis projetée dans un espace à trois dimensions en utilisant une analyse en coordonnées principales (PCoA). Ces traitements ont permis de produire des cartes de diversités spectrales α et β de l'ensemble des fragments de forêt de la Plaine des Lacs à partir desquelles nous avons cherché à relier les diversités biologiques mesurées sur la parcelle du réseau NC-PIPPN (**Figure 23** et **Figure 24**).

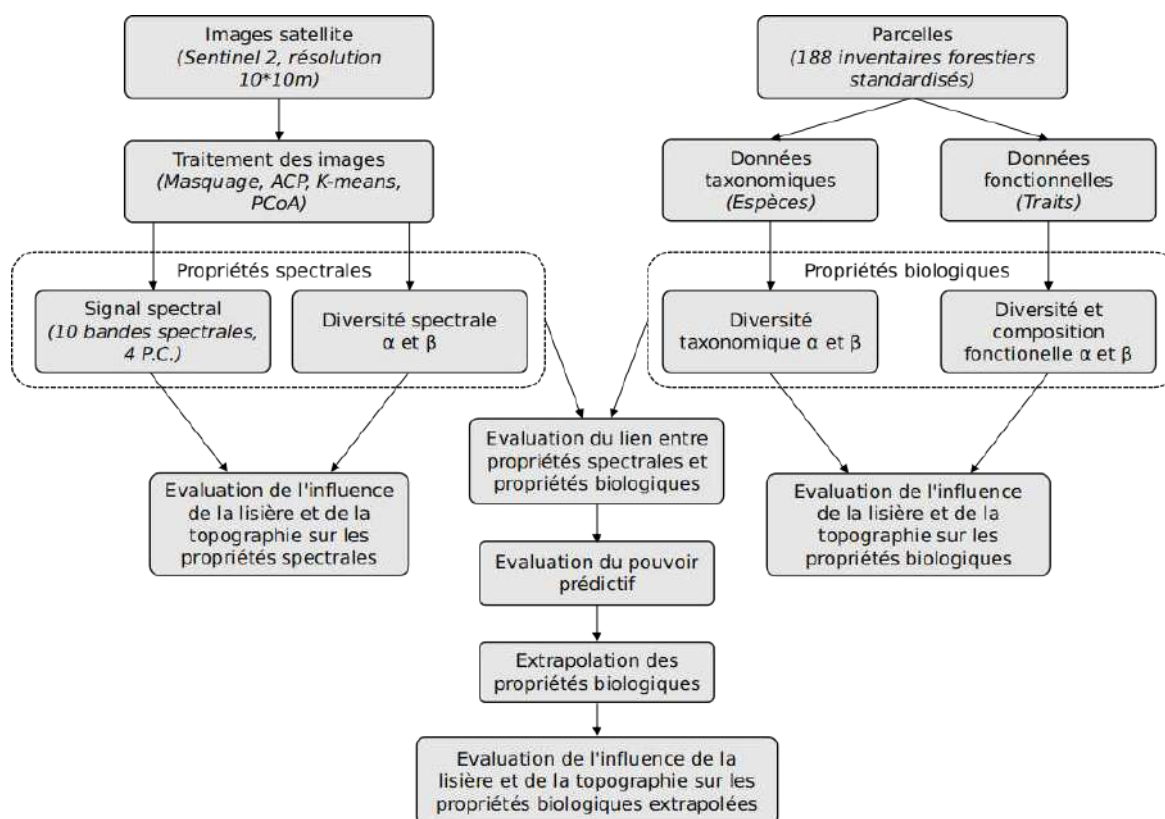


Figure 23. Les différentes étapes de traitement et d'analyse des images Sentinel 2.

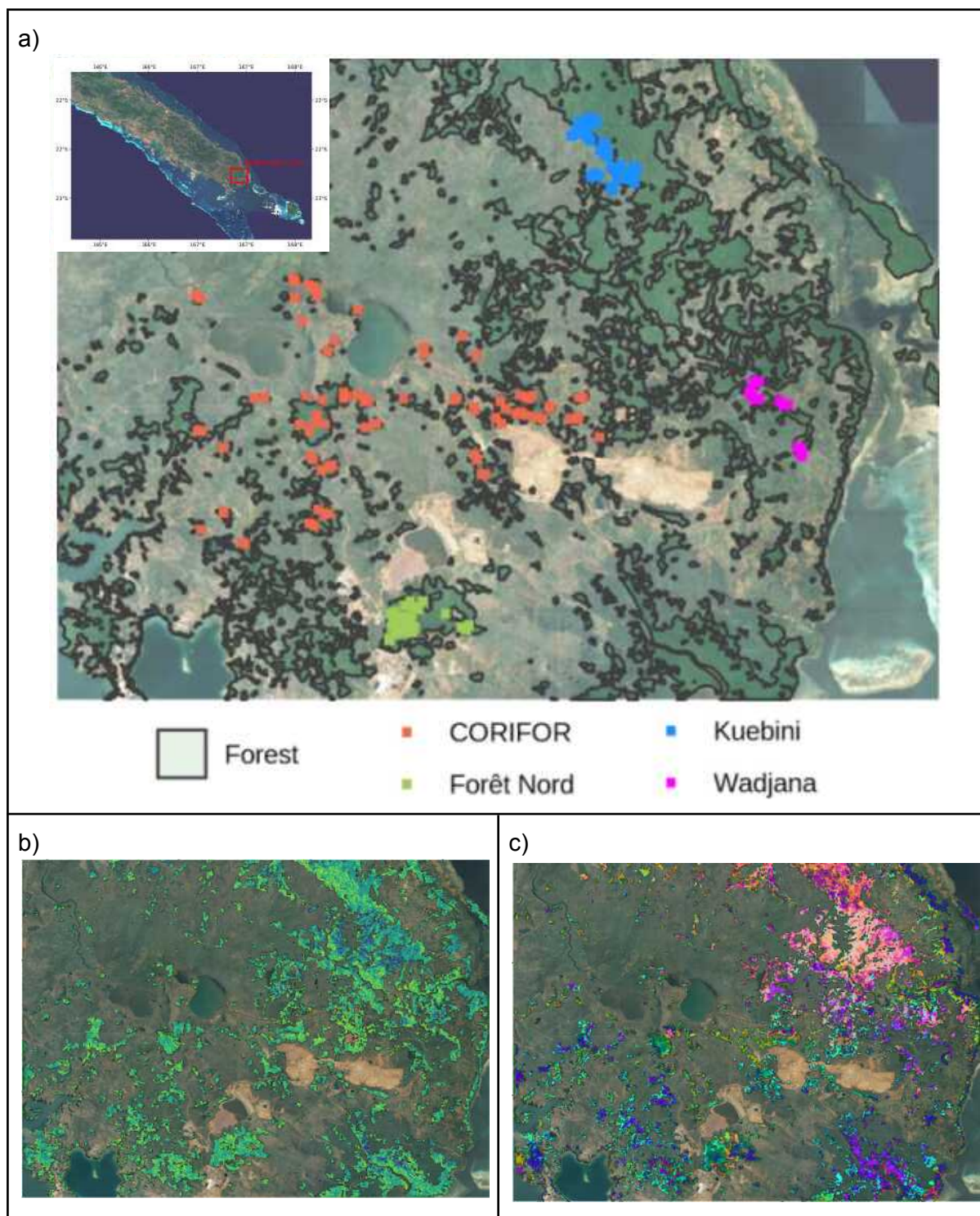


Figure 24. a) Localisation de la plaine des Lacs et distribution des 188 parcelles utilisées pour les analyses de la diversité spectrale α spectrale (b; indice de Shannon) et la diversité β spectrale (c; indice de Bray-curtis) à partir des images Sentinel 2, pour des ensembles de 9 cellules selon une grille de 30*30m.

a) Propriétés spectrales et biologiques des parcelles NC-PIPPN de la Plaine de Lacs

Pour étudier la corrélation entre les propriétés spectrales et biologiques de la canopée, nous avons confronté les indices de diversité taxonomique et fonctionnelle obtenus pour les parcelles d'inventaires forestiers du réseau NC-PIPPN distribuées dans la Plaine des Lacs (réalisées par l'UMR AMAP) avec les valeurs des parcelles spectrales obtenues sur les images Sentinel-2. Au total 188 parcelles, dont 87 parcelles de 314 m² et 101 parcelles de 400 m² ont été retenues (**Figure 24**). Dans ces parcelles, dont 46 ont été réalisées dans le cadre du projet RELIQUES, 10 645 arbres de plus de 10 cm de DBH (diamètre à hauteur de poitrine) ont été identifiés, appartenant à un total de 375 espèces. La diversité taxonomique et fonctionnelle de ces parcelles a ensuite été comparée à la diversité spectrale α et β calculée à partir des images Sentinel 2. Pour cela une parcelle spectrale de 900 m² (3 x 3 pixels de 10 m) centrée autour du centroïde de chaque parcelle NC-PIPPN a été utilisée pour calculer les indices de diversité spectrale α et β . Les mêmes indices de diversité taxonomique et fonctionnelle ont ensuite été calculés en utilisant la même approche que pour la diversité spectrale, mais sur la base de la composition en espèces (composition taxonomique) ou de la distribution des valeurs de traits fonctionnels (composition fonctionnelle) dans les parcelles. Pour la composition fonctionnelle, la moyenne des traits de chaque espèce a été utilisée, et la moyenne au niveau du genre a été utilisée lorsqu'aucune donnée n'était disponible au niveau de l'espèce. Cette approche a permis d'obtenir un jeu de données de traits fonctionnels complet pour 76 % des espèces, représentant 89 % des arbres référencés dans l'ensemble des parcelles de la zone.

Initialement nous vérifions sur l'ensemble des parcelles, que la diversité taxonomique α (richesse spécifique), la composition fonctionnelle (moyennes de densité de bois et SLA) et dans une moindre mesure la diversité fonctionnelle (dispersion des valeurs de traits) sont toutes des variables corrélées à la distance à la lisière (**Figure 25**). Plus les communautés sont proches de la lisière, moins elles sont diversifiées et plus elles ont des stratégies de résistance au stress et à la sécheresse (faible SLA, forte densité de bois). Ces analyses basées sur une compilation d'inventaires viennent confirmer les résultats précédents, et montrent la forte influence des effets de lisière sur la composition taxonomique et fonctionnelle des communautés d'arbres. Les conditions environnementales qui président dans les lisières génèrent un filtre qui sélectionne les espèces résistantes au stress tout en limitant la biodiversité. Ces résultats montrent, plus encore que les précédents, que l'influence de la lisière se propage finalement sur plusieurs centaines de mètres à l'intérieur des fragments (200-300m).

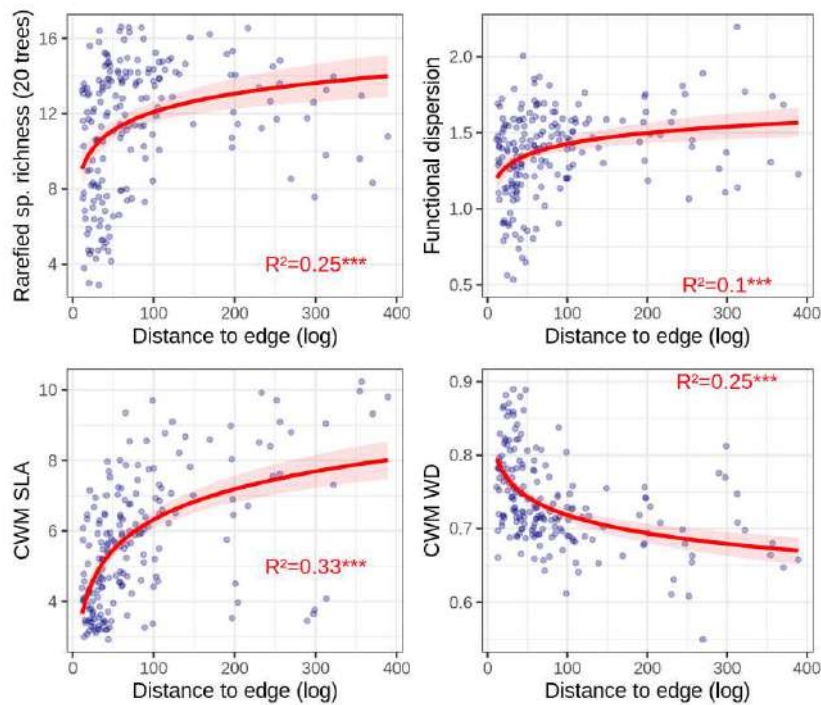


Figure 25. Relations entre la distance à la lisière et la richesse spécifique (raréfiée pour 20 individus); la dispersion des valeurs de traits (functional dispersion); la composition fonctionnelle moyenne des communautés (CWM) pour l'aire foliaire spécifique (SLA) et la densité de bois (WD)

En revanche, nous n'observons aucune corrélation entre la diversité α spectrale et la diversité α taxonomique et une faible corrélation ($R^2=0.1$) mais négative avec la distance à la lisière (**Figure 26**). Ce résultat s'oppose à la tendance observée sur les parcelles. Il traduit une plus forte diversité de structure de la canopée avec des signatures spectrales davantage variables dans les zones de lisière, ce qui est contre-intuitif par rapport aux effets de la lisière observés sur les parcelles.

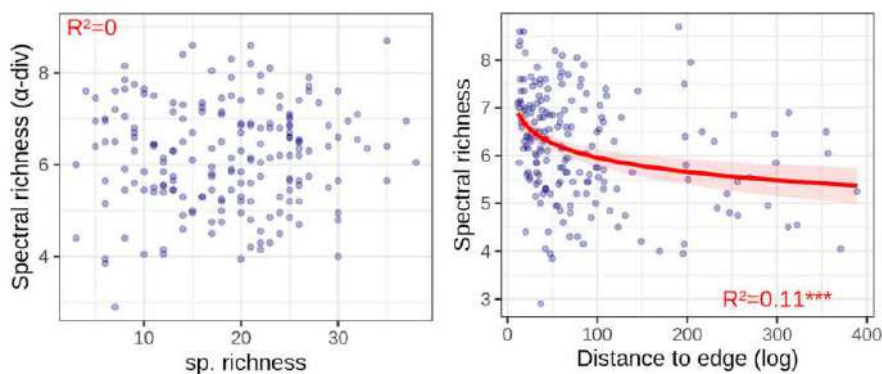


Figure 26. Relations entre la diversité spectrale, la diversité taxonomique et la distance à la lisière. La significativité (*: p -value < 0.05; **: p -value < 0.01; ***: p -value < 0.001) de ces relations est évaluée par des modèles linéaires (le logarithme de la distance à la lisière a été utilisé) et la variance expliquée (R^2) est reportée sur les figures.

En revanche, la diversité β spectrale et la distance à la lisière sont mieux corrélés ($R^2=0.2$) mais la variance reste élevée (**Figure 27**). Par contre, on enregistre de fortes corrélations

entre la diversité β spectrale et la diversité β taxonomique et fonctionnelle. Cela suggère que la diversité β spectrale mesurée intègre une partie des caractéristiques biologiques des parcelles, ce qui est cohérent avec l'hypothèse de la variabilité spectrale (spectral variability hypothesis, [Fassnacht et al., 2022](#)).

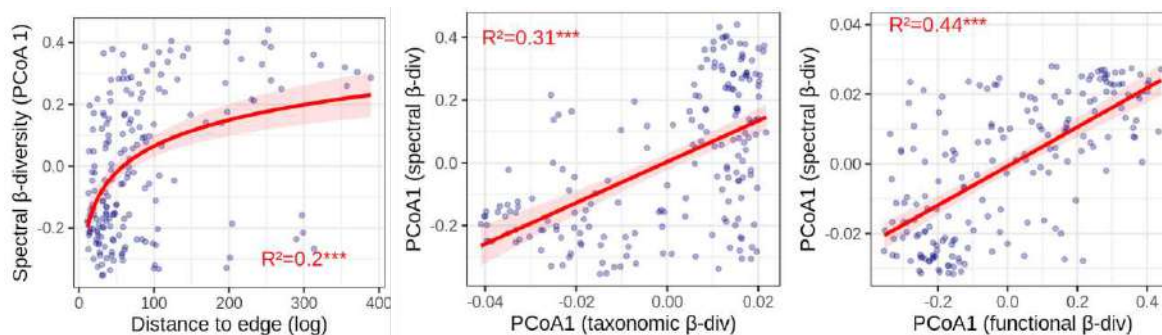


Figure 27. Relations entre la diversité β spectrale, la distance à la lisière, la diversité β taxonomique et la diversité β fonctionnelle. La significativité (*: p -value < 0.05; **: p -value < 0.01; ***: p -value < 0.001) de ces relations est évaluée par des modèles linéaires (le logarithme de la distance à la lisière a été utilisé) et la variance expliquée (R^2) est reportée sur les figures.

b) Propriétés spectrales et biologiques des forêts de la Plaine de Lacs

Une seconde approche a été utilisée pour évaluer le lien entre les propriétés spectrales et les propriétés biologiques des parcelles. Plutôt que d'évaluer les relations entre les indices de diversité spectrale et de diversité biologique (taxonomique ou fonctionnelle), les liens entre diversité biologique et valeurs des bandes spectrales ont directement été évalués. Cette approche présente l'avantage de s'affranchir des étapes de réduction dimensionnelle et de classification supervisée des données spectrales, qui peuvent impliquer une dégradation des données. Lors de cette seconde approche, des régressions des moindres carrés partiels (PLSR) ont été utilisées pour évaluer le pouvoir prédictif de l'ensemble des bandes spectrales sur différents indices de la composition taxonomique et fonctionnelle des parcelles. Ces modèles multivariés permettent d'identifier un certain nombre de variables latentes à partir des bandes spectrales et permettent d'expliquer les indices biologiques mesurés dans les parcelles. La **Figure 28** indique que cette méthode permet de prédire la diversité α taxonomique et fonctionnelle de manière peu satisfaisante (R^2 entre 0.24 et 0.26) ce qui vient confirmer le résultat précédent. En revanche, cette méthode permet là encore d'obtenir des prédictions de la diversité β taxonomique et fonctionnelle et la composition fonctionnelle (moyenne des valeurs de traits) de bonne qualité (R^2 entre 0.49 et 0.67).

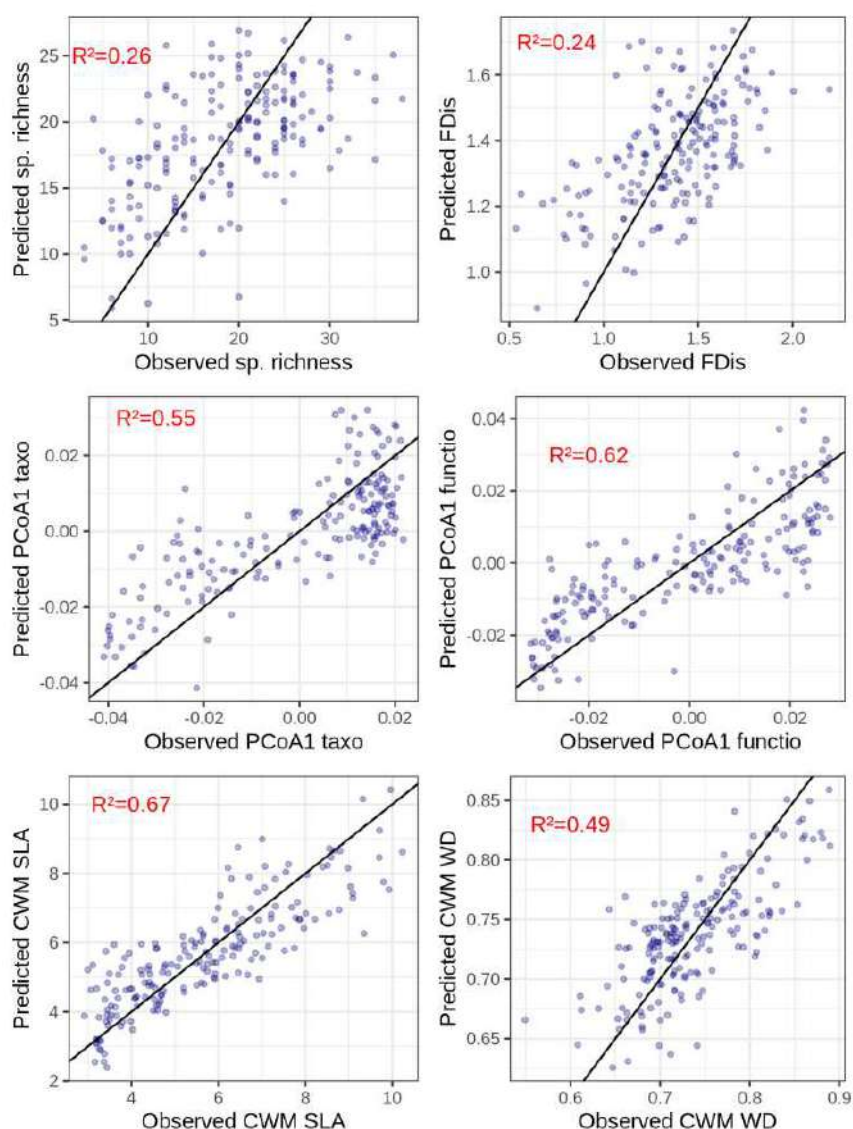


Figure 28. Relations entre les valeurs observées et prédites (validation croisée) par des régressions des moindres carrés partiels pour la diversité et la composition taxonomique et fonctionnelle. Les indices utilisés sont la richesse spécifique (species richness), FDis (dispersion des valeurs de traits), CWM (community weighted means: moyennes pondérées des communautés) des valeurs de SLA (specific leaf area: aire foliaire spécifique) et de WD (wood density: densité de bois) pour les 188 parcelles. Pour la diversité β , la position des parcelles sur le premier axe de la PCoA représentant la dissimilarité spectrale est comparée à la position des parcelles sur le premier axe de la PCoA représentant la dissimilarité taxonomique (milieu gauche) et fonctionnelle (milieu droit). Les droites $y=x$ sont représentées et la variance expliquée (R^2) par les modèles est reportée sur les figures.

A partir des bandes spectrales des images Sentinel 2, nous pouvons donc prédire la diversité β taxonomique et fonctionnelle des fragments forestiers de la Plaine des Lacs (**Figure 29**). Il convient de noter que ces cartes ne représentent pas des paramètres observés, mais uniquement des prédictions dont la qualité est estimée précédemment (**Figure 28**). Les prédictions de variation de la diversité β taxonomique et fonctionnelle évoluent dans le même sens en opposant le grand massif forestier de la haute Kuebini aux autres fragments forestiers distribués dans plaine et jusqu'au littoral. De même, ces

prédictions indiquent que les valeurs de densité de bois et de SLA s'opposent ce qui confirment les résultats obtenus à l'échelle des parcelles. Les densités de bois élevées et les valeurs faibles du SLA, se concentrent, là encore, dans le massif de la haute Kuebini. Cette distribution suggère que la forêt du massif de la haute Kuebini est probablement soumise à un stress hydrique plus élevé que dans les autres fragments plus grands de la Plaine des Lacs et la forêt littorale. Cette tendance concorde aussi avec une influence marquée de la fragmentation sur la composition fonctionnelle des fragments. Cependant, elle traduit probablement aussi un effet de la topographie, de la disponibilité hydrique et potentiellement du type de sol (présence de cuirasse ou d'alluvions) sur la végétation.

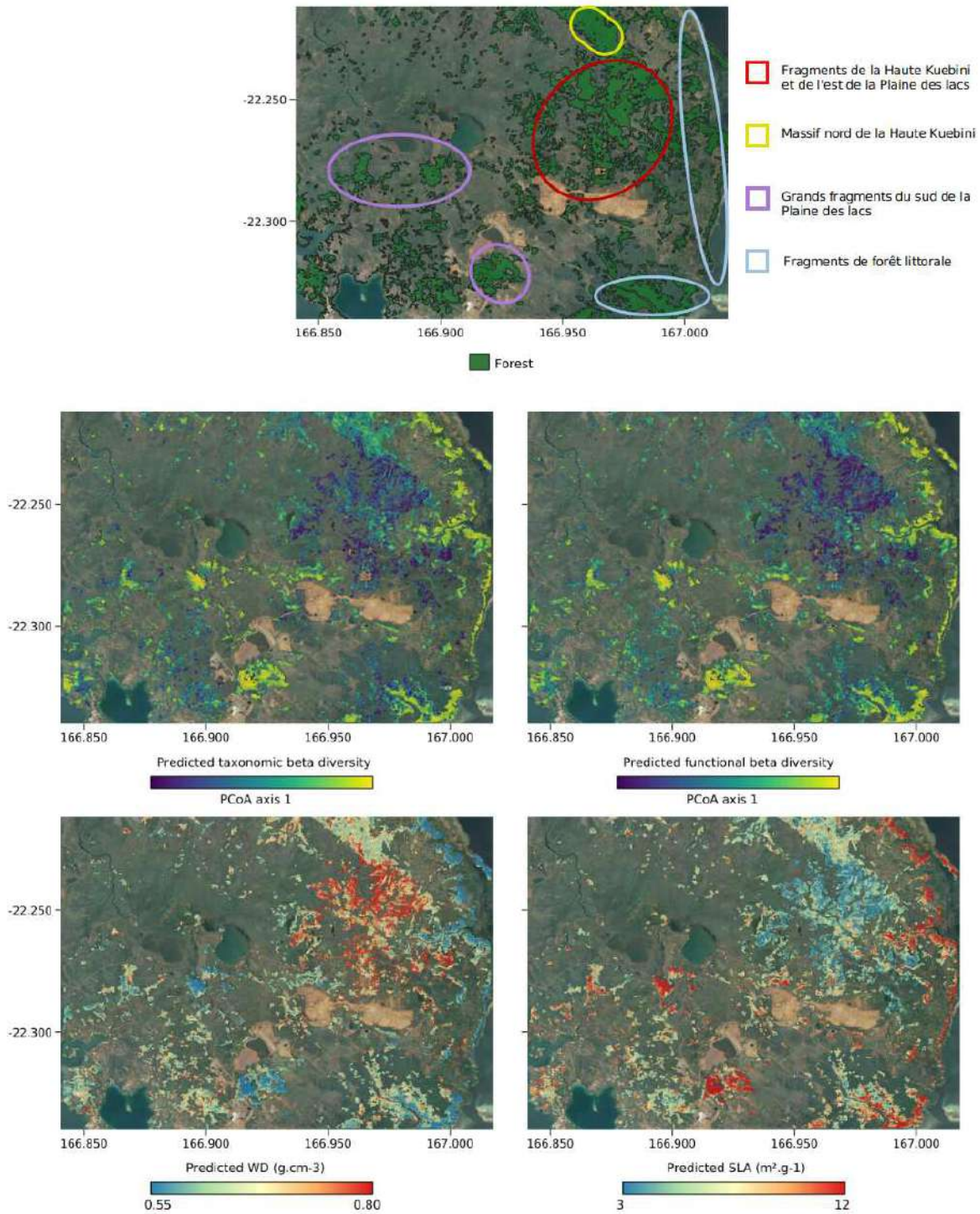


Figure 29. Carte différents ensembles forestiers de la Plaine des Lacs et des prédictions des propriétés taxonomiques et fonctionnelles des fragments obtenues à partir des images Sentinel 2 (PLSR, voir Figure 28 pour les détails des prédictions).

T4 : Planification de la reforestation dans les emprises ERMines

Les analyses précédentes convergent pour montrer que la lisière et la fragmentation sont les deux variables importantes qui permettent d'estimer la diversité et la richesse floristique et fonctionnelle actuelle mais également le risque de déforestation dans le futur.

Cette tâche 4 a pour objectif de proposer un scénario de reforestation afin de contrer les effets observés liés à la fragmentation et aux effets de lisière sur la biodiversité. Les scénarios proposés ci-dessous visent à renforcer la structure forestière pour retrouver l'état observé en 1976.

Nous avons analysé les changements de couverture forestière dans les 17 emprises géographiques définies dans le projet CNRT-ERMines autour des concessions actives (Lannuzel et al., 2022). Ces emprises sont définies comme des entités qui englobent les concessions actives (qui incluent une Demande d'Autorisation Exploitation Minière, DAEM), les concessions contiguës + une zone tampon de 1000 m (**Figure 30**)

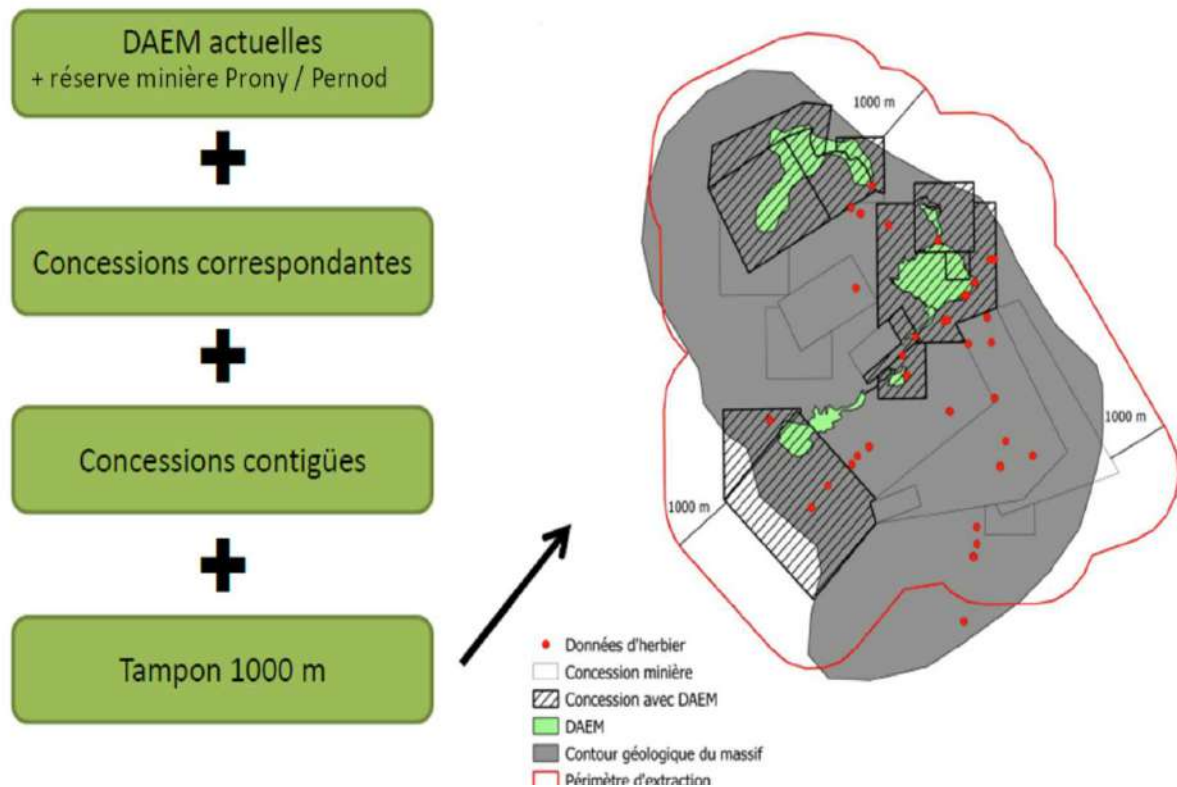


Figure 30. Définition de l'emprise selon le projet CNRT-ERMines (Lannuzel et al., 2022)

Ces 17 emprises représentent une superficie de 2852,8 km² qui en 2020 comprend 617,2 km² de forêt, soit une couverture forestière moyenne de seulement 21,6 %, une valeur très inférieure à la couverture forestière du territoire (**Figure 31**). A elles-seules les emprises de Grand Sud, Poro_Boakaine_Kiel et Tontouta_sensu_lato cumulent plus de 50 % de toute la superficie forestière. Seules les emprises de Taom (44,1%), Ouinne (42,0 %), Pinpin (33,7 %), Kopeto (31,9 %) et Tontouta_sensu_lato (31,6 %) ont une couverture forestière supérieure à 30 %. A l'opposé, les emprises de Ouazangou, Montagne de Poum, Tiebaghi,

Bogota ont une couverture forestière inférieure à 10 %. La fragmentation est très élevée sur la plupart des emprises à l'exception de Ouinne, Kopeto, Nakety_Dothio et Tontouta_sensu_lato.

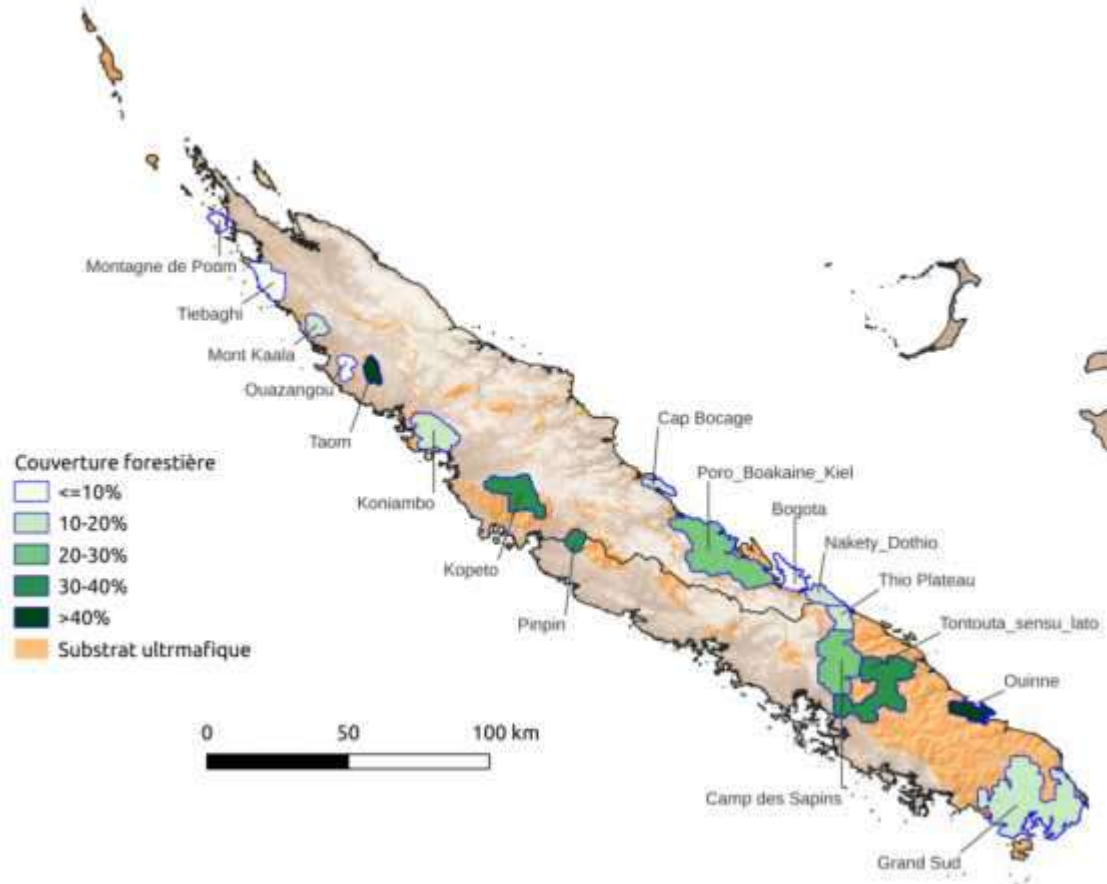


Figure 31. Carte de la couverture forestière actuelle sur les 17 emprises du projet CNRT-ERMines

a) Evolution du couvert forestier sur les 17 emprises définies dans le projet ERMine

Dans chacune de ces emprises, nous avons numérisé les forêts à partir d'orthophotographies aériennes datant de 1976 et disponibles sur le site de la DITTT (georep.nc). La numérisation de la forêt sur ces images a été réalisée selon le même principe de numérisation que la forêt actuelle au 1:3000. La différence entre la carte de la forêt en 2020 et en 1976 a fourni la base de cette analyse de changement du couvert forestier.

Toutes les zones de changements, reforestation (non-forêt en 1976 vs. forêt en 2020), ou déforestation (forêt en 1976 vs. non-forêt en 2020) supérieurs à 1 ha ont été vérifiées une à une. Si le changement n'est pas clairement identifié ou si l'une ou l'autre des couvertures aériennes présente une imperfection, une déformation, ou un ombrage excessif, elle est exclue du jeu de données. Au total nous avons identifié 595 polygones de plus de 1 ha de forêt présentant un changement net entre 1976 et 2020 que nous avons qualifié en deux grandes classes, reforestation (209) et déforestation (386) avec quatre sous-classes selon que la déforestation est liée à (**Figure 32**) :

- une déstructuration (167) de la forêt avec une réduction de la densité d'arbres et du couvert forestier sans qu'il n'y ait un impact anthropique clairement identifié. La structure résultante laisse néanmoins penser que le feu est le principal facteur qui alimente cette déstructuration
- l'activité minière (109) qui génère un terrassement de la zone avec une élimination totale de la végétation et parfois une modification de la topographie
- un défrichement (75) en lien direct avec une activité anthropique (route, habitation, champ) sans qu'il n'y ait une relation évidente avec les activités minières
- l'érosion (35) attribuée lorsque la cause est liée à l'élargissement du lit des rivières ou à des éboulements sur les reliefs les plus abrupts notamment en périphérie des activités minières.

Toutes ces causes aboutissent à une conversion nette d'un espace forestier en sol nu, sauf la déstructuration qui induit une conversion progressive de la forêt en milieu ouvert au point de voir apparaître le sol par endroit.

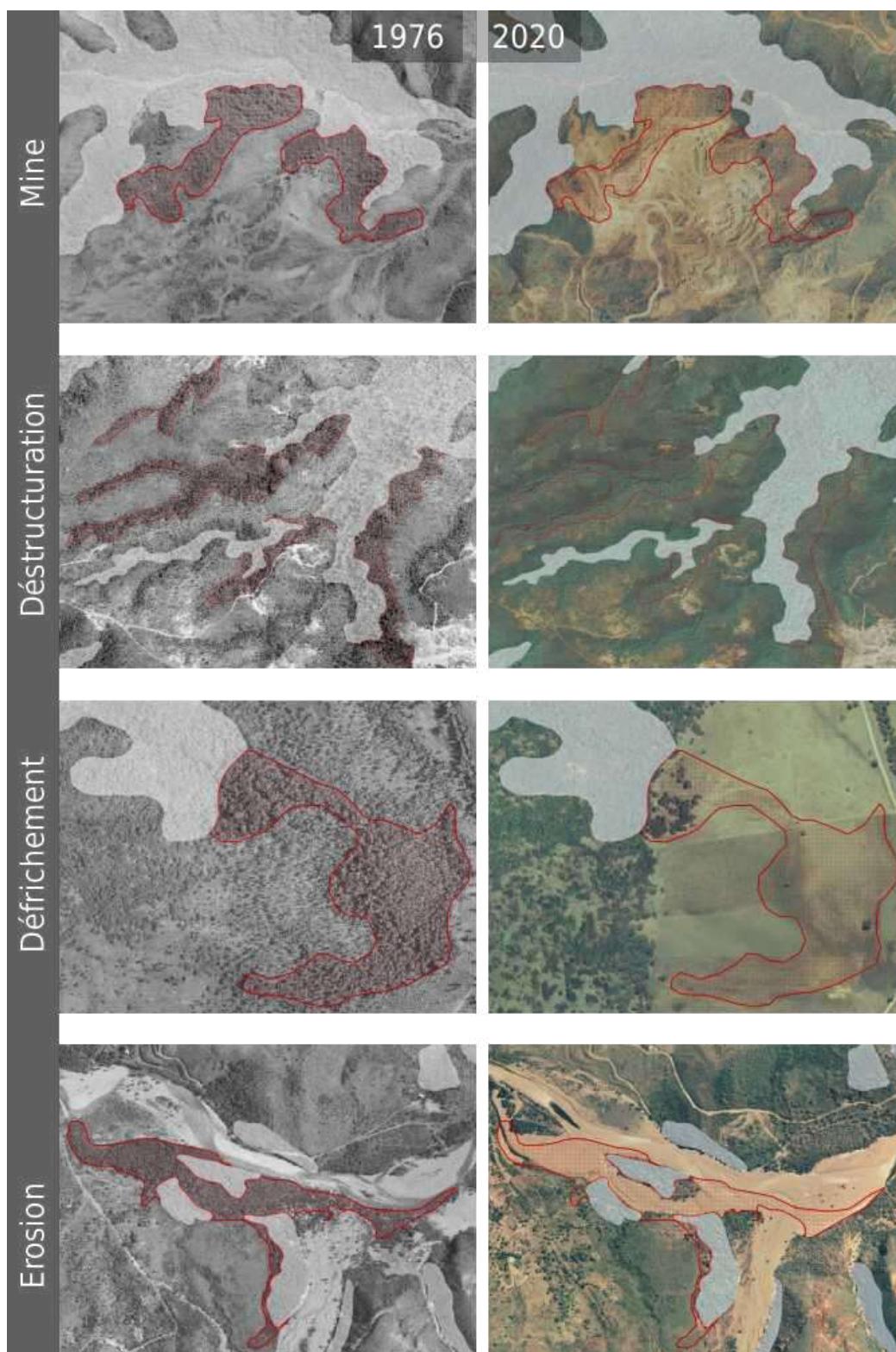


Figure 32. Exemple des quatre causes identifiées de la déforestation entre 1976 et 2020 sur les emprises minières (en blanc, la forêt inchangée et en rouge-hachuré, la forêt dégradée).

Depuis 1976, la superficie de la forêt a diminué de 11,5 km² au sein des 17 emprises sélectionnées. En effet, les zones de déforestation (16,2 km²) ont été bien supérieures aux zones de reforestation (4,7 km²), avec un impact avéré sur 3,6 % de la forêt actuelle.

Néanmoins même si nous observons de la régénération du couvert forestier, cette jeune forêt est âgée de moins de 50 ans ce qui représente un stade très précoce de la succession forestière. On peut donc s'attendre à ce qu'elle abrite une diversité et une biomasse très inférieures et non comparables aux forêts qui étaient présentes en 1976 et qui sont déforestées par ailleurs. Cette distinction temporelle entre la déforestation qui agit sur des fragments forestiers séculaires et la reforestation qui crée un néo-couvert forestier est cruciale pour bien appréhender la perte de forêt et de biodiversité. Nous distinguons séparément les deux processus sans chercher à compenser l'un avec l'autre.

Toutes les emprises, sauf la Montagne de Poum, présentent des traces de déforestation sur la période 1976-2020 (**Table 4** et annexe, **Figure 36-1** à **Figure 36-17**). L'emprise de Bogota présente le taux relatif de déforestation le plus élevé, soit une réduction de 9,9 % de sa couverture forestière initiale. Quatre unités (Grand Sud, Poro_Boakaine_Kiel, Camp des Sapins, Kopeto) concentrent plus de 87 % de la déforestation.

1. L'emprise du Grand Sud concentre à elle-seule plus de 43 % de la déforestation avec 9,7 km² de forêts en moins sur la période 1976-2020. Cette déforestation représente l'impact le plus élevé avec près de 8 % de la forêt initialement présente dans l'emprise ayant été perdue. Les zones déforestées se concentrent à basse altitude (< 300 m).
2. L'emprise Poro_Boakaine_Kiel concentre la plus grande superficie de déforestation en province Nord avec plus de 4,3 km², soit 4,2 % de la forêt, qui se distribuent jusqu'à 1000 m d'altitude.
3. Le Camp des Sapins a perdu près de 3,0 km² de forêt, soit 4,3 % de la forêt originale répartie sur tout le domaine altitudinale (0-1000 m).
4. Enfin le massif du Kopeto a perdu plus de 2,6 km² ce qui représente 4,2 % de la forêt. La déforestation agit sur une grande partie du domaine altitudinale (0-1000m) et se répartie géographiquement autour de la zone d'exploitation mais également en altitude autour du Mt Paéoua.

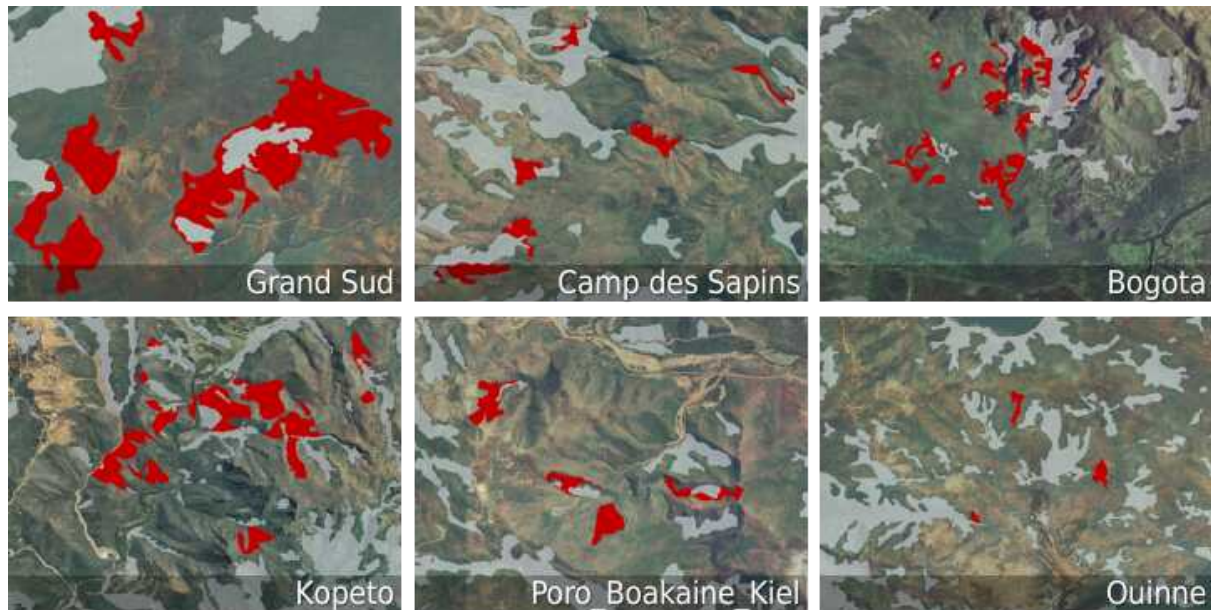
Cette déforestation est due aux conséquences de la déstructuration (47,1 %), des activités minières (25,0 %), du défrichement (22,6 %) et dans une moindre mesure de l'érosion (5,5 %). Quatre emprises (Kopeto, Cap Bocage, Poro_Boakaine_Kiel, Camp des Sapins) cumulent ces quatre causes de déforestation.

La déstructuration représente proportionnellement la principale cause de déforestation pour six emprises; Thio Plateau (100,0 %), Bogota (90,5 %), Nakety_Dothio (71,6 %), Ouazangou (63,7 %), Poro_Boakaine_Kiel (62,8 %), Kopeto (60,2 %). Dans ces paysages très fragmentés, on observe un morcellement en périphérie des fragments forestiers qui se disloquent en de plus nombreux petits fragments amplifiant alors la fragmentation (**Figure 33**).

Projet Reliques - 2022

| | Superficie km ² | Forêt km ² | Couvert forestier (%) | Contribution forêt (%) | Reforestation ha | Déforestation ha | Mine % | Erosion % | Déstructuration % | Défrichement % |
|---------------------|-------------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------|---------------------|-----------|--------------|----------------------|-------------------|
| Grand Sud | 671,3 | 122,6 | 18,3 | 19,9 | 35,3 | 359,0 | 36,1 | 0,0 | 46,0 | 17,9 |
| Taom | 50,6 | 22,3 | 44,1 | 3,6 | 16,4 | 17,5 | 28,9 | 9,2 | 0,0 | 61,9 |
| Ouinne | 84,2 | 35,3 | 42,0 | 5,7 | 27,7 | 48,6 | 76,8 | 5,5 | 17,8 | 0,0 |
| Pinpin | 48,2 | 16,3 | 33,7 | 2,6 | 22,7 | 17,7 | 28,2 | 62,5 | 0,0 | 9,2 |
| Ouazangou | 49,2 | 1,7 | 3,5 | 0,3 | 0,0 | 3,2 | 0,0 | 0,0 | 63,7 | 36,3 |
| Mont Kaala | 56,4 | 10,2 | 18,0 | 1,6 | 0,0 | 15,0 | 91,5 | 8,5 | 0,0 | 0,0 |
| Kopeto | 192,8 | 61,4 | 31,9 | 10,0 | 91,3 | 255,2 | 28,6 | 5,0 | 60,2 | 6,2 |
| Cap Bocage | 38,5 | 5,1 | 13,3 | 0,8 | 10,8 | 23,5 | 7,3 | 4,9 | 5,5 | 82,3 |
| Montagne de Poum | 33,4 | 0,4 | 1,2 | 0,1 | 1,5 | 0,0 | | | | |
| Tiebaghi | 119,9 | 3,9 | 3,2 | 0,6 | 9,3 | 13,1 | 84,5 | 0,0 | 0,0 | 15,5 |
| Koniambo | 170,6 | 19,3 | 11,3 | 3,1 | 7,3 | 27,4 | 86,8 | 9,4 | 0,0 | 3,8 |
| Poro_Boakaine_Kiel | 459,2 | 101,6 | 22,1 | 16,5 | 93,0 | 426,0 | 16,5 | 3,5 | 62,8 | 17,1 |
| Thio Plateau | 67,3 | 10,3 | 15,4 | 1,7 | 62,2 | 2,5 | 0,0 | 0,0 | 100,0 | 0,0 |
| Bogota | 80,2 | 6,9 | 8,6 | 1,1 | 0,0 | 67,7 | 0,0 | 1,7 | 90,4 | 7,8 |
| Camp des Sapins | 293,1 | 69,1 | 23,6 | 11,2 | 38,0 | 296,9 | 7,7 | 7,0 | 33,3 | 52,0 |
| Tontouta_sensu_lato | 373,2 | 118,1 | 31,6 | 19,1 | 13,4 | 44,9 | 28,6 | 39,5 | 0,0 | 31,9 |
| Nakety_Dothio | 64,8 | 12,7 | 19,6 | 2,1 | 42,7 | 5,6 | 0,0 | 28,5 | 71,5 | 0,0 |
| Total | 2852,8 | 617,3 | 21,6 | 100,0 | 471,4 | 1623,7 | 25,0 | 5,5 | 47,1 | 22,4 |

Table 4. Distribution et évolution de la forêt sur les 17 emprises du projet ERMines durant la période 1976-2020



Déstructuration

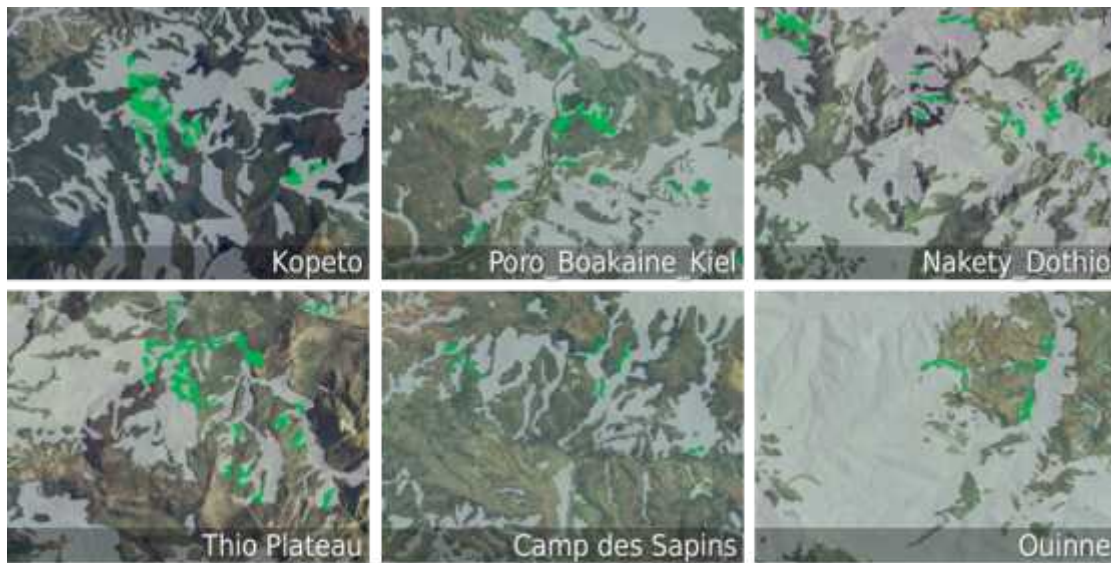
Figure 33. Exemples de déstructuration dans les paysages très fragmentés. Les fragments en rouge représentent la portion de la forêt qui a disparu entre 1976 et 2020.

Les activités minières représentent proportionnellement la principale cause de déforestation pour quatre emprises: Mont Kaala (91,5 %), Koniambo (86,8 %), Tiebaghi (84,9 %), Ouinne (76,8 %). Au contraire, les emprises de Ouazangou, Montagne de Poum, Bogota, Nakety_Dothio et Thio Plateau ne présentent pas d'impacts liés aux activités minières. Ces activités minières convertissent la forêt en sol nu selon une distribution spatiale indépendante de la structure du paysage forestier.

Le défrichage intervient au plus près des habitations ou autres constructions humaines. Dans ces zones situées au plus loin des activités minières, la forêt est convertie en zones habitées, cultivées, ou en prairies. Ce défrichage représente la principale cause de la déforestation pour trois emprises: Cap Bocage (82,9 %), Taom (61,9 %), Camp des Sapins (52,0 %).

Enfin l'érosion représente la conséquence des autres processus liés à la déforestation. L'érosion représente la principale cause de déforestation sur l'emprise de Pinpin (62,5 %).

La régénération est concentrée dans les zones les plus forestières (**Figure 34**). Il s'agit de l'expansion des fragments forestiers ou de la fermeture des trouées par une augmentation de la forêt de lisière des fragments déjà existants ce qui renforce l'idée que la proximité du réservoir est un accélérateur de la régénération.



Régénération

Figure 34. Exemples de régénération forestière dans les paysages très forestiers. Les fragments en vert représentent le gain de forêt entre 1976 et 2020.

La régénération intervient principalement à basse altitude (>300 m) mais quelques exemples de régénération en altitude s'observent sur les emprises de Pinpin (900 m), Tontouta_sensu_lato (1000 m) ou encore au Camp des Sapins (1100 m). Les emprises de Kopeto et Poro_Boakaine_Kiel concentrent les plus grandes superficies de régénération avec 0,9 km² chacune tandis que trois emprises (Ouazangou, Mont Kaala, Bogota) ne présentent aucune trace de régénération. Enfin deux emprises (Nakety_Doithio & Thio Plateau) présentent un solde positif avec un gain de forêt respectif de 0,4 et 0,6 km² et une déforestation faible, respectivement 0,4 % et 0,2 % de la forêt.

b) Objectifs de restauration basés sur l'évolution de la fragmentation entre 1976 et 2021

La comparaison du couvert forestier 1976 avec celui d'aujourd'hui est une opportunité pour fixer des objectifs de reforestation cohérents avec la dégradation subie par les milieux forestiers. Pour chacune des 17 emprises minières du projet ERMines, nous avons évalué, en plus de l'évolution du couvert forestier présentée dans la **Table 4**, l'évolution d'un indice de fragmentation (*effective mesh size*, MESH; Jaeger, 2000). C'est un indice basé sur la distribution cumulative des tailles de patches, qui s'exprime en unités de surface. Plus sa valeur est importante, moins il y a de fragmentation. A partir de cette évaluation, nous avons proposé des objectifs de restauration pour chacune des emprises où le couvert forestier a décliné et où la fragmentation a été accentuée depuis 1976. En nous appuyant sur l'outil de planification de la restauration écologique *restopt* (Justeau-Allaire et al., 2022), nous avons proposé des scénarios de reforestation, qui pourront servir de base pour une aide à la décision plus poussée avec les acteurs du secteur minier.

Nous nous sommes basés sur la cartographie de la couverture forestière 1976 et sur la cartographie de la couverture forestière en 2020. Dans un premier temps, nous avons découpé le jeu de données initial afin d'obtenir pour chaque emprise ERMines deux fichiers rasters (résolution 10 x 10 m): l'emprise forestière en 1976 et l'emprise forestière en 2021. Cette première phase a été automatisée sous R, grâce au package *terra* (Hijmans, 2022). Ensuite, nous avons utilisé le package R *landscapemetrics* (Hesselbarth, 2019) pour calculer l'évolution du niveau de fragmentation en 1976 et en 2021. A partir des résultats obtenus, nous avons classé les emprises ERMines en quatre groupes:

- **Groupe 1 (for-frag+)**: la surface de forêt a décliné, la fragmentation a augmenté.
- **Groupe 2 (for-frag-)**: la surface de forêt a décliné, la fragmentation a diminué.
- **Groupe 3 (for+frag+)**: la surface de forêt a augmenté, la fragmentation a augmenté.
- **Groupe 4 (for+frag-)**: la surface de forêt a augmenté, la fragmentation a diminué.

Les résultats issus de l'analyse du couvert forestier entre 1976 et 2021 sont présentés dans la **Table 5**. La majorité des emprises (12) sont dans le **groupe 1 (for-frag+)**. On compte 1 emprise dans le **groupe 2 (for-frag-)**, 1 emprise dans le **groupe 3 (for+frag+)**, et 3 emprises dans le **groupe 4 (for+frag-)**. Au total, on constate donc une dégradation du couvert forestier (surface et/ou fragmentation) entre 1976 et 2021 dans 14 emprises, tandis que seulement trois emprises présentent une évolution positive au niveau de la surface forestière et de la fragmentation.

c) Plans de reforestation

Pour chacune des 17 emprises, l'objectif des actions de restauration à planifier a été déterminé en fonction du groupe auquel elle appartient.

- Pour le **groupe 1 (for-frag+)**: Il y a eu une perte d'habitat forestier et une augmentation de la fragmentation. L'objectif proposé est d'identifier une zone prioritaire permettant de restaurer le niveau de fragmentation tel qu'il était en 1976. La surface de cette zone doit correspondre à la perte d'habitat forestier à plus ou moins 15 %. Parmi toutes les solutions possibles, on cherche celle qui minimise la fragmentation.
- Pour le **groupe 2 (for-frag-)**: Il y a eu une perte d'habitat forestier mais une diminution de la fragmentation, ce qui suggère que la perte d'habitat a eu lieu sur des patches isolés tandis qu'il y a eu un gain de surface forestière sur les gros patches de la zone. L'objectif proposé est d'identifier une zone dont la surface est comprise entre 85 % de la surface de forêt perdue et la surface de forêt perdue, de manière à minimiser la fragmentation.
- Pour le **groupe 3 (for+frag+)**: Il y a eu un gain d'habitat forestier mais une augmentation de la fragmentation, ce qui suggère en parallèle du gain d'habitat global une perte d'habitat sur les gros patches, qui ont pu être séparés. L'objectif proposé est d'identifier une zone qui permet de retrouver le niveau de fragmentation de 1976, à moindre coût (i.e. en minimisant la surface à restaurer).

- Pour le **groupe 4 (for+frag-)**: Il y a eu un gain d'habitat forestier et une diminution de la fragmentation, le bilan est donc positif sur les deux plans.

Etant donné ces objectifs généraux, pour chaque emprise nous avons modélisé et résolu un problème de planification de la restauration à partir du package R *restopttr* (Justeau-Allaire et al., 2022). En plus des objectifs et contraintes liés à la fragmentation et à la surface de restauration, nous avons appliqué pour chacune des zones à délimiter une contrainte de connectivité, une contrainte d'accessibilité, et une contrainte de compacité. Ces contraintes ont toutes pour objectif de faciliter la mise en place et la gestion des actions de restauration, et d'intégrer des économies d'échelle.

- La contrainte de connectivité nous assure que chacun des plans de reforestation proposé sera contigu.
- La contrainte d'accessibilité limite les zones potentielles de restauration à celles qui sont proches du réseau de pistes existant (maximum 150 m d'une piste).
- La contrainte de compacité restreint l'étendue spatiale des plans de reforestation à un diamètre maximum, qui a été défini individuellement pour chaque emprise, en fonction de son étendue spatiale et de manière à ce que le problème puisse être satisfait.

Les performances du package *restopttr* étant corrélées à la résolution spatiale à laquelle l'optimisation sous contraintes, nous avons appliqué pour chaque emprise (et en fonction de leur taille) un facteur d'agrégation de manière à assurer un temps de calcul raisonnable, avec un seuil d'habitat de 0,75.

Nous avons résumé les caractéristiques des plans proposés dans la **Table 5**, et cartographié les plans proposés dans les figures **Figure 36-1** à **Figure 36-17**. Il est important de noter que le ré-échantillonnage (via le facteur d'agrégation) a un impact sur la valeur de MESH, qui doit donc être interprétée de manière relative, et non absolue. Le ré-échantillonnage n'impacte cependant pas les surfaces de déforestation et de reforestation, qui sont conservées par la méthode utilisée.

| id | Nom de l'emprise | Facteur d'agrégation | Surface forestière (ha) | | Effective mesh size (ha) | | | | Diamètre de la solution (m) | Groupe |
|----|---------------------|----------------------|-------------------------|----------|--------------------------|--------|-------|----------|-----------------------------|---------------|
| | | | 1976 - 2020 | Solution | 1976 | 2020 | Diff. | Solution | | |
| 1 | Grand Sud | 9 | -323.7 | +371.56 | 33.26 | 33.04 | -0.22 | 90.06 | 3994 | 1 (for-frag+) |
| 2 | Taom | 3 | -1.1 | +2.2* | 402.07 | 394.30 | -7.77 | 402.27 | 653 | 1 (for-frag+) |
| 3 | Ouinne | 2 | -20.9 | +20.02 | 296.14 | 289.69 | -6.45 | 303.77 | 897 | 1 (for-frag+) |
| 4 | Pinpin | 2 | +5 | +1.14 | 111.06 | 102.09 | -8.97 | 121.58 | 171 | 3 (for+frag+) |
| 5 | Ouzangou | 1 | -3.2 | +3.02 | 0.62 | 0.61 | -0.01 | 0.85 | 395 | 1 (for-frag+) |
| 6 | Mont Kaala | 3 | -15 | +16.67 | 19.42 | 19.35 | -0.07 | 35.66 | 895 | 1 (for-frag+) |
| 7 | Kopeto | 4 | -163.9 | +187.99 | 104.18 | 96.10 | -8.08 | 129.54 | 2487 | 1 (for-frag+) |
| 8 | Cap Bocage | 4 | -12.7 | +13.73 | 6.45 | 6.44 | -0.01 | 8.56 | 723 | 1 (for-frag+) |
| 9 | Montagne de Poum | 1 | +1.5 | - | 0.18 | 0.19 | +0.01 | - | - | 4 (for+frag-) |
| 10 | Tiebaghi | 4 | -3.8 | +4.00 | 1.05 | 1.04 | -0.01 | 1.06 | 381 | 1 (for-frag+) |
| 11 | Koniambo | 5 | -20.1 | +19.44 | 15.40 | 15.30 | -0.10 | 26.52 | 589 | 1 (for-frag+) |
| 12 | Poru Boakaine Kiel | 8 | -333 | +350.89 | 47.58 | 43.28 | -4.3 | 115.12 | 4994 | 1 (for-frag+) |
| 13 | Thio Plateau | 1 | +57.7 | - | 18.85 | 26.33 | +7.48 | - | - | 4 (for+frag-) |
| 14 | Bogota | 3 | -67.7 | +73.61 | 1.90 | 1.71 | -0.19 | 4.95 | 2725 | 1 (for-frag+) |
| 15 | Camp des Sapins | 6 | -258.9 | +273.93 | 68.04 | 66.78 | -1.26 | 85.95 | 3999 | 1 (for-frag+) |
| 16 | Tontouta sensu lato | 5 | -31.5 | +30.88 | 222.36 | 222.54 | +0.18 | 222.67 | 1471 | 2 (for-frag-) |
| 17 | Nakety Douthio | 3 | +37.1 | - | 111.79 | 120.85 | +9.06 | - | - | 4 (for+frag-) |

Table 5. Pour chaque emprise minière du projet ERMINES; (i) évolution du couvert forestier, surface et fragmentation (mesurée avec l'effective mesh size, Jaeger, 2000), entre 1976 et 2021; (ii) caractéristiques du plan de reforestation identifié à partir du package R restoptr (Justeau-Allaire et al., 2022). Le facteur d'agrégation correspond à un paramètre du package restoptr, qui permet de réduire la résolution spatiale de manière à ce que le problème puisse être résolu. Le diamètre d'une solution correspond à la distance maximale entre deux unités de planification (pixel). *Pour l'emprise de Taom, il n'existe pas de solution à plus ou moins 15 % de la surface déforestée, cette contrainte a été relâchée.

Conclusions

Notre étude démontre que la lisière exerce un effet à la fois sur la structure et la composition floristique de la forêt. En accord avec les résultats du projet CNRT-CORIFOR, cette étude apporte à la fois de la précision et de la généralisation des effets de lisière sur les forêts très fragmentées du substrat ultramafique. Les données récoltées sur le terrain viennent compléter le jeu de données des parcelles NC-PIPPN qui s'avère une source très importante de données pour valider des études effectuées à de multiples échelles. Finalement, nous proposons un outil qui permet de proposer des scénarios de reforestation dont un exemple est proposé dans ce rapport.

Les effets de lisière s'observent sur :

- la composition floristique: on enregistre une réduction importante de la richesse floristique à mesure que l'on s'approche d'une lisière
- la composition fonctionnelle: la réduction du nombre d'espèces s'accompagne d'une uniformisation des stratégies de vie par l'action d'un filtre environnemental qui sélectionne les espèces les plus résistantes à l'aridité
- la structure de la canopée: la hauteur de la canopée décroît tandis que le nombre de trouées augmente à mesure que l'on s'approche de la lisière

Les conditions météorologiques font le lien entre la diversité biologique et la structure de la forêt. A proximité de la lisière, la canopée basse et trouée perd son rôle de tampon climatique. Le sous-bois forestier est alors soumis à un micro-climat proche du climat extérieur, qui fluctue en fonction de l'heure de la journée et du mois de l'année. Ces conditions peuvent être très arides à certaines périodes de l'année et les espèces les mieux adaptées à ces conditions sont alors favorisées. Elles possèdent en général de petites feuilles épaisses et une densité de bois élevée. Au contraire, loin de la lisière, la canopée est haute et fermée, ce qui génère un microclimat tamponné qui varie moins au cours de l'année et qui est favorable au développement d'un plus grand nombre d'espèces aux propriétés biologiques plus diversifiées.

Au-delà des effets de lisières tels que ceux mesurés sur le terrain, nous mesurons les mêmes effets dès lors que la canopée est basse et trouée, par exemple au niveau des crêtes et ruptures topographiques. La structure de la canopée s'avère donc être un paramètre pertinent pour étudier la variabilité de la composition de la forêt. Elle représente une signature qui reflète des paramètres biologiques tels que la richesse floristique et fonctionnelle d'un site. Grâce à la relation significative avec le climat du sous-bois, la structure de la canopée permet également de modéliser la température ou encore la valeur du VPD durant les mois les plus secs. Durant ces mois d'extrêmes climatiques, on enregistre une augmentation d'environ 4 C°, et un doublement de la VPD en lisière par rapport à l'intérieur de la forêt. Lors de ces périodes, les valeurs de VPD entre 0 et 20 m de la lisière indiquent des moyennes quotidiennes parfois supérieures à 1,2 kPA, ce qui peut potentiellement compromettre la survie de certaines espèces d'arbres tropicaux ([Jucker, et](#)

al., 2018) et qui induit un risque très élevé de propagation des feux de brousse (Ray et al., 2005).

Ces études convergent pour définir un effet de lisière sur une profondeur d'au moins 100 m en accord avec les résultats du projet CNRT-CORIFOR (Ibanez et al., 2017) ou plus largement en forêt tropicale (Laurance et al., 2008). Au-delà de 100 m, l'effet de la lisière sur la structure de la canopée et du sous-bois s'estompe. Par ailleurs, l'écart moyen de température entre 0 et 100 m de la lisière est d'environ 3°C tout au long de l'année. A 100 m, la température ne dépasse jamais 24°C tout au long de l'année tandis que le thermomètre atteint 41°C au mois de février en dehors de la forêt. La profondeur de 100 m se révèle être très pertinente pour distinguer la forêt soumise aux effets de la lisière. En considérant cette profondeur de 100 m, cette forêt UM soumise aux effets de lisière couvre une superficie de 963 km², soit plus de 50 % de la forêt UM actuelle (1900 km², **Figure 35**).

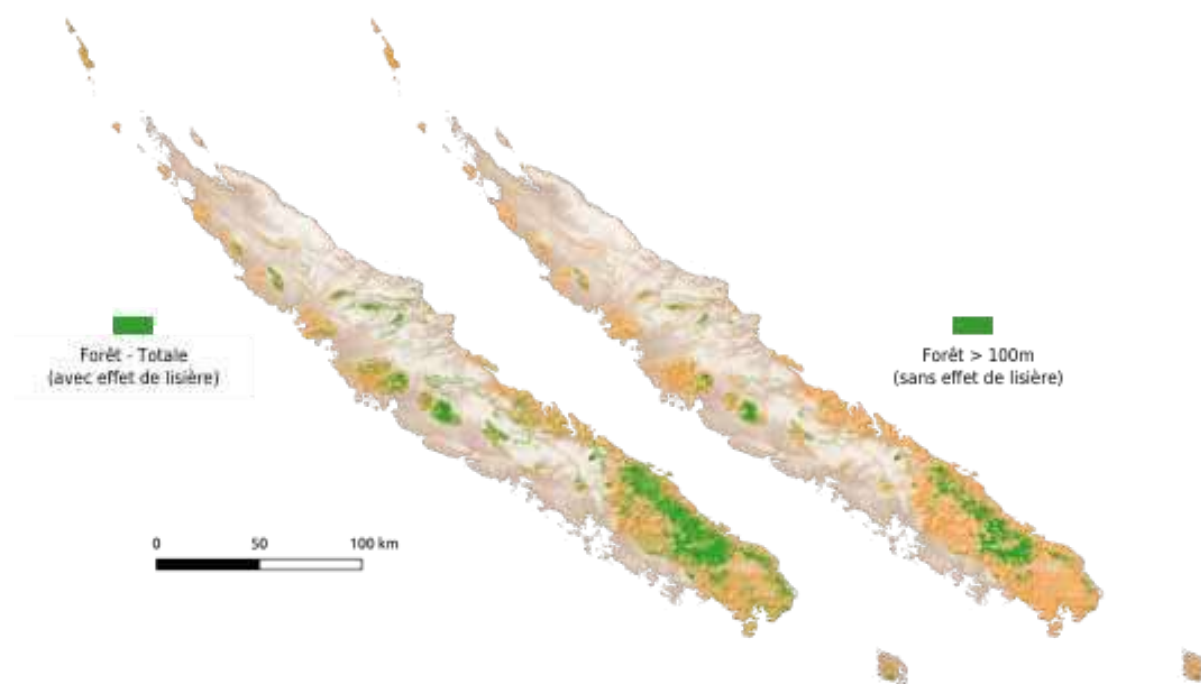


Figure 35. La forêt sur substrat ultramafique avec (gauche) ou sans (droite) la forêt de lisière.

A partir d'un modèle de déforestation établi à l'échelle de la Grande-Terre nous mesurons une perte importante de forêt chaque année depuis 2000, avec une accélération sur la période 2010-2020. Ce modèle montre que la distance à la lisière de la forêt est l'effet le plus important, et de loin, sur la détermination du risque de déforestation. Le risque de déforestation est réduit de 95 % si la forêt se trouve à une distance de 100 m ou plus et il est quasiment nul à une distance de 1 km. Par ailleurs, on estime qu'en moyenne, le fait d'être sur substrat ultramafique augmente le risque de déforestation de 34 %. Ces résultats conduisent à prédire dans le futur, une déforestation plus importante de la forêt du substrat ultramafique. En combinant les données du réseau NC-PIPPN avec les images satellites ou

au travers de modèles de distribution d'espèces, nos travaux ont permis de mesurer et de cartographier des grandes ensembles forestiers à l'échelle de la plaine des Lacs ou encore de la Grande-Terre. Ces travaux, qui doivent encore être affinés, sont particulièrement perspicaces pour l'étude de la forêt de la Nouvelle-Calédonie qui est marquée par une diversité bêta élevée (Ibanez et al., 2014b). A partir de ces ensembles floristiques, nous pourrions préciser les espèces et les groupes d'espèces qui sont alors les plus soumises aux effets de lisière et au risque futur de déforestation.

L'étude de l'évolution de la forêt entre 1976 et 2020 confirme toutes ces conclusions. La forêt a fortement régressé en moins de 50 ans à proximité des concessions minières dont la couverture forestière est déjà très faible. La déstructuration de la forêt apparaît comme la cause principale de cette déforestation. Elle reflète très précisément ce que le modèle de déforestation mesure à l'échelle de toute la Grande-Terre, c'est-à-dire un morcellement de la forêt par la lisière. En moins de 50 ans, nous mesurons près de 50 % de déforestation liée à ce phénomène lent et progressif. Il s'agit d'une conséquence directe de la fragmentation qui génère de nouvelles lisières ce qui offre une interface avec les pressions extérieures telles que la sécheresse, les feux ou encore la pression des espèces invasives animales. Ces résultats s'inscrivent dans la continuité des conclusions des projets CNRT-CORIFOR et OEIL-DYNAMIC qui tous les deux mesuraient cette déstructuration dans les paysages fragmentés de la Plaine des Lacs sans établir un lien direct avec les activités anthropiques actuelles. Ce phénomène représente la dette d'extinction, c'est-à-dire les conséquences à moyen et long terme de la déforestation plus radicale qui s'opère à court terme lors des activités minières, du défrichement ou de l'érosion qui ensemble représentent les autres causes de la déforestation mesurée. Une forêt fragmentée aujourd'hui par une activité anthropique absorbera les effets directs et indirects de cette déforestation après un laps de temps très long. Tendre vers une réduction de la fragmentation est donc un objectif pertinent dans les scénarios de restauration forestière. Il est important de réduire la fragmentation, et donc les effets de lisières pour préserver la diversité floristique et fonctionnelle. Il est nécessaire de préserver des grands ensembles forestiers dotés d'une forêt de cœur pour la conservation de l'intégralité de la diversité taxonomique et fonctionnelle des forêts néo-calédoniennes.

Nos travaux proposent une méthode de sélection systématique de zones potentielles de restauration. Les plans sont proposés à titre indicatif, et ont pour premier objectif de donner des informations synthétiques sur les efforts nécessaires pour retrouver l'état de couverture forestière et/ou de fragmentation de 1976. Pour aller vers des plans opérationnels, il est nécessaire d'engager des échanges entre les gestionnaires provinciaux, les acteurs du secteur minier et les scientifiques. En effet, de nombreuses informations sont encore manquantes, telles que la qualité du sol, le coût exact des actions de restauration, ou les plans d'exploitation. Par ailleurs, il serait intéressant d'intégrer dans ces plans de restauration le maquis minier, et la présence, ou la réintroduction d'espèces menacées en adéquation avec les résultats du projet ERMines. Malgré tout, ces plans nous montrent à quel point les coûts potentiels de la restauration sont différents selon la nature de la déforestation. Par exemple, sur l'emprise de Pinpin, on peut voir que retrouver l'état de fragmentation de 1976 se résume à re-connecter deux grands ensembles forestiers, à moindre coût. Sur l'emprise de Poro Boakaine Kiel, on peut voir que la perte est telle que

pour retrouver la couverture forestière de 1976, la reforestation aura quoiqu'il arrive un coût élevé. Cependant, le choix des zones à reforester peut avoir un impact important sur la défragmentation. Nos résultats sur l'emprise de Poro Boakaine Kiel montrent qu'on peut multiplier la valeur de MESH par presque 2,5 par rapport à sa valeur en 1976 en reforestant environ 105 % de ce qui a été déforesté entre 1976 et 2020 (pour rappel, plus MESH est élevé, moins il y a de fragmentation). En résumé, s'il n'existe pas une seule trajectoire pour la reforestation, nos résultats montrent que nous pouvons d'ores et déjà nous appuyer sur ces outils pour accompagner les acteurs du secteur dans leurs actions de restauration écologique.

Enfin, d'un point de vue méthodologique, nos travaux apportent une évaluation précise quant à la pertinence des acquisitions Lidar qui permettent de couvrir de très vastes superficies pour produire des données extrêmement précises sur la structure de la canopée mais également du sous-bois. La précision du Lidar associée à la facilité d'utilisation du drone rendent cette méthode extrêmement attractive pour réaliser des inventaires précis de la densité du sous-bois, de la structure de la canopée et par corrélations du microclimat et de la richesse floristique et fonctionnelle. Par ailleurs, le signal spectral issu des images Sentinel 2 intègre relativement bien les propriétés biologiques (taxonomiques et fonctionnelles) des fragments, et pourrait donc être utilisé pour extrapoler les paramètres mesurés sur les parcelles, notamment pour la diversité bêta. Enfin, l'analyse radiométrique de la forêt montre également un effet de la fragmentation sur la diversité biologique avec les plus petits fragments moins diversifiés que ce soit d'un point de vue floristique ou fonctionnel.

Références

- Birnbaum, P., Ibanez, T., Pouteau, R., Vandrot, H., Hequet, V., Blanchard, E. & Jaffré, T. (2015). Environmental correlates for tree occurrences, species distribution and richness on a high-elevation tropical island *AoB Plants*, 7, plv075.
- Birnbaum, P., Mangeas, M., Maggia, L., Ibanez, T., Despinoy, M., Marmey, P., Hequet, V., Gomez, C., Bideau, G., Chambrey, C., Vandrot, H., & Blanchard, E. (2016). Caractérisation des connectivités structurelle et fonctionnelle des paysages fragmentés sur sols ultramafiques (p. 88) [Rapport final du projet Corifor]. CNRT "Nickel et son environnement."
- Birnbaum, P., Hequet, V., Girardi, J., Vandrot, H., Mangeard, T., Ibanez, T., Blanchard, E., Pouteau, R., Blanchard, G., Justeau-Allaire, D., Vieilledent, G. & Cassan J.-J.- (2021). Atlas de la forêt – Province Nord – Nouvelle-Calédonie - 2021 - Éditions province Nord, Kohné, Nouvelle-Calédonie, 188 p.
- Birnbaum, P., Ibanez, T., Blanchard, G., Justeau-Allaire, D., Hequet, V., Eltabet, T., Vieilledent, G., & Barbier, N. (soumis 2022) - Forest and tree species distribution in the ultramafic bedrock of New Caledonia. *Botany Letters special issue* : "Vegetation on ultramafic rocks in New Caledonia".
- Blanchard, E., Birnbaum, P., Ibanez, T., Boutreux, T., Antin, C., Ploton, P., Vincent, G., Pouteau, R., Vandrot, H., Hequet, V., Barbier, N., Droissart, V., Sonké, B., Texier, N., Guy Kamdem, N., Zebaze, D., Libalah, M., & Couteron, P.. (2016). « Contrasted Allometries between Stem Diameter, Crown Area, and Tree Height in Five Tropical Biogeographic Areas ». *Trees* 30(6):195368.
- Blanchard, G., Munoz, F., Ibanez, T., Hequet, V., Vandrot, H., Girardi, J., Birnbaum, P., (2019). Regional rainfall and local topography jointly drive tree community assembly in lowland tropical forests of New Caledonia. *J. Veg. Sci.* 30, 845–856.
- Blanchard, G., Birnbaum, P., & Munoz, F. (2020). Extinction–immigration dynamics lag behind environmental filtering in shaping the composition of tropical dry forests within a changing landscape. *Ecography*, 43(6), 869–881.
- Blanchard, G., Ibanez, T., Munoz, F., Bruy, D., Hely, C., Munzinger, J., & Birnbaum, P. (2021). Drivers of tree community assembly during tropical forest post-fire succession in anthropogenic savannas. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 125630.
- Blanchard G., Barbier N., Vieilledent G., Ibanez T., Hequet V., McCoy S., & Birnbaum P - (accepted 2022) - Lidar-derived canopy structure is a better predictor of diversity, function and microclimate than distance to forest edge. *Journal of Ecology*
- Campbell, M. J., Dennison, P. E., Hudak, A. T., Parham, L. M., & Butler, B. W. (2018). « Quantifying Understory Vegetation Density Using Small-Footprint Airborne Lidar ». *Remote Sensing of Environment* 215:33042.
- Fassnacht, F.E., Müllerová, J., Conti, L., Malavasi, M., & Schmidtlein, S., (2022). About the link between biodiversity and spectral variation. *Appl. Veg. Sci.* 25, e12643.
- Féret, J.-B., de Boissieu, F. (2020). *biodivMapR*: An r package for α - and β -diversity mapping using remotely sensed images. *Methods Ecol. Evol.* 11, 64–70.

- Guillaumont P, Clément J, Birnbaum P, Ibanez T, Jaouen G, Stahl C, Vieilledent G (2022). gecevar: GETting Climatic and Environmental VARIables from open and free online datasets for a specific region.
- Holdridge, L.R., (1967). Life zone ecology. Tropical Science Center. San José, Costa Rica.
- Hubbell, S. P., F. He, R. Condit, L. Borda-de-Agua, J. Kellner, et H. ter Steege. 2008. « How Many Tree Species Are There in the Amazon and How Many of Them Will Go Extinct? ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(Supplement 1):11498504.
- Ibanez, Thomas, Christelle Hély, et Cédric Gaucherel. 2013. « Sharp Transitions in Microclimatic Conditions between Savanna and Forest in New Caledonia: Insights into the Vulnerability of Forest Edges to Fire: Microclimate at the Forest Edge ». *Austral Ecology* 38(6):68087.
- Ibanez, T., & Birnbaum, P. (2014a). Monodominance at the rainforest edge: Case study of *Codia mackeeana* (Cunoniaceae) in New Caledonia. *Australian Journal of Botany*, 62(4), 312–321.
- Ibanez, T., Munzinger, J., Dagostini, G., Hequet, V., Rigault, F., Jaffré, T., & Birnbaum, P. (2014b). Structural and floristic diversity of mixed tropical rain forest in New Caledonia: New data from the New Caledonian Plant Inventory and Permanent Plot Network (NC-PIPPN). *Applied Vegetation Science*, 17(3), 386–397.
- Ibanez, T., Chave, J., Barrabé, L., Elodie, B., Boutreux, T., Trueba, S., Vandrot, H., & Birnbaum, P. (2016). Community variation in wood density along a bioclimatic gradient on a hyper-diverse tropical island. *Journal of Vegetation Science*, 27, 441–451.
- Ibanez, T., Hequet, V., Chambrey, C., Jaffré, T., & Birnbaum, P. (2017). How does forest fragmentation affects tree communities? A critical case study in the biodiversity hotspot of New Caledonia. *Landscape Ecology*, 32, 1671–1687.
- Isnard, S., L'huillier, L., Rigault, F., & Jaffré, T. (2016). How did the ultramafic soils shape the flora of the New Caledonian hotspot? *Plant and Soil*, 403(1), 53–76.
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15(2), 115–130.
- Jucker, T., Bongalov, B., Burslem, D.F.R.P., Nilus, R., Dalponte, M., Lewis, S.L., Phillips, O.L., Qie, L., Coomes, D.A., 2018. Topography shapes the structure, composition and function of tropical forest landscapes. *Ecol. Lett.* 21, 989–1000.
- Justeau-Allaire, D., Vieilledent, G., Rinck, N., Vismara, P., Lorca, X., & Birnbaum, P. (2021). Constrained optimization of landscape indices in conservation planning to support ecological restoration in New Caledonia. *Journal of Applied Ecology*, 58(4), 744–754.
- Justeau-Allaire D., Hanson O. H., Lannuzel G., Vismara P., Lorca X., Birnbaum P. (soumis 2022). restoptr: Ecological restoration planning with R. *restoration Ecology*.
- Lannuzel G., Bruy D., Munzinger J., Meyer S., Fourdrain A., Fogliani B., Isnard S., Hequet V., Karnadi-Abdelkader G., Warimavute G., Gâteblé G. (2022) - Rapport final. Programme « ERMines ». CNRT « Nickel & son environnement. 22 pages.
- Laurance, William F. 2008. « Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory ». *Biological Conservation* 141(7):173144.

- Hesselbarth M. H. K. , M. Sciaini, K. A. With, K. Wiegand, and J. Nowosad. 2019. Landscapemetrics: An open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10):1648–1657. ISSN250
- Pérez-Harguindeguy, N., S. Díaz, E. Garnier, S. Lavorel, H. Poorter, P. Jaureguiberry, M. S. Bret-Harte, W. K. Cornwell, J. M. Craine, D. E. Gurvich, C. Urcelay, E. J. Veneklaas, P. B. Reich, L. Poorter, I. J. Wright, P. Ray, L. Enrico, J. G. Pausas, A. C. de Vos, N. Buchmann, G. Funes, F. Quétier, J. G. Hodgson, K. Thompson, H. D. Morgan, H. ter Steege, L. Sack, B. Blonder, P. Poschlod, M. V. Vaieretti, G. Conti, A. C. Staver, S. Aquino, et J. H. C. Cornelissen. 2013. « New Handbook for Standardised Measurement of Plant Functional Traits Worldwide ». *Australian Journal of Botany* 61(3):167234.
- Hijmans R. J., 2022 Terra: Spatial Data Analysis
- Ray D., Nepstad D. & Moutinho P. 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. *Ecol. Appl.* 15, 1664–78.
- Rocchini, D., Santos, M.J., Ustin, S.L., Féret, J.-B., Asner, G.P., Beierkuhnlein, C., Dalponte, M., Feilhauer, H., Foody, G.M., Geller, G.N., Gillespie, T.W., He, K.S., Kleijn, D., Leitão, P.J., Malavasi, M., Moudry, V., Müllerová, J., Nagendra, H., Normand, S., Ricotta, C., Schaepman, M.E., Schmidtlein, S., Skidmore, A.K., Šimová, P., Torresani, M., Townsend, P.A., Turner, W., Vihervaara, P., Wegmann, M., Lenoir, J., 2022. The spectral species concept in living color. *J. Geophys. Res. Biogeosciences*, e2022JG007026.
- Schmitt, S., Pouteau, R., Justeau, D., de Boissieu, F., & Birnbaum, P. (2017). *ssdm*: An r package to predict distribution of species richness and composition based on stacked species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(12), 1795–1803.
- Utard, S. (2015). *Etude diachronique des fragments forestiers du Grand Sud Calédonien* [Mémoire de Master 1, AgroCampus Ouest].
- Vancutsem C., F. Achard, J.-F. Pekel, G. Vieilledent, S. Carboni, D. Simonetti, J. Gallego, L. E. O. C. Aragão, and R. Nasi. 2021. Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Science Advances*. 7(10): eabe1603.
- Vieilledent G. 2021. *forestatrisk*: a Python package for modelling and forecasting deforestation in the tropics. *Journal of Open Source Software*. 6(59): 2975.
- Vieilledent G., C. Vancutsem, C. Bourgoïn, P. Ploton, P. Verley, and F. Achard. 2022. Spatial scenario of tropical deforestation and carbon emissions for the 21st century. *bioRxiv*.
- Warton, D. I.; Blanchet, F. G.; O'Hara, R. B.; Ovaskainen, O.; Taskinen, S.; Walker, S. C. & Hui, F. K., 2015, So Many Variables: Joint Modeling in Community Ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 30, 766-779.

Annexes

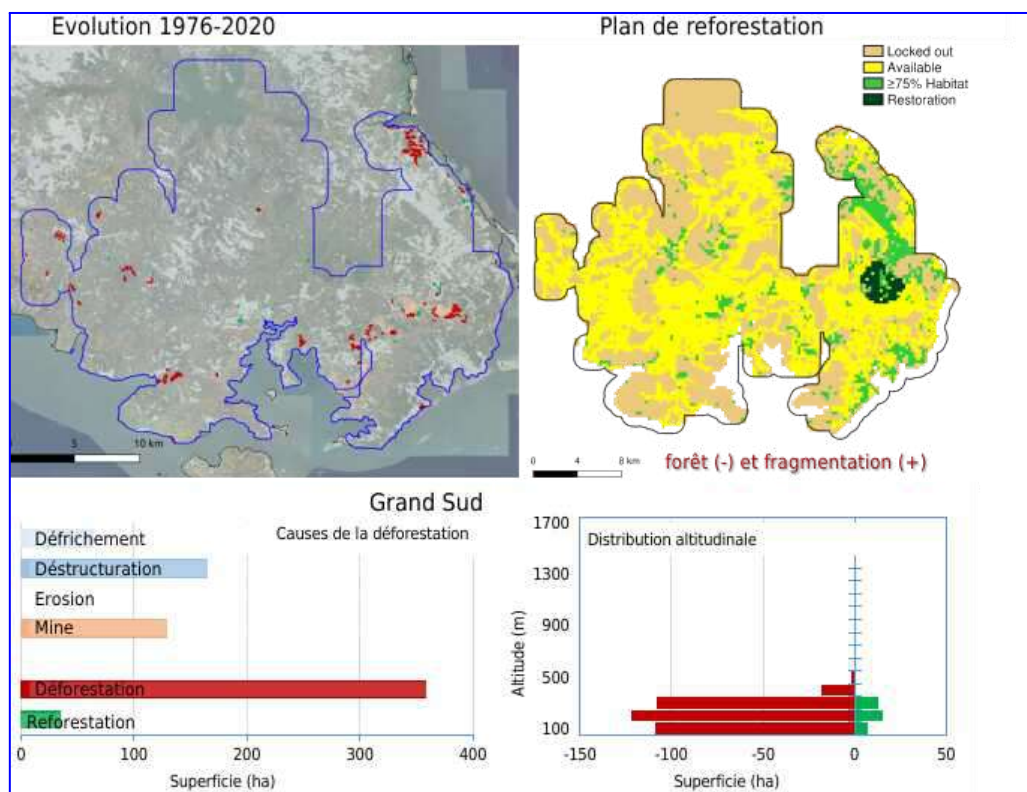


Figure 36-1. Grand Sud

(locked out : zones exclues du plan de reforestation; Available : zones incluses dans le plan de reforestation. Reforestation : zone optimale pour la reforestation de l'habitat forestier (> 75 % de forêt)

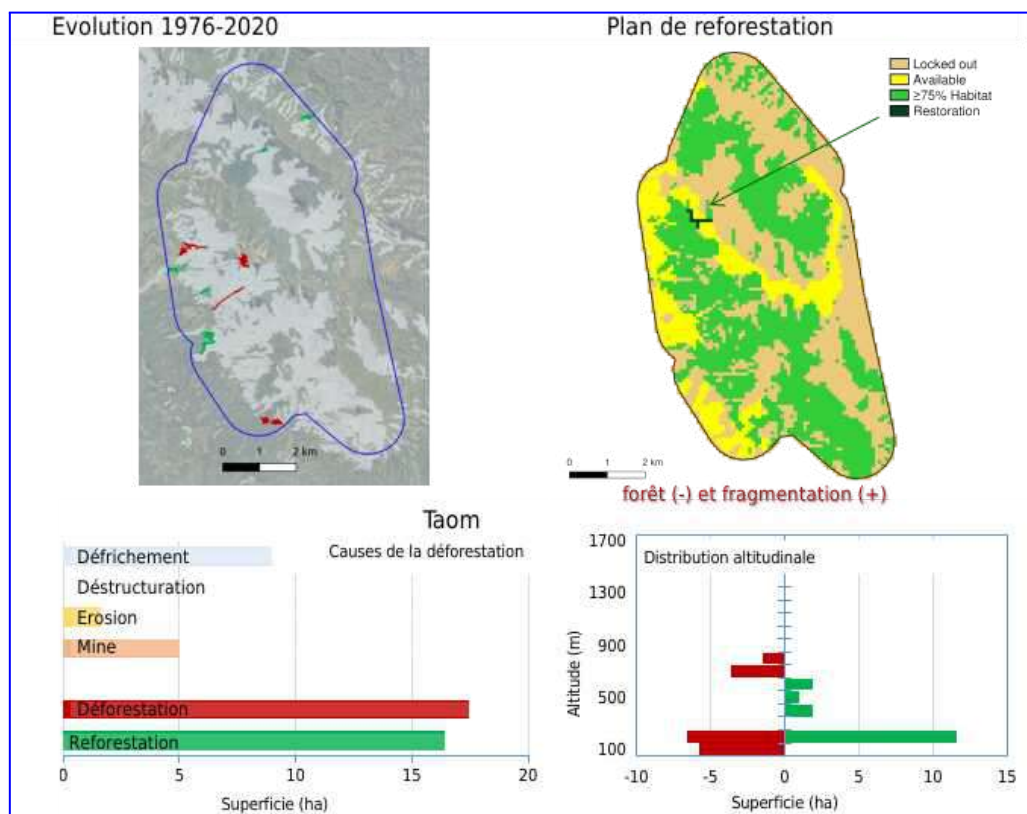


Figure 36-2. Taom

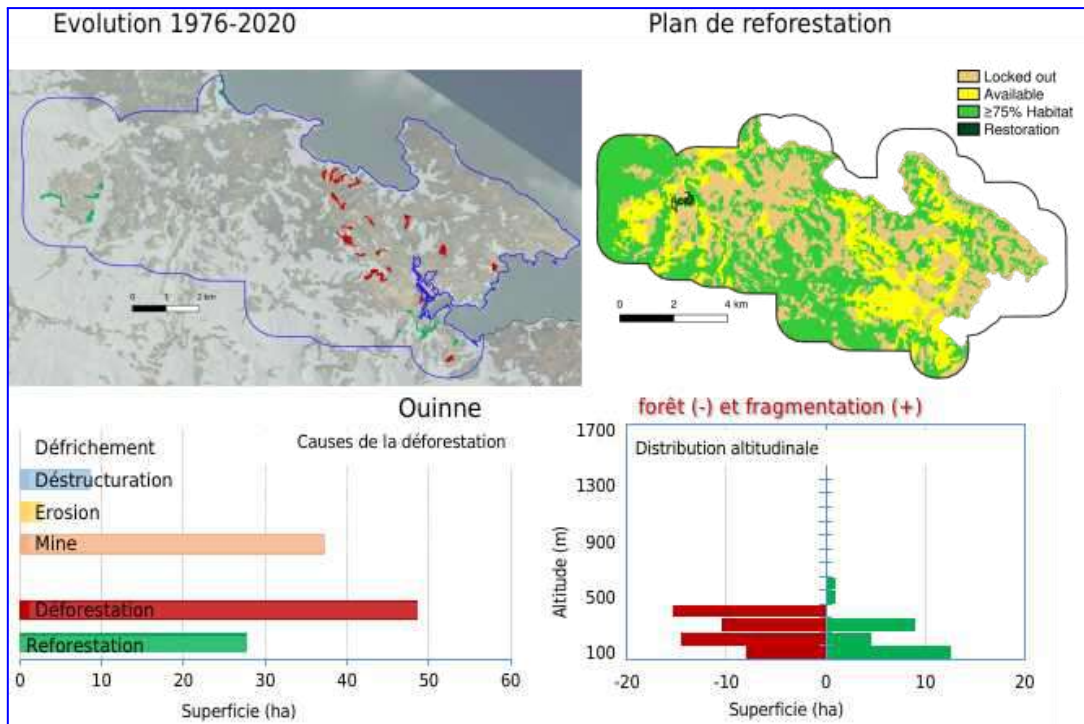


Figure 36-3. Ouinne

(locked out : zones exclues du plan de reforestation; Available : zones incluses dans le plan de reforestation. Reforestation : zone optimale pour la reforestation de l'habitat forestier (> 75 % de forêt))

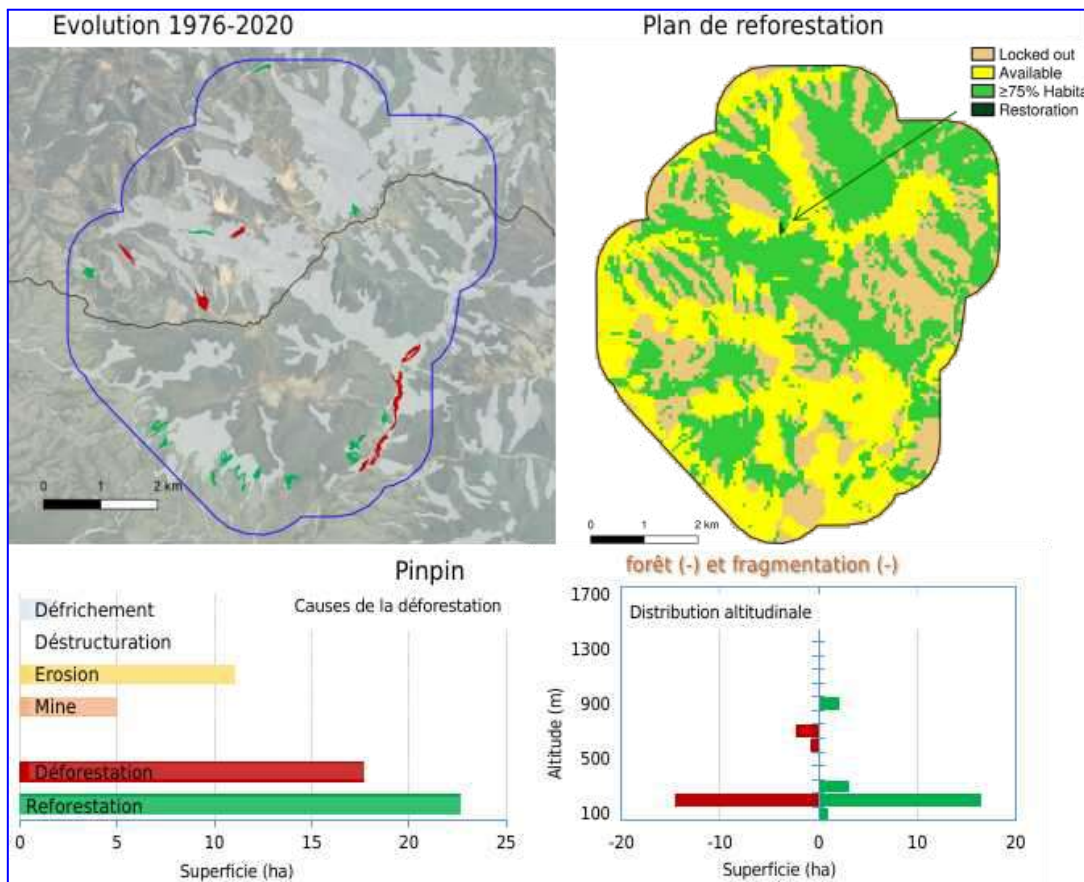


Figure 36-4. Pinpin

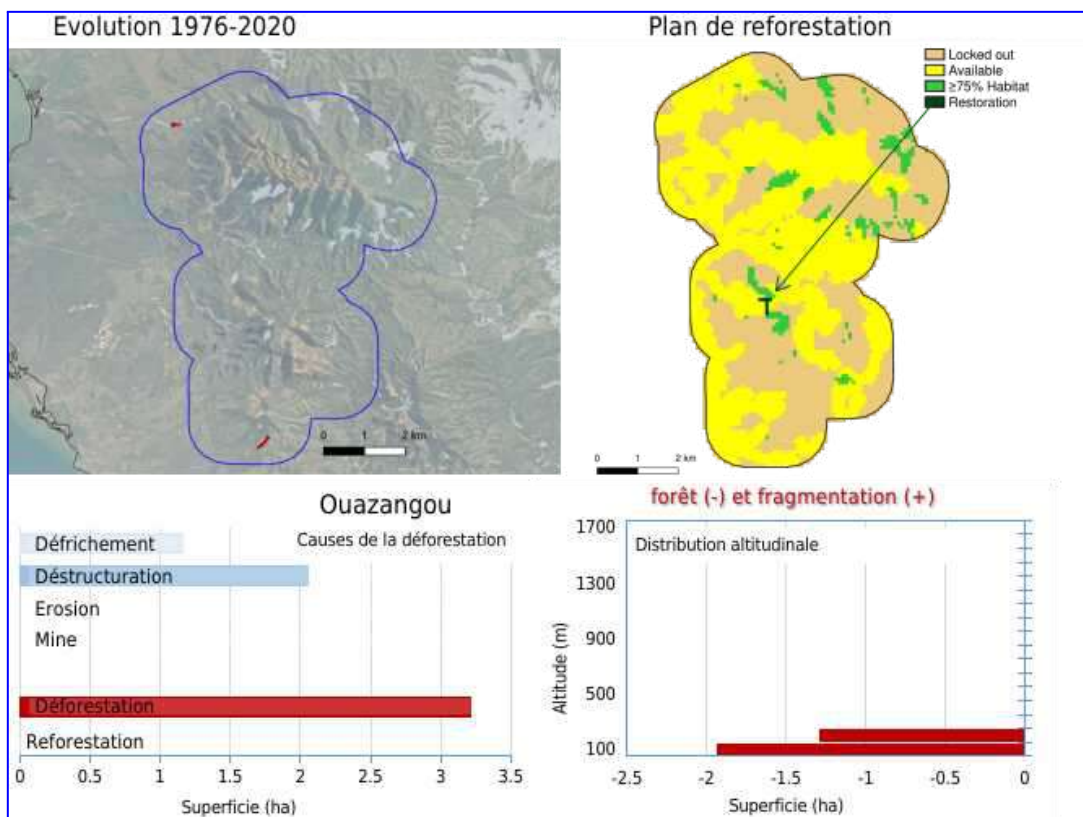


Figure 36-5. Ouazangou

(locked out : zones exclues du plan de reforestation; Available : zones incluses dans le plan de reforestation. Reforestation : zone optimale pour la reforestation de l'habitat forestier (> 75 % de forêt)

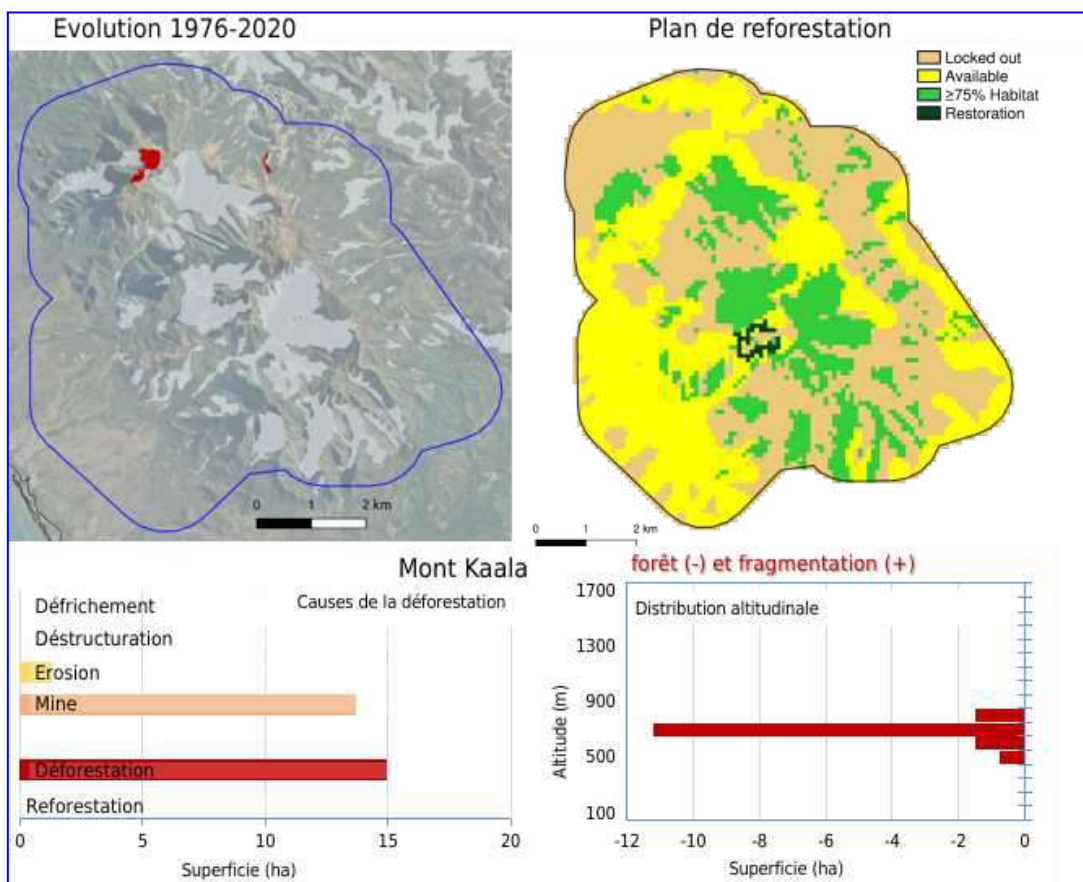


Figure 36-6. Mont Kaala

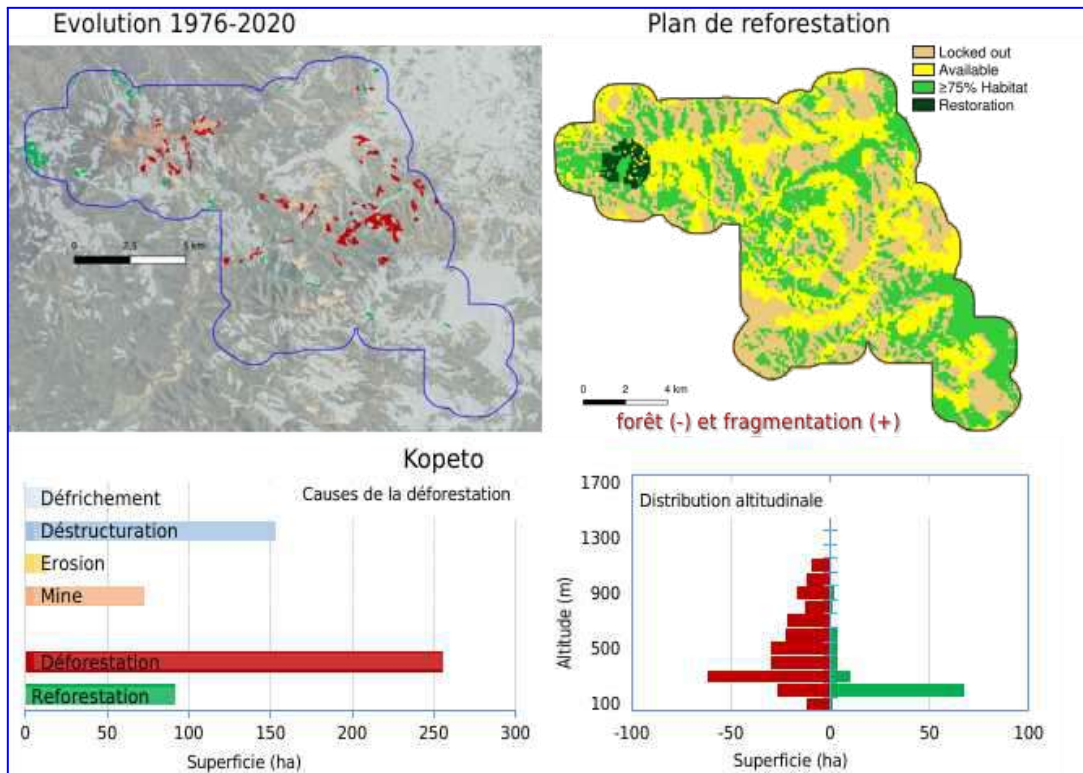


Figure 36-7. Kopeto

(locked out : zones exclues du plan de reforestation; Available : zones incluses dans le plan de reforestation.
 Reforestation : zone optimale pour la reforestation de l'habitat forestier (> 75 % de forêt)

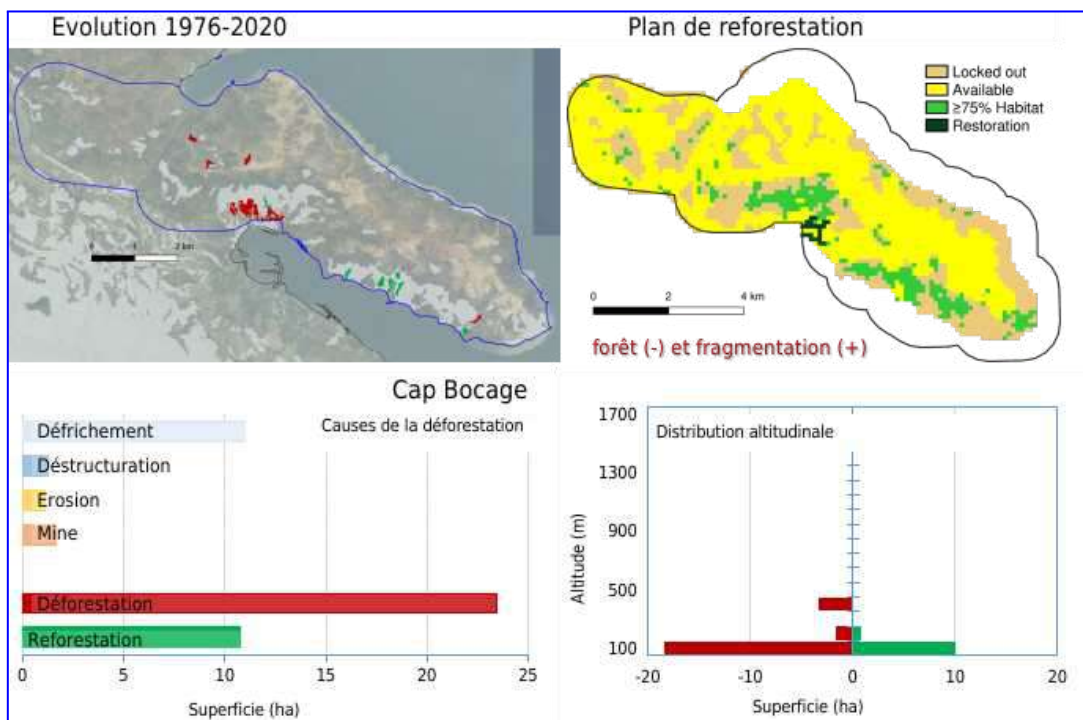


Figure 36-8. Cap Bocage

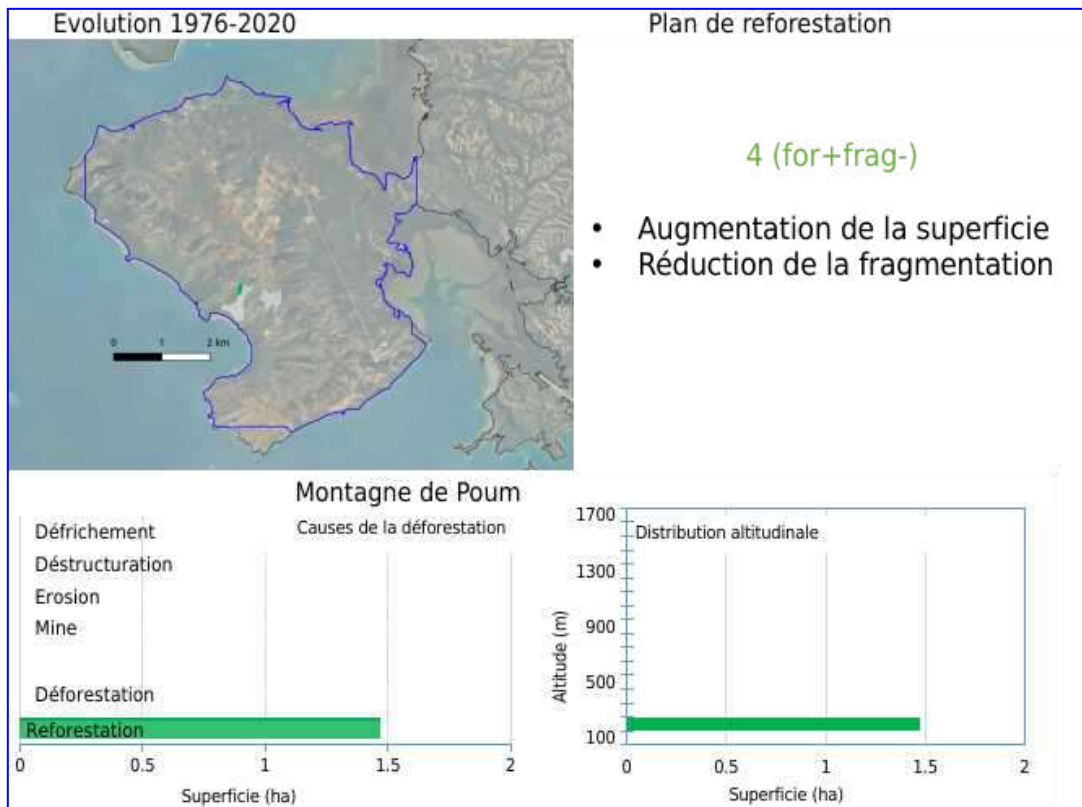


Figure 36-9. Montagne de Poum

(locked out : zones exclues du plan de reforestation; Available : zones incluses dans le plan de reforestation.
 Reforestation : zone optimale pour la reforestation de l'habitat forestier (> 75 % de forêt)

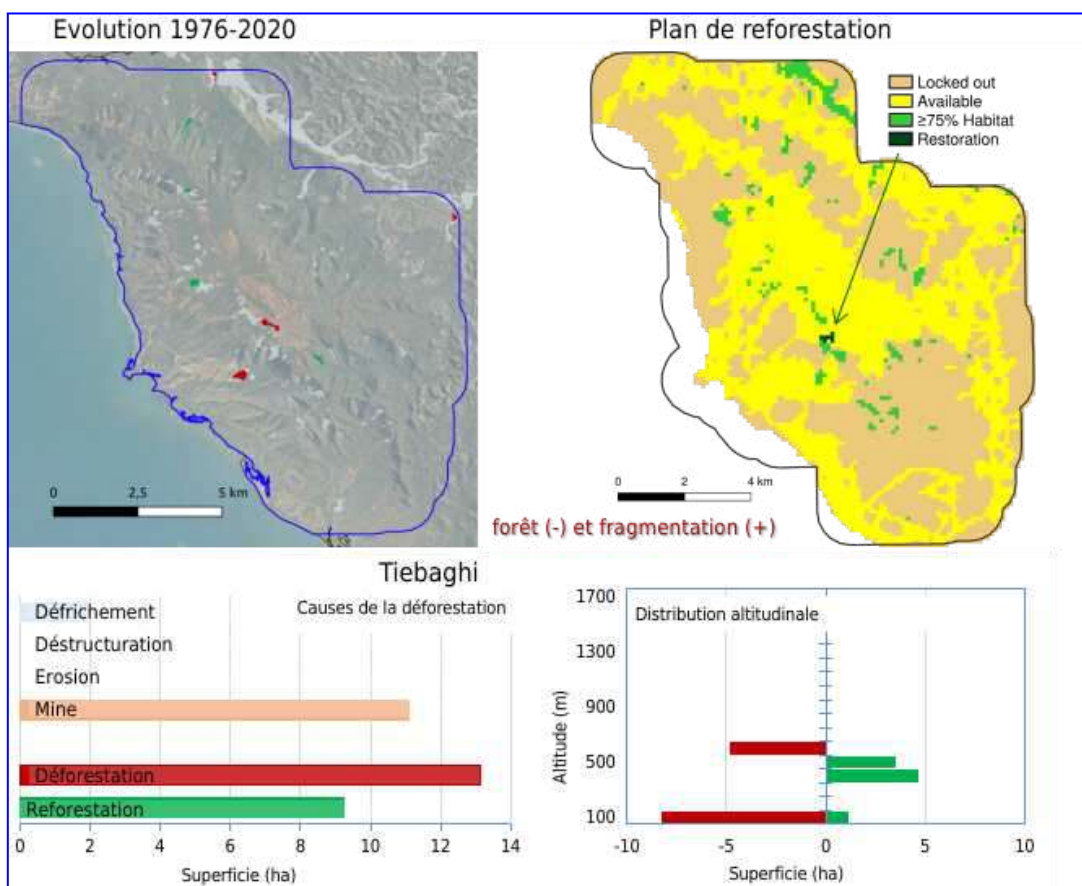


Figure 36-10. Tiebaghi

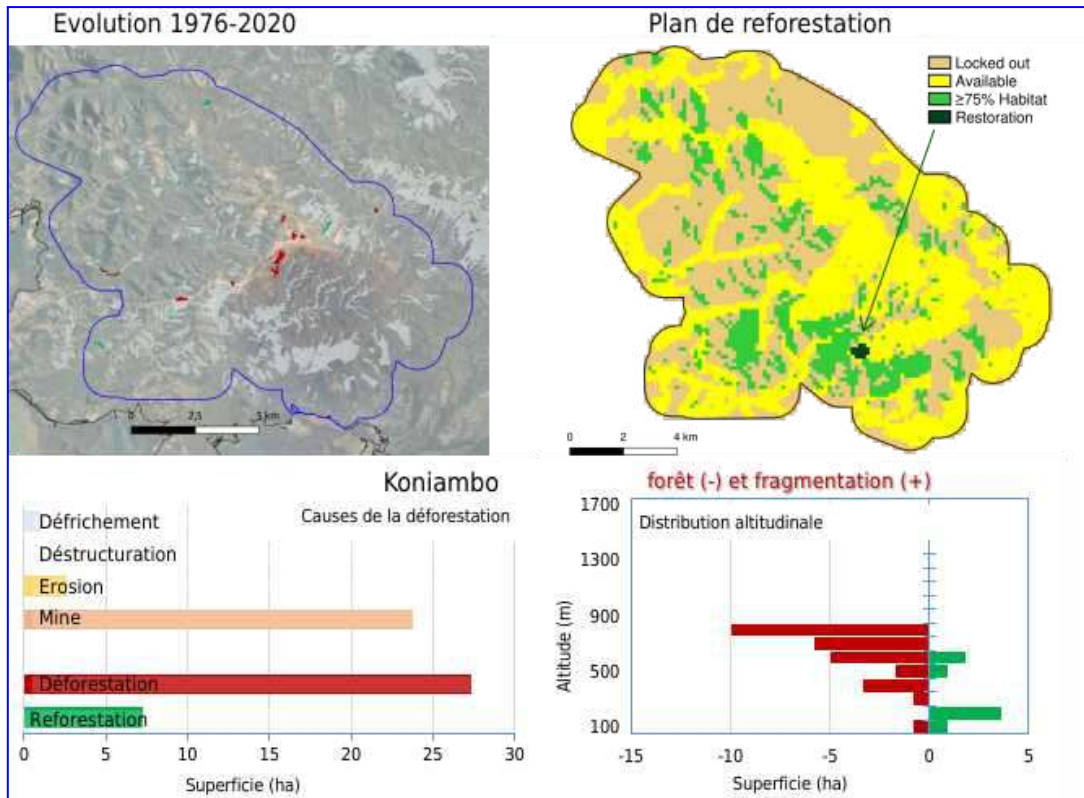


Figure 36-11. Koniambo

(locked out : zones exclues du plan de reforestation; Available : zones incluses dans le plan de reforestation. Reforestation : zone optimale pour la reforestation de l'habitat forestier (> 75 % de forêt)

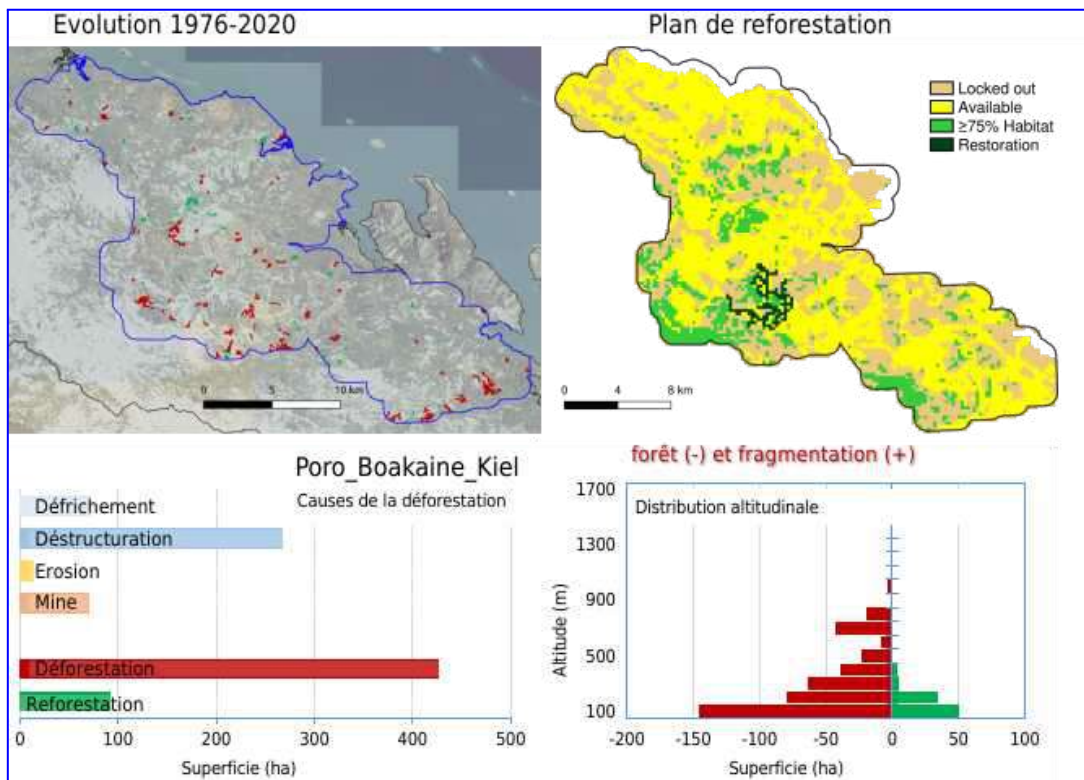


Figure 36-12. Poro_Boakaine_Kiel

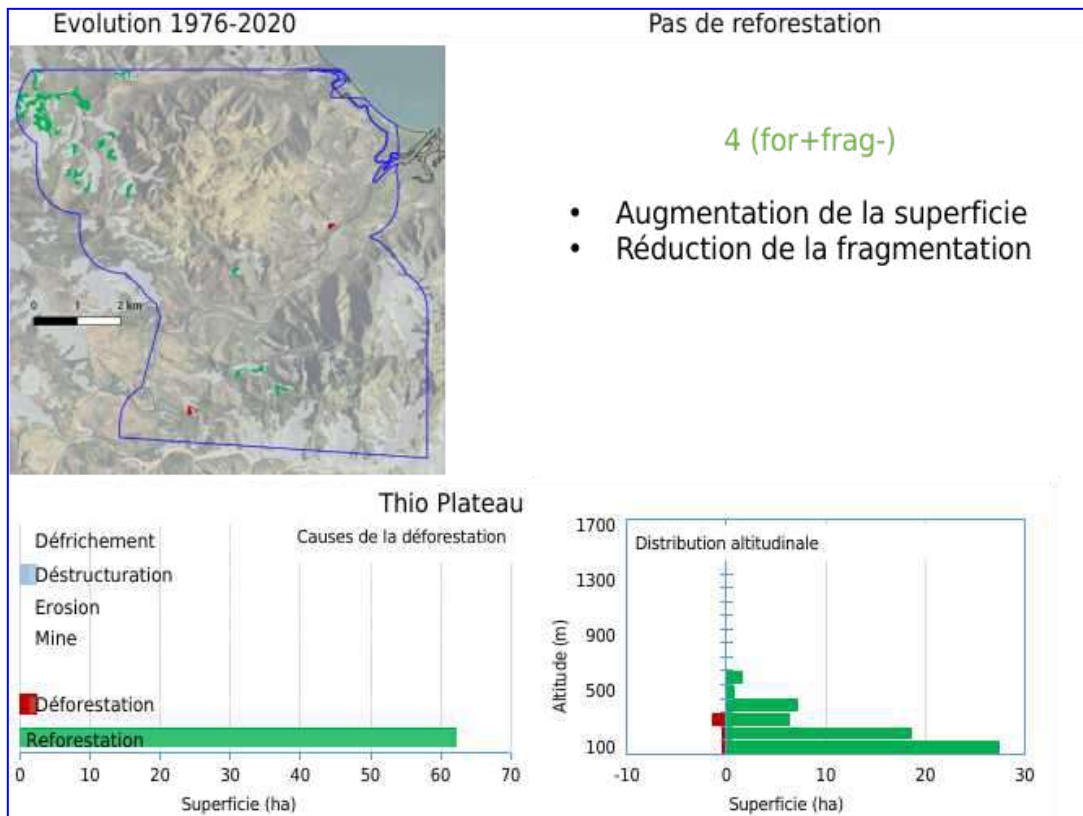


Figure 36-13. Thio Plateau

(locked out : zones exclues du plan de reforestation; Available : zones incluses dans le plan de reforestation.
Reforestation : zone optimale pour la reforestation de l'habitat forestier (> 75 % de forêt)

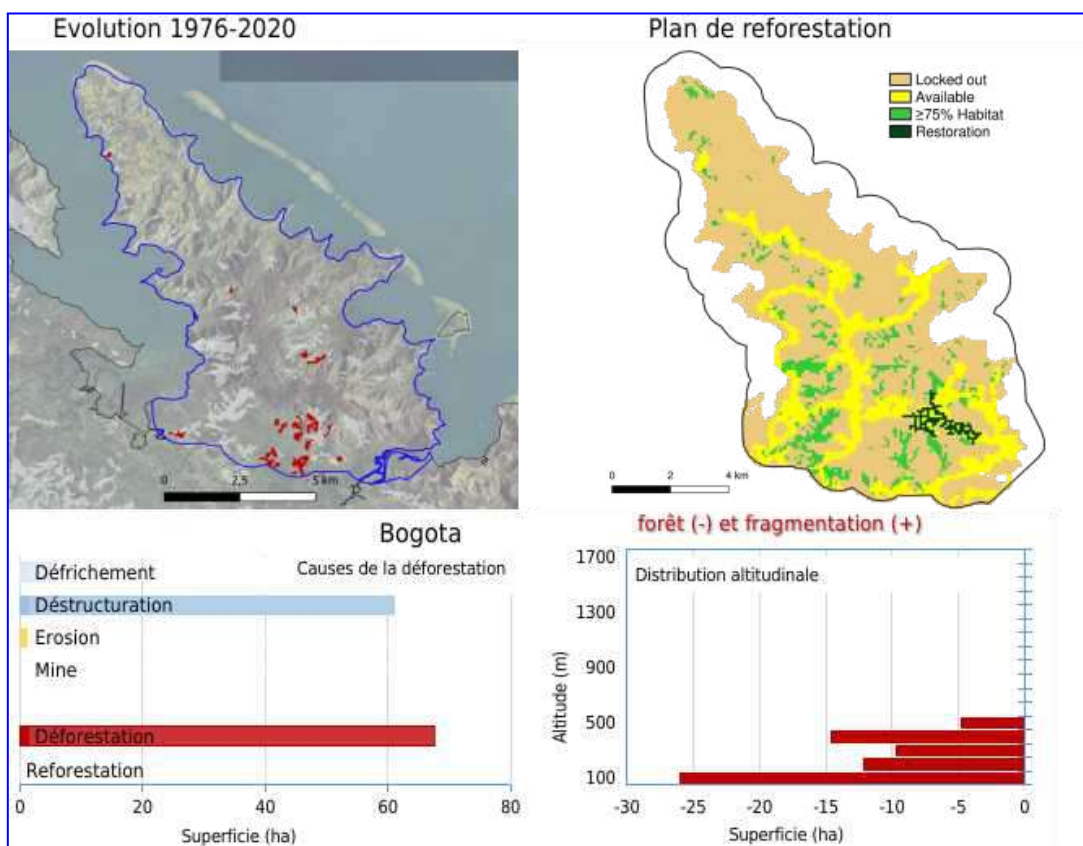


Figure 36-14. Bogota

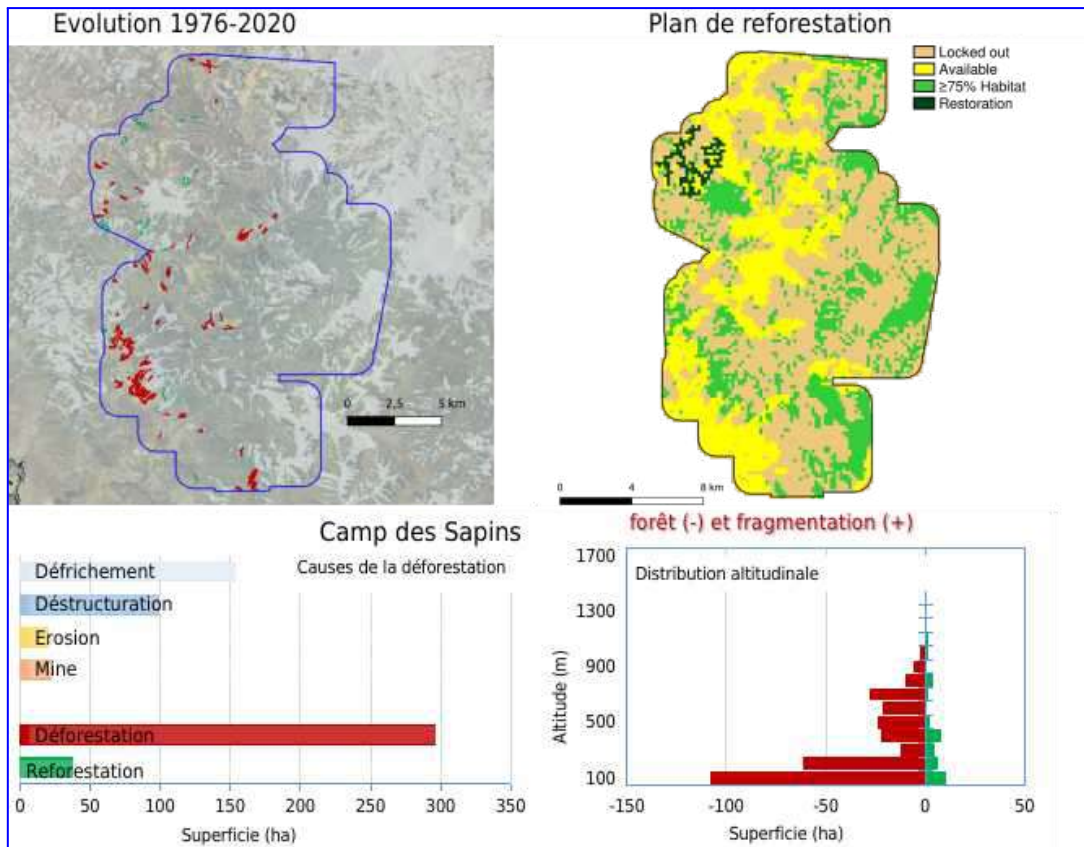


Figure 36-15. Camp des Sapins

(locked out : zones exclues du plan de reforestation; Available : zones incluses dans le plan de reforestation. Reforestation : zone optimale pour la reforestation de l'habitat forestier (> 75 % de forêt)

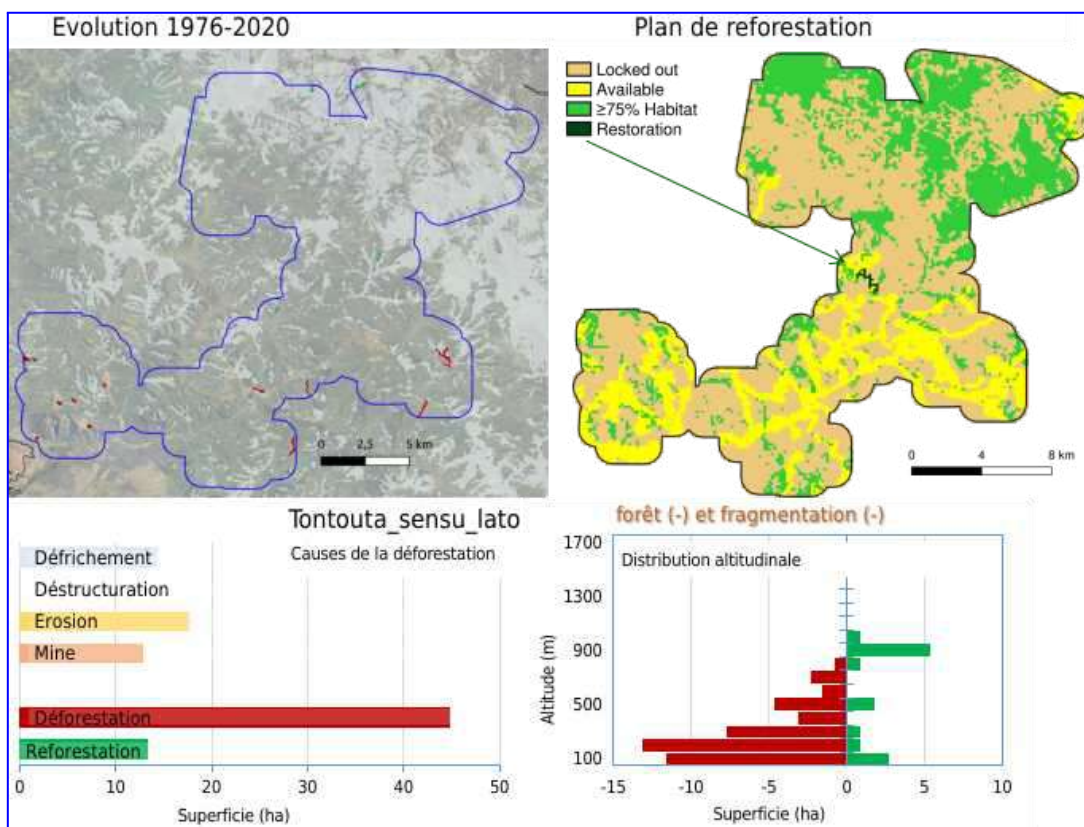


Figure 36-16. Tontouta_sensu_lato

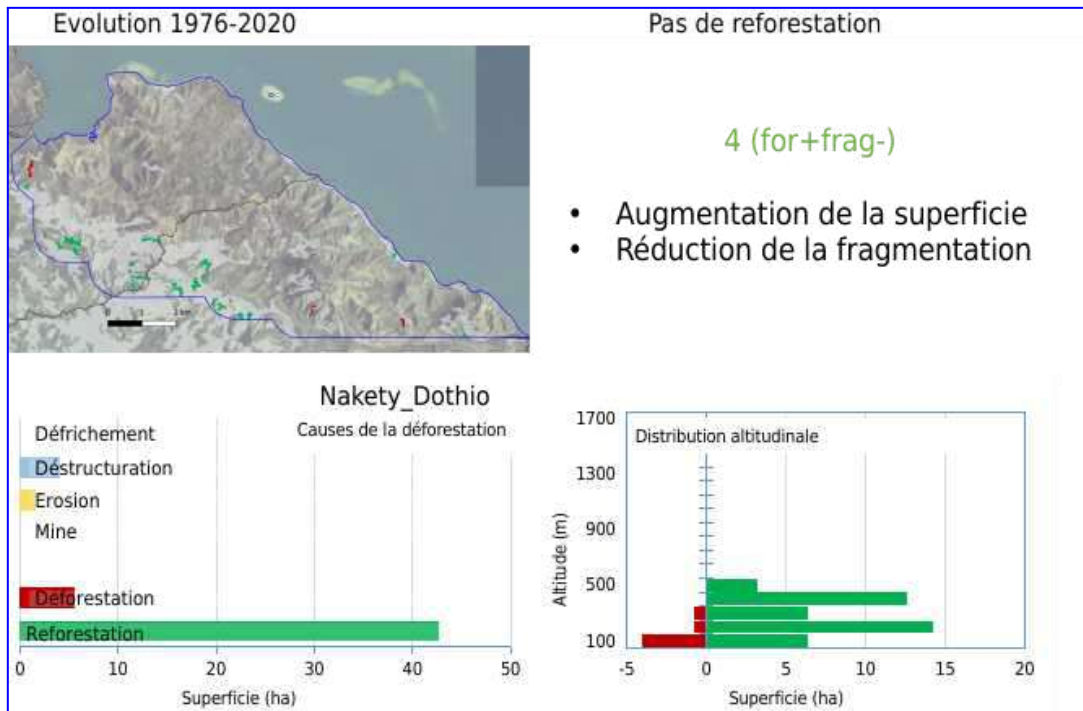


Figure 36-17. Nakety_Dothio

