

Rapport intermédiaire 1 de partenariat
CONVENTION 20C025

**Partenariat pour l'Analyse des DynaMIques de
REforestation et de la résilience forestière (projet
ADMIRE)**

Mars 2022



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



Objet de la convention pluriannuelle

La présente convention « ADMIRE » (ou projet « ADMIRE ») a pour objet de définir le partenariat portant sur les connaissances en écologie des forêts de la province Nord, entre l'IAC, le CIRAD et la province Nord ainsi que les obligations de chacune des parties.

La présente convention a pour document de cadrage la note en annexe 1. Ce projet a notamment pour but de :

- Clarifier les dynamiques de régénérations naturelles propres aux forêts calédoniennes ;
- Identifier les espèces qui assurent les fonctions de cicatrisation forestière, correspondant à des événements mineurs (chablis ou sénescence d'arbres isolés) ;
- Identifier les espèces qui assurent les fonctions de pionnières dans le rétablissement d'une succession forestière, correspondant à des événements majeurs (chablis important, notamment dus à des épisodes cycloniques, « reconquête forestière » naturelle de zone dégradées ou maintenue artificiellement ouverte jusqu'alors, etc...)
- Caractériser les phénomènes de reforestation naturelle dans les forêts secondaires et dans les plantations (indigènes ou exotiques) ;
- Dégager les conditions environnementales et paysagères favorables à la régénération forestière naturelle ou assistée, notamment en se basant sur les cartes anciennes;
- Poursuivre l'effort d'amélioration des connaissances générales sur les forêts à échelle du territoire provincial de façon soutenue et durable (identification des espèces abondantes / ubiquistes, amélioration du réseau NC-PIPPN, proposition d'expérimentation, etc.) ;

Introduction

La couverture forestière mondiale est estimée à un peu plus de 4 milliards d'hectares tandis que la déforestation pour la période 2000-2010 a entraîné une réduction annuelle estimée à 5,2 millions d'hectares ce qui se traduit par une perte en services écosystémiques estimée entre 4 300 et 20 200 milliards de dollars par an (Costanza et al., 2014; Suding et al., 2015). Face à ce déficit économique majeur, plusieurs pays ont enclenché un mouvement national de reforestation qui couvre aujourd'hui plus de 60 millions d'hectares distribués sur la planète (UICN, 2014; Chazdon et al., 2017). Aujourd'hui, environ la moitié des pays de la planète a stoppé ou inversé la tendance de la déforestation (FAO, 2012). La Chine et l'Inde montrent le plus grand gain net de reforestation alors que le Brésil et l'Indonésie affichent le plus grand taux de déforestation (Figure1, Banque mondiale, 2019). Plus globalement, l'afforestation et la reforestation concernent d'abord les climats tempérés ou boréaux alors que la déforestation reste encore majoritairement une problématique des pays tropicaux (Malhi et al. 1999).

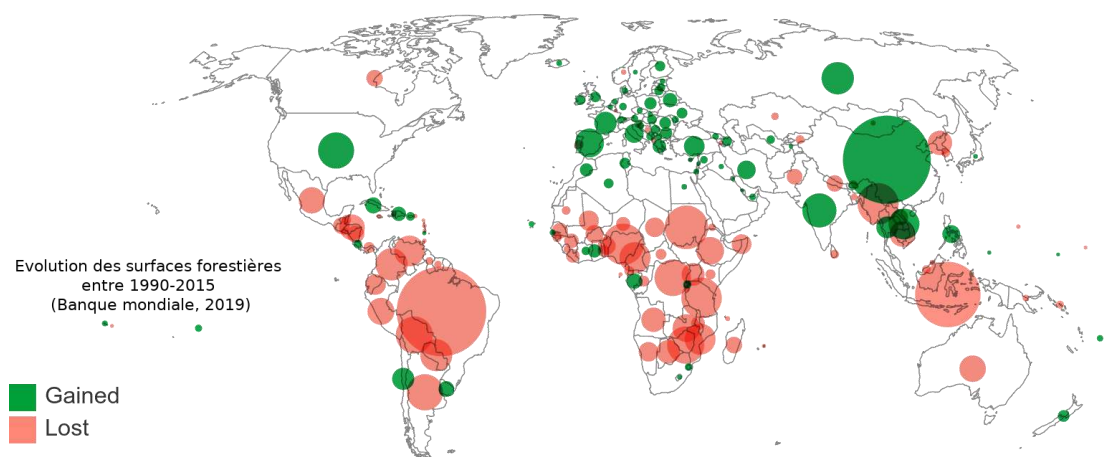


Figure1: Evolution des surfaces forestières entre 1990 et 2015 (Banque mondiale, 2019)

Néanmoins, sur la période 2000-2010 plusieurs pays tropicaux affichent un gain net de forêt, par exemple Cuba, Puerto Rico, Haiti, Mexique, Costa Rica, Honduras, El Salvador, Colombie, Surinam, Guyane Française, Guyana et Venezuela (Aide et al., 2013; Chazdon et Guariguata, 2016). Ces pays se sont largement inspirés de l'expérience positive du Costa-Rica qui consacre une part substantielle de son budget à la reforestation. Dans ce pays, la province de Guanacaste affiche ainsi une progression exemplaire de son couvert forestier qui a progressé de 24 % en 1979 à 47 % en 2005 principalement en raison de l'abandon à grande échelle de pâturages suite à des modifications socio-économiques majeures (Calvo-Alvarado et al., 2009).

La régénération naturelle est le processus par lequel les forêts se renouvellent et à la fois le moyen par lequel elles colonisent de nouveaux espaces. La dynamique d'une forêt est directement liée à sa capacité de régénération qui réunit au travers de l'ensemble des espèces, toutes les phases de l'ontogénie en y incluant la reproduction, la phénologie, la dispersion, la germination jusqu'au développement d'un individu

adulte en capacité soit de se substituer à un individu sénescant, soit d'initier une phase de reforestation en milieu dégradé ou une phase d'afforestation en milieu ouvert. Dans tous les cas, ces processus suivent une dynamique qui passe impérativement par un stade de (re)construction du couvert forestier.

En Nouvelle-Calédonie, la capacité de la régénération a surtout été abordée sur le plan expérimental au travers de nombreuses initiatives de plantations d'espèces indigènes réalisées notamment par le programme forêt sèche du CEN, le WWF ou encore les essais mis en place depuis plus de 30 années par le CTFT, l'IRD, l'IAC et l'UNC sur les secteurs miniers. En revanche, la dynamique naturelle des forêts calédoniennes est peu étudiée et les trajectoires de la succession restent encore parsemées d'inconnues. Les forêts de la Nouvelle-Calédonie sont caractérisées par un taux d'endémisme exceptionnel, une densité de tige très élevée et une hauteur de canopée basse (Blanchard, 2016; Ibanez et al., 2018). Si leur biomasse reste comparable à celle des forêts tropicales continentales, en revanche elle est répartie dans une multitude de petits arbres, généralement inférieur à 1 m de diamètre et 15 m de hauteur, plutôt que dans de très gros arbres (Blanchard, 2016). Alors que dans les forêts tropicales continentales, la mort des plus vieux arbres engendre une trouée conséquente dans la forêt (i.e. chablis) qui sera rapidement cicatrisée par une guildes spécialisée constituée d'espèces héliophiles à croissance rapide et à durée de vie courte (e.g. *Cecropia* ou *Macaranga*), ce patron de dynamique semble moins prépondérant en Nouvelle-Calédonie. En effet même si les chablis existent, leur impact est proportionnel à la biomasse de chaque arbre. La superficie impactée et l'altération des conditions abiotiques restent faibles. Finalement, la dynamique des forêts calédoniennes semble davantage fonctionner en réponse aux perturbations que sous la forme d'un cycle sylvigénétique qui conduit au renouvellement des plus vieux arbres.

La récurrence des vents/tempêtes induit régulièrement des ouvertures de petites tailles dans la canopée qui sont comblées par de très nombreuses espèces forestières (e.g. *Alstonia sphaerocapitata*, *Calophyllum neocaledonicum*, *Cunonia balansae*, *Cupaniopsis petiolulata*, *Elaeocarpus angustifolius*, *Gardenia oudiepe*, *Geissois racemosa*, *Tabernaemontana cerifera*, *Weinmannia serrata* ou les fougères arborescentes telles que *Alsophila stelligera*, *Sphaeropteris intermedia* ou *S. novaecaledoniae*). Ces espèces sont davantage intolérantes à l'ombre que strictement héliophiles. Localement elles peuvent former des populations grégaires de quelques mètres carré dans la forêt qui témoignent d'une ouverture partielle de la canopée. Ces taxons à longue durée de vie participent à l'architecture forestière de sorte que leur fonction n'est pas strictement cicatricielle. A l'autre extrémité, des événements rares et intenses occasionnés par les cyclones peuvent éliminer de vastes étendues de forêt qui sont massivement colonisées par des espèces héliophiles également à longue durée de vie. Selon Enright et al. (1999), la récurrence de ces événements cycloniques, rares mais violents, explique la présence des peuplements équiens dominés par les Araucariaceae (*Agathis* et *Araucaria*) mais également le maintien de la co-existence entre les angiospermes et les gymnospermes dans les forêts du Pacifique Sud. Finalement ces peuplements mono-dominés

représentent une signature bien connue des forêts de la Nouvelle-Calédonie (Virot, 1956; Read et al., 1995; McCoy et al., 1999; Perry et Enright, 2002; Read et al., 2006; Munzinger et al., 2008; Read et al., 2008; Ibanez et al., 2013; Ibanez et Birnbaum, 2014; Birnbaum et al., 2016; Demenois et al., 2017). Qu'elles soient dominées par *Gymnostoma deplancheanum* (akène sec), *Arillastrum gummiferum* (capsule sec), *Cerberiopsis candelabra* (follicule sec), *Codia mackeeana* (akène sec), *Codia jaffrei* (akène sec), *Melaleuca quinquenervia* (capsule sec), *Nothofagus aequilateralis* (akène sec), *N. balansae* (akène sec) ou encore par *Araucaria laubenfelsii* (cône sec), *Agathis lanceolata* (cône sec), *Agathis ovata* (cône sec) et *Agathis montana* (cône sec), ces forêts peu diversifiées sont toujours associées à une phase de colonisation massive par ces espèces héliophiles sur des zones perturbées notamment par les feux ou les cyclones (Enright et al., 1999; Read et al., 2000, 2006; Chatain et al., 2009; Demenois et al., 2017). Toutes ces espèces produisent des fruits secs (akène, capsule, follicules et «cônes») qui se dispersent de manière passive (vent). Ce type de mono-dominance (type II au sens de Connell et Lowman, 1989) issue d'une colonisation *ex-situ* par des espèces héliophiles est transitoire; elle ne dure qu'une génération. Elle s'oppose à la mono-dominance persistante (type I) opérée par des espèces sciaphiles de fin de succession qui se régénèrent *in situ* durant plusieurs générations (Hart, 1990; Peh et al., 2011; Newbery et al., 2013). D'une manière plus générale, dès lors que les espèces sont héliophiles et peu enclines à se régénérer sous leur propre couvert, elles présentent finalement un faible risque d'invasion en milieu forestier.

Les formations mono-dominées à *Codia mackeeana* qui forment des cordons continus entre la forêt mixte et la savane ouverte à Niaouli illustrent ce type II de mono-dominance transitoire opérée par une espèce endémique. Ces cordons constituent des environnements extrêmement favorables à l'enrichissement floristique. La régénération est diversifiée puisque 99 % des germinations et 94 % des jeunes arbres mesurés sous ces forêts sont des espèces forestières (cf. Figure 2; Ibanez et Birnbaum 2014). Cette observation, réalisée au parc des grandes fougères, a finalement conduit à émettre une recommandation auprès des gestionnaires pour éviter que ces cordons à *Codia mackeeana* ne soient coupés, comme initialement prévu, en raison de cette mono-dominance locale qui pouvait rappeler le comportement d'une espèce invasive.

Mars 2022

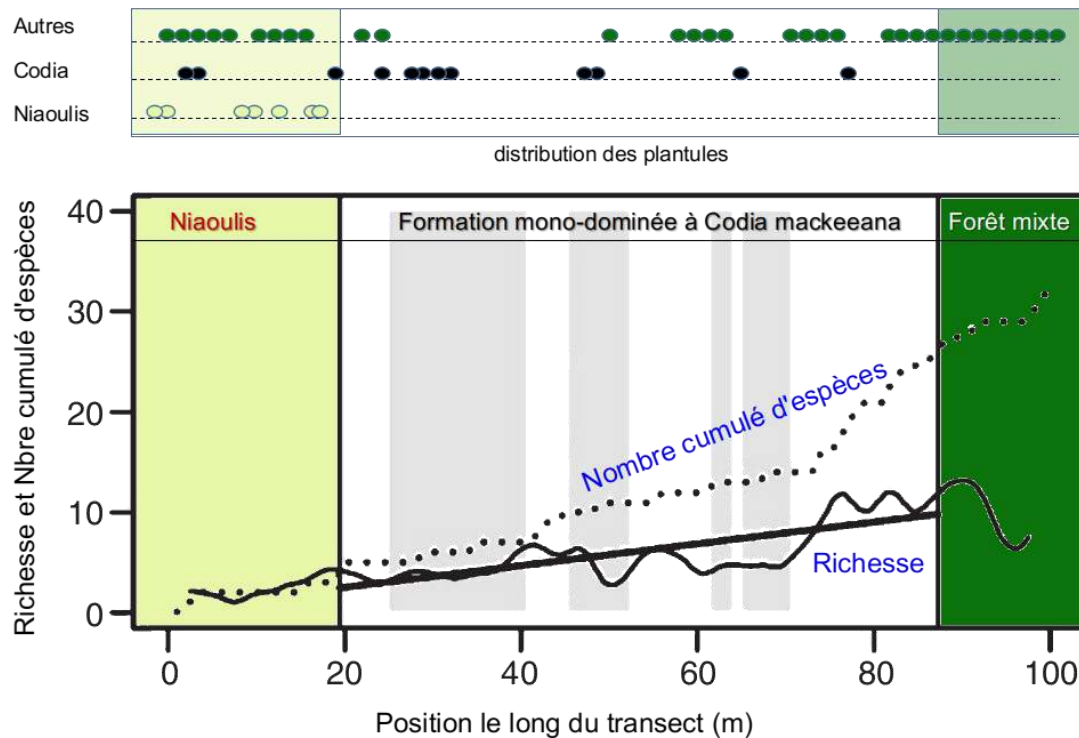


Figure 2: Distribution de la richesse et du nombre d'espèces cumulées pour les arbres (DBH \geq 10 cm) et répartition des plantules de Niaoulis, de Codia et des autres espèces forestières le long d'un transect qui s'étend depuis la savane à Niaouli jusqu'à la forêt mixte, en traversant un cordon forestier mono-dominé à *Codia mackeeana* (adapté de Ibanez et Birnbaum, 2014)

De la même façon, les formations à *Gymnostomma deplancheanum*, les formations naturelles ou plantées de gaïac (*Acacia spirorbis*) et de bois de fer (*Casuarina collina*) sont parfois considérées comme des espèces «indigènes invasives» (Meyer et al., 2006; L'Huillier et al., 2010) en raison de leur caractère grégaire. Cependant elles sont parallèlement considérées comme des espèces à fort potentiel pour la restauration car elles enrichissent le sol en carbone et en azote grâce à leur symbiose avec des bactéries fixatrices d'azote et des champignons mycorhiziens (Jaffré et Latham, 1976; Cherrier, 1990; McCoy, 1998; Amir et al., 2018; Vincent, 2018). Aujourd'hui ces formations mono-dominées à *Gymnostomma* impriment nettement le paysage de leur canopée homogène. Cependant cette empreinte dans le paysage ne doit pas masquer la dynamique réelle de ces formations mono-dominées qui sont inscrites dans une trajectoire qui tend vers leur diversification. Les inventaires effectués dans le cadre du projet Corifor confirment que l'abondance des *Gymnostoma deplancheanum* suit en réalité un gradient décroissant qui s'étend depuis des formations mono-dominées (env. 2:3 des individus) jusqu'aux formations mixtes dans lesquelles cette espèce devient rare et laisse la place aux essences forestières (1:45 des individus, cf. Figure 3).

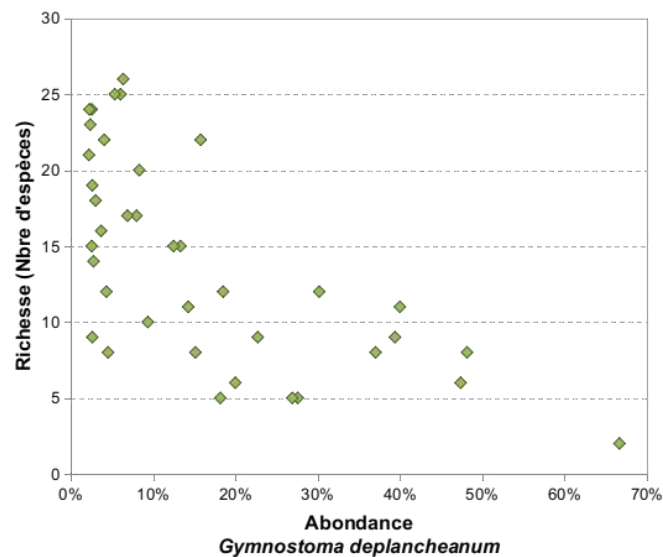


Figure 3: Relation entre richesse des communautés et abondance de *Gymnostoma deplancheanum* dans 38 points d'inventaires du projet Corifor (cf. Birnbaum et al., 2016).

Comme dans le cas du *Codia mackeeana*, les formations mono-dominées à *Gymnostoma deplancheanum* ne représentent pas des obstacles à la régénération mais plutôt des pépinières favorables à la régénération dès lors qu'elles ont la capacité de s'enrichir de diaspores, de manière passive ou active. Leur capacité à constituer rapidement un couvert arboré sur des secteurs déforestés représente un atout fondamental dans la mise en place des conditions abiotiques nécessaires au retour de la biodiversité. Finalement ces couverts jouent le rôle d'une ombrière qui tamponne les conditions micro-climatiques, créent un sous-bois ombragé, frais et humide favorable à la régénération et offrent une niche favorable pour la faune qui transporte avec elle les diaspores forestières. L'existence de ces couverts mono-dominés représente un gain considérable de temps dans la reconquête de la forêt. Par exemple, dans le Sud Calédonien, après le passage du feu et sans perturbation du sol, le temps nécessaire pour reconstruire un couvert mono-dominé par *Gymnostoma deplancheanum* est estimé à 250 ans et au-delà pour que la forêt se diversifie (McCoy et al., 1999). L'enrichissement floristique dépend d'abord de l'extérieur, de la «mémoire écologique externe» du lieu, et notamment de la capacité de l'environnement à fournir les diaspores. Ces conclusions interrogent sur l'importance de la diversification du couvert forestier par rapport à la capacité de l'environnement à enrichir le sous-bois. Et si la distance et le temps étaient liées ? En d'autres termes, le temps nécessaire pour l'enrichissement d'une formation arborée mono-dominée serait proportionnel à la distance qui le sépare du réservoir de diaspores. Cette hypothèse va dans le sens des remarques et recommandations émises par le projet Recosynth portant sur l'évaluation de l'efficacité des projets de végétalisation menés sur les secteurs miniers en Nouvelle-Calédonie depuis plus de 30 années (Amir et al., 2018). La prise en considération de la distance au réservoir fournisseur de diaspores est une recommandation émise dans la conclusion et les perspectives de cette synthèse : «La

présence d'écosystèmes naturels proches des zones à revégétaliser est un point important : cette condition favorise la diversification rapide des systèmes revégétalisés, grâce à l'apport de graines provenant de plantes fructifiées». La mono-dominance du *Codia* comme celle du *Gymnostoma* semble bien être une réponse fonctionnelle de l'écosystème forestier calédonien au régime de perturbations. En l'absence de perturbations, la diversité gagne du terrain sur la mono-dominance au travers d'un flux polarisé de diaspores.

La fragmentation des forêts accentue ce phénomène. Elle engendre une augmentation exponentielle des superficies occupées par les forêts de lisières dont la composition floristique est constituée en majorité d'espèces héliophiles à dispersion anémochore (Birnbaum et al., 2016; Ibanez et al., 2017). Ces espèces des stades précoces de la succession deviennent de plus en plus abondantes, au dépend des espèces de fin de succession que l'on retrouve préférentiellement dans le cœur des forêts. En province Nord, la projection d'une lisière de 100 m de profondeur révèle une partition spatiale assez déterminante, avec d'un côté les forêts de lisière (env. 2:3) très fréquentes à basse altitude dans lesquelles les espèces héliophiles de début de succession sont favorisées et de l'autre côté les forêts de cœur (env. 1:3) confinées autour de la chaîne centrale, dans lesquelles les espèces sciaphiles et zoochores de fin de succession sont mieux représentées (cf. Figure 4, adaptée de Birnbaum et al., 2018). Cette fracture spatiale témoigne de l'ampleur des perturbations. Dans leur globalité les forêts de la province Nord, ou plus largement de la Nouvelle-Calédonie, tendent vers un déséquilibre des communautés au profit de la mono-dominance des espèces héliophiles des stades précoces de la succession.

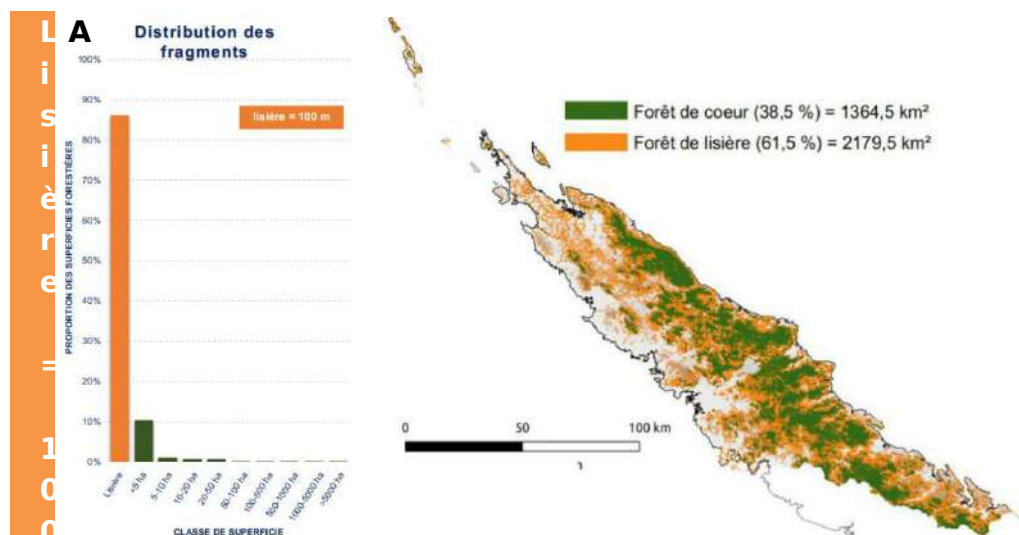


Figure 4: Distribution spatiale des forêts de cœur et des forêts de lisière en province Nord en se basant sur un effet de lisière d'une profondeur de 100 m (adapté de Birnbaum et al., 2018)

Toutes ces résultats soutiennent l'hypothèse que les peuplements mono-dominés de la Nouvelle-Calédonie constituent une réponse fonctionnelle de l'écosystème forestier au régime des perturbations. Qu'il s'agisse de la fermeture des trouées de la canopée, de la colonisation de vastes étendues dégradées par l'impact d'un cyclone ou d'un feu, du développement d'une lisière après fragmentation ou de la colonisation de nouveaux espaces, la mono-dominance est une première étape qui permet de construire ou régénérer un micro-climat favorable à l'enrichissement floristique. Le recrutement et l'établissement des espèces en charge de cette cicatrisation dépendent alors de la taille, de la forme et de l'âge de ces ouvertures (Sapkota et Oden 2009, Zhu et al., 2014). Dans les trouées de petite taille, les conditions abiotiques restent globalement forestières en dehors d'une augmentation de l'énergie lumineuse. La plupart des espèces forestières profitent alors de ce regain énergétique pour occuper la niche devenue vacante. A l'opposé, les vastes étendues dégradées sans couvert forestier offrent des conditions abiotiques plus arides. L'absence de couvert forestier induit une augmentation de 0,35 kPa de la VPD (*Vapour deficit pressure*) ce qui engendre un stress hydrique chez la plupart des plantes du fait d'une perte d'eau durant leur transpiration (Will et al. 2013). Cette variation locale du micro-climat exerce un filtre environnemental sur la flore en ne sélectionnant que les espèces les plus tolérantes à cette ambiance non forestière. Ce filtre environnemental s'observe dans différents milieux notamment sur les crêtes ou dans les lisières (Blanchard et al., 2019). Il est d'autant plus sélectif que les conditions du milieu divergent de celles rencontrées en forêt.

Le projet Admire a pour objectif de combler une partie des lacunes sur les dynamiques de régénération et de recolonisation forestière. Il propose de développer un partenariat avec la province Nord (DDEE) orienté sur les dynamiques forestières dans les forêts secondaires et les plantations (indigènes ou exotiques). L'objectif de ce projet est de définir les espèces et les environnements qui sont les plus favorables à la régénération et à la recolonisation forestière. Cette étude repose sur le suivi de l'évolution de la composition floristique et fonctionnelle des communautés d'arbres au cours du temps pour identifier une trajectoire dans la dynamique. La comparaison des états de surface entre les photographies aériennes anciennes (1954, 1976, Figure 5) et actuelles montre des exemples exceptionnels de reforestation en seulement 40 ans. Ces jeunes forêts représentent une source de données unique pour identifier les communautés d'arbres qui ont participé à la reconstruction d'un couvert forestier.

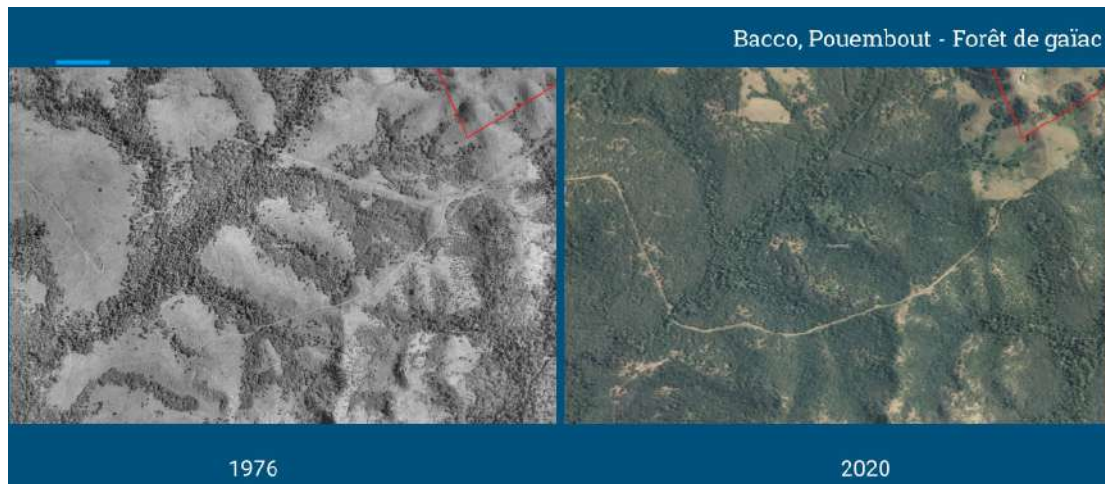


Figure 5: Exemple d'une reconquête forestière, entre 1976 et 2020, observée dans la région de Bacco à Pouembout

Les travaux proposés reposent sur le croisement entre une approche i) taxon-centrée en considérant à la fois les aspects taxonomiques et fonctionnels et ii) une approche habitat-centrée en étudiant la répartition géographique des ensembles forestiers et la structuration du paysage.

Cette proposition repose sur l'hypothèse majeure que la mise en place d'un couvert arboré constitue l'étape la plus proche du stade forestier, en capacité d'offrir les conditions nécessaires à l'enrichissement floristique dont l'efficacité potentielle dépend de l'organisation du paysage.

Etat d'avancement, année 1

Difficultés

Les aspects sanitaires ont rendu complexes à la fois les recrutements et les missions sur le terrain. Nous avons mis la priorité sur la compilation de données et le développement de chaîne d'acquisition et de publication de données plus performantes. Néanmoins, le projet a pu recruter un post-doc et un doctorant, et les travaux ont pu reprendre à la fin de l'année.

La mise en place des données:

La dernière convention menée avec la province Nord a permis de mettre en place le site niamoto qui compile et présente les données d'occurrences des espèces d'arbres. Si la structure informatique est dorénavant finalisée, l'année 2021 a été en grande partie consacrée à la compilation et la vérification des données depuis le référentiel taxinomique jusqu'aux algorithmes d'analyse qui permettent dorénavant de dépasser le cadre de niamoto et de disposer de sources de données plus complètes et surtout d'une chaîne d'intégration efficace. Cette mise à jour est fondamentale pour nous permettre de disposer des données cohérentes pour l'ensemble des espèces qui seront étudiées dans le cadre de ce projet. Entre autres corrections et mises à jour, nous avons dorénavant établi un lien direct (Api) avec Endemia, florical, taxref, ipni, mobot et powo, c'est-à-dire les bases taxonomiques les plus pertinentes pour la classification des espèces d'arbres présentes en Nouvelle-Calédonie. Aujourd'hui la liste des arbres comporte 1254 taxons, soit environ 1/3 de la flore de Nouvelle-Calédonie, avec un taux d'endémisme qui dépasse les 94 %. Par ailleurs nous avons dorénavant établi une connexion directe avec l'herbier de Nouvelle-Calédonie ainsi qu'intégré les données du GBIF. La base de données des espèces et des occurrences d'arbres représente le socle de ce travail afin de disposer d'une vision précise de la dispersion géographique et environnementale des espèces et des traits fonctionnels.

Nous posons l'hypothèse que la distribution actuelle des espèces reflète une réalité de leur capacité de dispersion géographique et de leur tolérance environnementale. La distribution spatiale montre un vrai patron de dispersion là où l'étude des diaspores ne permet pas de proposer des hypothèses probables de dispersion. Conjugée avec les peuplements des parcelles du réseau NC-PIPPN, la distribution spatiale des arbres permet de répondre à trois critères fondamentaux :

- Quelle est la capacité de dispersion géographique ? en mesurant l'enveloppe géographique (= couverture spatiale, ou EOO selon IUCN), nous pouvons en déduire la capacité de dispersion au sens du potentiel à coloniser de grandes étendues en Nouvelle-Calédonie. Une espèce à très large répartition démontre sa capacité à se propager par des vecteurs fonctionnels (animaux, vents, eau).
- Quelle est la capacité de dispersion environnementale ? en établissant un profil environnemental pour chaque occurrence d'arbres, c'est-à-dire en établissant une relation entre la présence d'une espèce et les conditions locales de

l'environnement (substrat, pluviométrie, altitude, pente notamment ou distance aux routes, habitations) nous pouvons déduire des conditions environnementales qui sont favorables au développement de l'espèce. Une espèce ayant une large distribution environnementale a de forte probabilité de pouvoir coloniser de nombreux milieux.

- Quelle est la capacité de régénération ? Les peuplements enregistrés dans le réseau NC-PIPPN permettent de définir le potentiel de la régénération des espèces, c'est-à-dire en incluant la phénologie et le succès de la germination. Une espèce très abondante localement démontre qu'elle dispose de toutes les facultés de produire des diaspores en capacité de coloniser localement un espace favorable.

La combinaison de ces trois points est fondamentale pour comprendre le rôle des espèces dans le potentiel de la régénération. Une espèce qui présente à la fois une faible distribution géographique, environnementale et une régénération locale faible ne pourra pas être considérée comme une espèce d'intérêt pour la régénération naturelle tellement son spectre d'occupation est restreint. Au contraire une espèce qui possède une forte capacité de distribution géographique, environnementale ainsi qu'une régénération locale intense présente toutes les caractéristiques optimales pour participer à la régénération naturelle. Avec ces profils nous pourrons alors «dessiner» les enveloppes potentielles des espèces en utilisant le package R (SSDM) que nous avons produit et publié (Schmitt et al., 2017). Cependant, les espèces ne permettent pas répondre à toutes les questions quant aux propriétés biologiques qui optimisent la capacité de la régénération. Dans le cadre de ce projet, nous envisageons de produire également des enveloppes basées sur les traits fonctionnels, c'est-à-dire ces propriétés biologiques qui interagissent avec les conditions de l'environnement, par exemple la structure des feuilles ou encore de la densité du bois.

Modèle de régénération

Au cours de cette année, Amap a développé le modèle de régénération basé sur les images satellites LandSat comprises entre 2000 et 2020, selon une méthode assez similaire au modèle de déforestation (Vancutsem et al., 2021). Ce modèle identifie les pixels qui marquent une progression de la végétation en distinguant 5 classes : 1) les anciens recrûs forestiers sur des forêts perturbés avant 2001, 2) les jeunes recrûs forestiers sur des forêts perturbés entre 2001-2010, 3) les très jeunes recrûs forestiers sur des forêts perturbés récemment, entre 2011 et 2017, 4) les jeunes boisements âgés de 3 à 9 ans et 5) les anciens boisements, âgés de 10 à 20 ans. Une analyse plus fine doit être appliquée pour définir quels sont les facteurs qui expliquent le mieux la reprise de la couverture forestière et donc indirectement d'identifier les facteurs spatiaux et environnementaux qui sont optimales pour permettre la régénération naturelle du couvert forestier (cf. Figure 6).



Figure 6: Un extrait du modèle de suivi de la dynamique forestière issue de l'analyse des images satellites LandSat entre 2000 et 2020

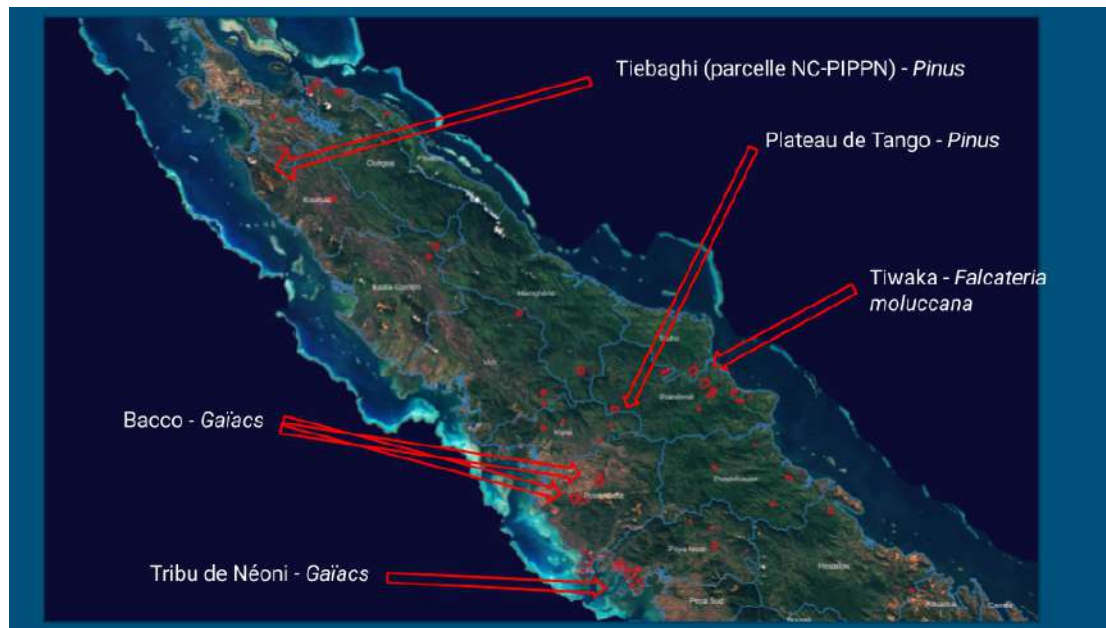
L'identification des terrains d'études

La première analyse provient du jeu de données issu de la construction de l'atlas de la forêt avec une myriade de points d'observation qui identifient des changements entre la couverture aérienne de 1976 et celle actuelle. Ces points ont permis d'identifier des néo-formations arborées mono-dominées par des espèces indigènes telles que le Gaïac et le Niaouli ainsi que des espèces introduites telles que le Pinus et le Falcataire. Ces zones d'intérêt sont ensuite étudiées au regard de leur accessibilité, et pour le moment plusieurs secteurs semblent être de bons candidats pour lancer cette étude, notamment pour les acquisitions de données sur le terrain.

Après une rencontre avec le service des forêts (SMRT) et celui de l'environnement (SIEC) de la province Nord, ainsi qu'une visite des terrains accessibles, nous envisageons de travailler spécifiquement sur le plateau de Tango qui présente une mosaïque très riche de forêt-pinus avec une histoire très bien connue depuis 1972. Ces parcelles plantées ont subi des traitements variés depuis celles entretenues régulièrement jusqu'à celles qui sont «abandonnées» depuis près de 20 ans. Une courte visite nous montre que le contact forêt-pinus est très dynamique, avec une lisière forestière qui progresse aisément sous la couverture de pinus. Nous observons également une forte densité de niaoulis sous les pinus, dont le développement architectural est contraint par le manque de lumière. Sur ce plateau de Tango il sera facile de stratifier les inventaires en fonction des paramètres de gestion et d'environnement d'autant que le plateau est parcouru de pistes

Mars 2022

Par ailleurs, dans le secteur de Pombeï, les Falcataires énormes surplombent les Pinus plantés en 2005 dans une ancienne savane à niaoulis. Aujourd'hui cette savane a pris l'allure d'une forêt multi-stratifiée avec une densité importante de jeunes arbres autochtones qui colonisent le sous-bois. Ces secteurs sont très dynamique, les Falcateria n'était pas présent en 2005 et d'autres secteurs similaires apparaissent très nettement entre 1976 et 2020 notamment vers Tiwaka. Ce système dynamique sera étudié d'autant que nous avons l'aval et l'intérêt de M. Rolland Houon, chef de district.



Recrutements

Dimitri Justeau-Allaire - mai 2021-avril 2022 - a été recruté en post-doc pour une durée de un an pour finaliser le développement de son application d'aide à la décision en matière de gestion et d'aménagement spatial d'un territoire. Le principe, établi durant son doctorat, est d'appliquer des méthodes mathématiques pour permettre une analyse combinatoire de différentes couches raster. Cet algorithme, basé sur l'intelligence artificiel, permet de réaliser des recherches combinatoires au travers de plusieurs couches d'informations (forêt, plantation, relief, routes, villages,...) afin d'identifier les secteurs qui répondent à des critères et des contraintes. Son travail a fait l'objet de plusieurs articles qui confirment la pertinence scientifique de cette approche (Justeau-Allaire, 2019, 2021). Par ailleurs, ce travail a donné lieu à des applications concrètes, notamment pour la définition des zones de replantations potentielles dans l'aire provinciale de la Côte oubliée, en combinant un critère relatif à la réduction de la fragmentation avec des contraintes sociales et économiques.

Irène Lombardo - novembre 2021-octobre 2024 - a été recrutée pour réaliser son doctorat relatif à l'enrichissement des jeunes formations mono-dominées. Ce sujet vise à mieux comprendre la trajectoire écologique qui mène d'un couvert pauvre en espèces à une forêt mixte. Dans la mesure du possible, ce travail sera mené sur des formations dont il est possible de définir une fourchette d'âge. Le couvert en photographies aériennes de 1976, disponible en version géo-référencée, sera d'une aide précise pour identifier les secteurs qui ont basculé récemment du sol nu à un couvert arboré mono-dominé, tels que les couverts à gaïac, niaoulis, falcataria, pinus. Ce travail s'articule autour de trois approches emboîtées : 1) une approche paysagère afin de comprendre de quelle manière la distribution spatiale des fragments de forêts dans le paysage influence la capacité de régénération et d'enrichissement floristique, 2) une approche structurelle afin de comprendre quels sont les facteurs biotiques qui interviennent dans la capacité de régénération et d'enrichissement floristique, et 3) une approche taxon et traits fonctionnels afin de définir quelles sont les espèces et les caractéristiques biologiques (traits) qui interviennent dans les processus de régénération et d'enrichissement floristique.

Plan de la thèse

L'enrichissement floristique des forêts mono dominées en Province Nord de la Nouvelle-Calédonie

Par Irène Lombardo, doctorante

Université de Montpellier, ED GAIA

Directeur : Ph. Birnbaum (CIRAD -AMAP)

co-Directeur : Thomas Ibanez (IRD-AMAP)

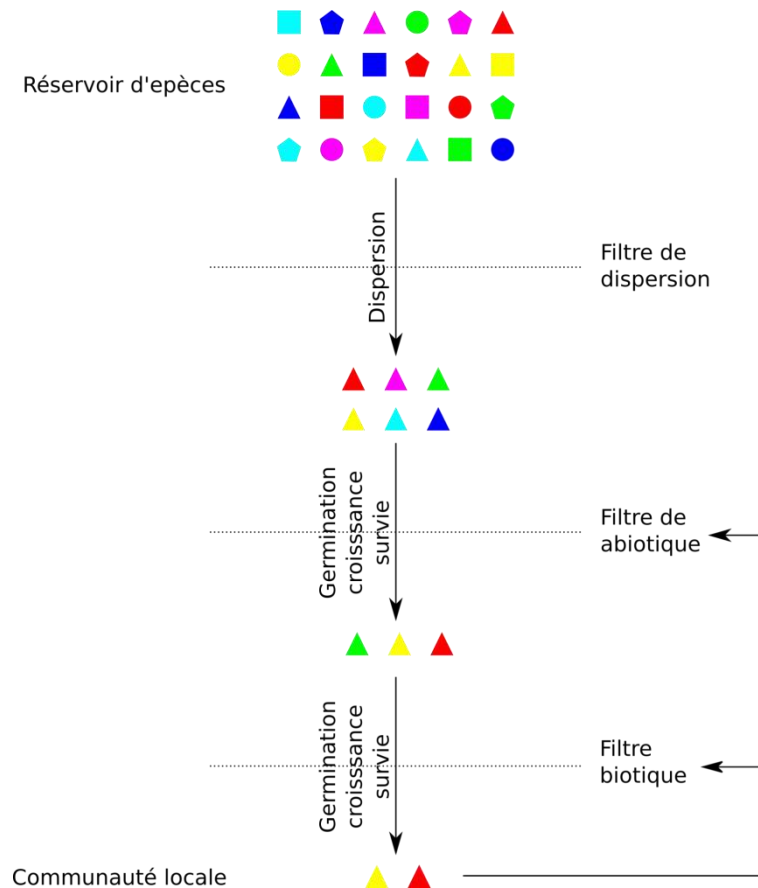
Introduction

Face au déclin continu du couvert forestier, la restauration des forêts est devenue une préoccupation mondiale. Depuis des décennies, des travaux scientifiques s'intéressent à la régénération naturelle des forêts en milieu tropical et leur capacité à recoloniser des milieux perturbés (zones agricoles abandonnées, feux, agroforesterie, etc.) (Chazdon, 2003). Cette régénération naturelle correspond à la faculté d'une forêt à se reconstituer spontanément après sa destruction totale ou partielle. La capacité de régénération dépend de différents facteurs tels que la taille et de la composition du pool régional d'espèces, la capacité de dispersion de ces espèces, ou encore des conditions environnementales locales (Uriarte et al., 2018 ; Rozendaal et al., 2019).

La régénération peut suivre différentes trajectoires de succession forestière dont certaines sont caractérisées dans leurs stades précoces par des forêts dominées par une seule espèce. Ces forêts dites "mono-dominées" sont caractérisées par une canopée dominée à plus de 50% par une même espèce (Connell et Lowman, 1989). Les forêts mono-dominées ont été classées en deux grands types (Connell & Lowman, 1989). Dans le premier type (type I), l'espèce qui domine la canopée est capable de se régénérer sous son couvert et domine la canopée sur plusieurs générations. Dans le deuxième type (type II), l'espèce qui domine la canopée n'est pas capable de se régénérer sous son couvert et la monodominance s'estompe après la première génération. La mono-dominance de type I correspondrait à un état permanent lié à des conditions environnementales particulières alors que la mono-dominance de type II correspondrait à un stade précoce et transitoire de succession secondaire résultant de l'installation d'une espèce héliophile suite à l'ouverture du milieu par une perturbation.

L'enrichissement floristique de ces forêts mono-dominées dépend d'un ensemble de facteurs (Peh et al., 2011 ; Meiners et al., 2015), qui s'étendent et interagissent de l'échelle régionale à l'échelle de la communauté floristique (Holl et al., 2000 ; Meiners et al., 2015 ; Arroyo-Rodriguez et al., 2017). Les conditions abiotiques (pluviométrie, topographie, perturbations naturelles, géologie), l'agencement du paysage (fragmentation, isolation, habitat amount hypothesis, etc.) et les conditions locales (sols, lumière, richesse fonctionnelle, capacité de dispersion) représentent des filtres écologiques inter-dépendants les uns des autres qui conditionnent l'enrichissement de ces formations mono dominées.

Mars 2022



La réponse à ces filtres locaux, régionaux et paysagers n'est pas aléatoire (Chazdon et al., 2005; Blanchard et al., 2019; Ibanez et al., 2020) et résulte de conséquences écologiques donnant une valeur à ces peuplements forestiers comme étant des réservoirs de la biodiversité tropicale mais aussi comme source potentielle de fonctions et services écosystémiques dans les milieux perturbés. De fait, apporter de nouvelles connaissances sur les conditions qui favorisent l'enrichissement de ces forêts mono dominées nécessite une étude combinatoire qui intègre plusieurs facteurs (Meiners et al., 2015).

Mon sujet de thèse s'intéresse aux conditions qui contrôlent l'enrichissement floristique des forêts mono-dominées en Province nord de la Nouvelle-Calédonie. La Nouvelle Calédonie, hotspot de la biodiversité, a perdu plus de 75% de son couvert forestier et résulte aujourd'hui de paysages très fragmentés (Jaffré et al., 1998) impliquant des effets néfastes sur la biodiversité globale (Ibanez et al., 2017 ; Blanchard et al., 2020). Il est donc primordial d'enrichir les connaissances sur les formations mono-dominées et leur potentiel rôle dans la recolonisation forestière. Certaines formations mono-dominées sont bien connues sur ce territoire notamment celles formées par *Acacia spirorbis*, *Casuarina collina*, *Araucaria laubenfelsii*, *Codia mackeeana* ou encore *Gymnostoma deplancheanum* et *Nothofagus aequilateralis*. Les deux premières représentent un enjeu important car elles sont utilisées à des fins de re-végétalisation sur les exploitations minières. Certaines de ces

formations ont longtemps été perçues comme des stades bloquants de la succession forestière (type I) (Jaffré et al., 1997), notamment avec une tendance à devenir des peuplements denses très rapidement rendant l'établissement de nouvelles espèces difficiles (cas de *C. collina* et *A. spirorbis*). Aujourd'hui plusieurs études remettent en doute cette information avec notamment des enrichissements constatés au sein de ces formations: *C. macheeana* recolonise rapidement des milieux qui ont été perturbés et semble bénéfique pour limiter l'érosion et le maintien d'une bonne qualité de sol favorisant la recolonisation par des espèces de forêts mixtes (Ibanez et Birnbaum, 2014); De même pour les formations dominées par *N. aequilateralis* (Read et Jaffré, 2013); *A. spirorbis* et *G. deplancheanum* sont définis comme des espèces nurses en produisant une litière épaisse qui atténue les carences en nutriments et en augmentant et diversifiant les communautés mycorhiziennes, rendant les sols plus fertiles (McCoy et al. 1996, Houlès et al., 2022); *A. laubenfelsii* est considérée comme une espèce pionnière à longue durée de vie permettant l'établissement d'espèces forestières à l'ombre de sa canopée (Rigg et al., 2010). Tous ces exemples montrent ainsi le rôle de nurseries de ces formations mono-dominées non persistantes (Pillon et al., 2020).

L'hypothèse principale de cette thèse est que ces couverts mono-dominés ne sont pas des phases bloquantes de la régénération. D'autres facteurs limiteraient leurs enrichissements tels que les réservoirs d'espèces et la capacité de dispersion des graines. Les espèces dominantes pourraient créer un microclimat qui tamponne les variations climatiques (Zellweger et al., 2020) et offre une niche favorable pour la faune mais aussi pour la germination et la croissance d'espèces forestières (non héliophiles) (Davis et al., 2018). Pour vérifier cette hypothèse, nous allons utiliser une approche multi-échelle (Arroyo-Rodriguez et al., 2017) impliquant trois échelles spatiales emboîtées : échelle régionale (échelle du climat, géologie), paysagère (échelle du bassin versant) et locale (échelle de la parcelle/communauté forestière). De fait, voici les trois chapitres qui structurent cette thèse: (1) évaluer les conditions micro-climatiques sous la canopée comme un lieu propice à l'enrichissement floristique; (2) déterminer les composantes du paysage qui conditionnent l'enrichissement floristique et (3) quantifier les propriétés biologiques des espèces qui participent à l'enrichissement floristique.

I- Les forêts mono dominées, un lieu propice à l'enrichissement floristique

Ce premier chapitre consiste, dans un premier temps, à évaluer les conditions abiotiques sous la canopée des formations mono-dominées. Nous faisons l'hypothèse que la canopée de ces formations favorisent l'installation de nouvelles espèces en créant des conditions plus favorables. L'hypothèse repose sur le fait que la canopée des forêts mono dominées modifient les conditions sous couvert résultant d'un microclimat favorable pour l'installation de nouvelles espèces (Hart, 1990) et tamponnent les conditions climatiques extérieures (effet de la saisonnalité, aridité) (Ibanez et Birnbaum, 2014 ; Kovacs et al., 2017; Davis et al., 2018).

De fait, nous analyserons l'action des différents paramètres microclimatiques sous-couvert impliqués dans le développement des communautés végétales, c'est-à-dire (1)

l'eau grâce à la disponibilité hydrique et l'humidité relative, (2) la luminosité et la température (effet de densité de la canopée? effet sur l'aridité (ombrage?)) et (3) (peut être) les nutriments biodisponibles dans le sol. On peut s'attendre à avoir un effet lisière de la forêt mature vers la forêt mono-dominée, c'est-à-dire qu'on peut imaginer un enrichissement de plus en plus important de la bordure de la forêt mono-dominée jusqu'à la forêt mature. De même pour l'effet tampon, plus on avance dans la forêt mono-dominée et plus les variations des conditions sous-couvert seront tamponnées ou "lissées" (Ewers et Banks-Leite, 2013).

Dans un second temps, grâce à des études antérieures qui ont montré le poids des facteurs environnementaux sur la composition floristique calédonienne (Birnbaum et al., 2015 ; Blanchard et al. 2019), on cherche à évaluer la variance de l'effet tampon en fonction des facteurs environnementaux. On comparera des forêts mono-dominées dans des conditions climatiques différentes afin d'étudier les facteurs externes qui impactent l'enrichissement floristique : (1) l'influence de l'exposition, (2) de l'altitude (et température) et (3) de la topographie. En parallèle des études de sols (si cela est possible) peuvent renseigner sur le rôle de ces forêts sur la biodisponibilité de certains nutriments comme l'étude du ratio C/N et/ou les mycorhizes associés.

Des parcelles seront choisies aléatoirement au sein des patchs de régénération forestière pour effectuer l'inventaire des arbres avec DBH>2.5cm. Nous analyserons la richesse taxonomique, les groupes floristiques, les systèmes de dispersion par l'analyse de la morphologie des fruits et les traits d'histoire de vie. D'autres part, on mesurera des critères propres aux espèces mono dominantes (densité de tiges, nombre d'arbre, hauteur de la canopée) et les conditions de température/humidité sous-couvert et hors-couvert afin d'en déduire les conditions environnementales offertes par ces formations arborées. Des données lidar (ou drone) permettront de représenter de manière plus précise le grain de la canopée et dans le cas du lidar, nous pourrons avoir des renseignements sur les conditions de lumière sous canopée.

Pour la seconde partie, des analyses statistiques (corrélation) entre les indices de biodiversité relevés sur le terrain (richesse spécifique, composition, traits fonctionnels) et les données climatiques locales (à l'aide de stations + relevés météo) permettront d'établir la contribution des facteurs externes et celle de la canopée.

II- Rôle de la configuration spatiale du paysage sur l'enrichissement floristique

Dans ce second chapitre, on cherche à définir, à l'échelle du bassin versant, les caractéristiques paysagères qui conditionnent l'enrichissement floristique des formations mono-dominées. L'hypothèse repose sur le fait que la fragmentation, cause majeure de la dégradation de la biodiversité (Turner, 1996), affecte la capacité de dispersion des espèces (Schupp et al., 2002 ; Arroyo-Rodriguez et al, 2017; Abbas et al., 2021) et diminue la taille du réservoir régional (Collingham et Huntley, 2000 ; Fahrig, 2013) conduisant à des communautés floristiques dépendantes de la configuration du paysage (Galanes et Thomlinson, 2009 ; Blanchard et al., 2020).

Pour vérifier cette hypothèse, nous allons dans un premier temps explorer l'agencement des patchs (patchs «sources» potentiels à l'enrichissement) en considérant que l'enrichissement des formations arborées est proportionnel à (1) la

distance qui les sépare du réservoir et (2) à l'aire et la géométrie des patchs (Fahrig, 2013). Et dans un second temps, sachant que la biodiversité calédonienne est distribuée suivant les conditions environnementales présentes avec des taux de similitudes faibles d'une parcelle à une autre (Birnbaum et al., 2015), nous posons l'hypothèse que plus il y aura de patchs avoisinants (dans le bassin versant considéré) et plus les chances d'avoir des espèces candidates pour s'installer dans les formations mono-dominées seront élevées (Peh et al., 2014).

Pour déterminer l'agencement des patchs au sein du paysage, on pourra utiliser la photogrammétrie par drone (si la dimension du bassin versant le permet) qui semble être une méthode adéquate et peut être aussi utilisée pour modéliser l'«habitat amount hypothesis». Nous aurons la possibilité de mesurer exactement les distances inter-patchs au sein du bassin versant d'étude et les volumes qu'occupent chaque formation forestière. Nous déterminerons ainsi la matrice paysagère précise et les caractéristiques paysagères qui conditionnent l'arrivée d'espèces non dominantes.

Dans un second temps nous étudierons les liens possibles entre la quantité d'habitats et la composition des communautés colonisatrices des forêts mono-dominées.

III- Les propriétés biologiques des espèces qui participent à l'enrichissement floristique

L'hypothèse repose sur le fait que les conditions micro-climatiques sous le couvert des formations mono-dominées exercent un filtre sur les espèces candidates à l'enrichissement floristique (Hart, 1990 ; Peh et al., 2014). De fait, pour s'établir, le nouveau cortège floristique présentera des capacités (traits de réponse) ou des traits de vie qui faciliteront son implantation et sa survie (Cornwell et Ackerly, 2009). Des compromis vis-à-vis des différentes stratégies d'allocation des ressources (face à l'aridité ou shade-tolerant) et de reproduction (pour pallier les conséquences de la fragmentation) représentent la clé pour arriver jusqu'aux formations et vivre dans les conditions sous-couvert mono-dominés.

Dans ce dernier volet, l'échelle d'étude est centrée sur les communautés non-dominantes présentes localement. On s'intéresse donc aux réponses biologiques des espèces et aux critères qui déterminent quelles espèces arrivent et s'établissent dans les forêts secondaires mono-dominées (Peh et al., 2014 ; Arroyo-Rodriguez et al., 2017). On cherche à déterminer si les espèces colonisatrices partagent des caractéristiques communes (traits fonctionnels) et donner une indication sur les principaux filtres mis en œuvre. Pour se faire, deux hypothèses: (1) Le processus d'enrichissement des formations mono-dominées n'est pas fait au hasard, les facteurs environnementaux vont directement influencer les traits fonctionnels déterminant un ensemble de traits adaptés ; (2) pour franchir la barrière de la fragmentation dans ces milieux, la capacité de dispersion est un avantage indispensable pour la colonisation de ces formations forestières. Notre analyse des espèces non-dominantes se concentrera sur l'analyse des traits écologiques : (1) WD; (2) la hauteur; (3) max DBH; (4) les stratégies pour les ressources (SLA, LA, LDMC) et (5) les mécanismes de dispersion des fruits/graines. Cette méthode centrée sur l'étude des traits de vie des espèces et non sur les espèces permet de tirer des conclusions quant au profil de végétaux capable d'enrichir ces formations mono dominées.

Références :

- Abbas et al., 2021 - Spatial and environmental constraints on natural forest regeneration in the degraded landscape of Hong Kong
- Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., et al. (2013). Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica*, 45, 262-271.
- Amir, H., Fogliani, B., Gensous, S., Durrieu, G., L'Huillier, L., Saintpierre, D., et al. (2018). *Analyse et synthèse des expérimentations et actions de restauration écologique réalisées sur sites miniers en nouvelle-calédonie depuis 30 ans* (Rapport scientifique final, Programme « RECOSYNTH »).
- Arroyo-Rodriguez et al., 2017 - Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research
- Birnbaum et al., 2015 - Environmental correlates for tree occurrences, species distribution and richness on a high-elevation tropical island
- Birnbaum, P., Girardi, J., Ibanez, T., Blanchard, G., Justeau-Allaire, D. & Hequet, V. (2018). *Connaissances et outils et pour la gestion conservatoire des forêts naturelles en province Nord* (No. 2). Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- Birnbaum, P., Mangeas, M., Maggia, L., Ibanez, T., Despinoy, M., Marmey, P., Hequet, V., Gomez, C., Bideau, G., Chambrey, C., Vandrot, H. et Blanchard, E. (2016). *Caractérisation des connectivités structurelle et fonctionnelle des paysages fragmentés sur sols ultramafiques* (Rapport final du projet Corifor). CNRT "Nickel et son environnement," Nouméa.
- Blanchard, G., Munoz, F., Ibanez, T., Hequet, V., Vandrot, H., Girardi, J. et Birnbaum, P. (2019). Regional rainfall and local topography jointly drive tree community assembly in lowland tropical forests of New Caledonia. *Journal of vegetation science*
- 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
- Blanchard, E. (2016). Diversité structurale des forêts denses humides de la province Nord de Nouvelle-Calédonie : de l'arbre au paysage. Thèse de doctorat. Université de Montpellier, Montpellier.
- Calvo-Alvarado, J., McLennan, B., Sánchez-Azofeifa, A. & Garvin, T. (2009). Deforestation and forest restoration in Guanacaste, Costa Rica: Putting conservation policies in context. *Forest Ecology and Management*, Ecology and regeneration of tropical dry forests in the Americas: Implications for management, 258, 931-940.
- Chatain, A., Read, J. & Jaffré, T. (2009). Does leaf-level nutrient-use efficiency explain Nothofagus-dominance of some tropical rain forests in New Caledonia? *Plant Ecol*, 201, 51-66.
- Chazdon et al., 2005 - Effects of climate and stand age on annual tree dynamics in tropical second-growth rainforests

- Chazdon, 2003 - Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances
- Chazdon, R.L. & Guariguata, M.R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, 48, 716-730.
- Chazdon, R.L., Brancalion, P.H.S., Lamb, D., Laestadius, L., Calmon, M. & Kumar, C. (2017). A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration. *Conservation Letters*, 10, 125-132.
- Cherrier, J.-F. (1990). Le reverdissement des terrains miniers en Nouvelle Calédonie. *Bois et Forêts des Tropiques*, 225, 5-23.
- Collingham et Huntley, 2000 - Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates
- Connell, J.H. & Lowman, M.D. (1989). Low-Diversity Tropical Rain Forests: Some Possible Mechanisms for Their Existence. *The American Naturalist*, 134, 88-119.
- Cornwell et Ackerly, 2009 - Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., et al. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152-158.
- Davis et al., 2018 - Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance
- de Rezende et al., 2015 - Atlantic forest spontaneous regeneration at landscape scale
- Demenois, J., Ibanez, T., Read, J. & Carriconde, F. (2017). Comparison of two monodominant species in New Caledonia: floristic diversity and ecological strategies of *Arillastrum gummiferum* (Myrtaceae) and *Nothofagus aequilateralis* (Nothofagaceae) rainforests. *Aust. J. Bot.*, 65, 11-21.
- Enright, N.J., Ogden, J. & Rigg, L. (1999). Dynamics of forests with Araucariaceae in the western Pacific. *Journal of Vegetation Science*, 10, 793-804.
- Enright, N.J., Ogden, J. & Rigg, L. (1999). Dynamics of forests with Araucariaceae in the western Pacific. *Journal of Vegetation Science*, 10, 793-804.
- Ewers et Banks-Leite, 2013 - Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests
- Fahrig, 2013 - Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis
- FAO. (2012). *Situation des forêts du monde*. Rome. 53p.
- Galanes et Thomlinson, 2009 - Relationships between spatial configuration of tropical forest patches and woody plant diversity in northeastern Puerto Rico
- Hart, T.B. (1990). Monospecific dominance in tropical rain forests. *Tree*, 5, 6-11.
- Holls et al., 2000 - Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment
- Houlès et al., 2022 - The nurse plant *Acacia spirorbis* enriches ectomycorrhizal community composition of a target species: *Tristaniopsis calobuxus*
- Ibanez, T., Hély, C. & Gaucherel, C. (2013). Sharp transitions in microclimatic conditions between savanna and forest in New Caledonia: Insights into the

- vulnerability of forest edges to fire. *Austral Ecology*, 38, 680-687.
- Ibanez, T. & Birnbaum, P. (2014). Monodominance at the rainforest edge: case study of *Codia mackeeana* (Cunoniaceae) in New Caledonia. *Australian Journal of Botany*, 62, 312-321.
- Ibanez, T., Munzinger, J., Dagostini, G., Hequet, V., Rigault, F., Jaffré, T., *et al.* (2014). 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). *Appl Veg Sci*, 17, 386-397.
- 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.
- Ibanez, T., E. Blanchard, V. Hequet, G. Keppel, M. Laidlaw, R. Pouteau, H. Vandrot, and P. Birnbaum. 2018. High endemism and stem density distinguish New Caledonian from other high-diversity rainforests in the Southwest Pacific. *Annals of Botany* 121:25-35.
- Ibanez et al., 2020 - Tropical cyclones and island area shape species abundance distributions of local tree communities
- Jaffré, T. & Latham, M. (1976). *Recherches sur les possibilités d'implantation végétale sur déblais miniers : rapport final* (No. Rapport final). ORSTOM / SLN, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- Jaffré et al., 1997 - Quelle méthode de végétalisation pour la réhabilitation des anciens sites miniers de Nouvelle Calédonie
- Jaffré et al., 1998 - Threatened plants of New Caledonia: Is the system of protected areas adequate?
- Justeau-Allaire, D., P. Vismara, P. Birnbaum, and X. Lorca. 2019. Systematic Conservation Planning for Sustainable Land-use Policies: A Constrained Partitioning Approach to Reserve Selection and Design.:5902-5908.
- 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.
- Kovacs et al., 2017 - Stand structural drivers of microclimatic in mature temperate mixed forests
- L'Huillier, L., Jaffré, T. & Wulff, A.S. (2010). *Mines et environnement en Nouvelle-Calédonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration*. IAC. Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- Malhi, Y., Baldocchi, D.D. & Jarvis, P.G. (1999). The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant, Cell & Environment*, 22, 715-740.
- McCoy et al., 1996 - The effect of *Gymnostoma deplancheanum* (Casuarinaceae) litter on seedling establishment of New Caledonian ultramafic maquis species
- McCoy, S.G. (1998). The dynamics of *Gymnostoma maquis* on ultramafic soils in New Caledonia.
- McCoy, S., Jaffré, T., Rigault, F. & Ash, J.E. (1999). Fire and succession in the ultramafic maquis of New Caledonia. *Journal of Biogeography*, 26, 579-594.

- Meiners et al., 2015 - Is successional research nearing its climax? New approaches for understanding dynamics communities
- Meyer, J.-Y., Loope, L., Sheppard, A., Munzinger, J. & Jaffré, T. (2006). Les plantes envahissantes et potentiellement envahissantes dans l'archipel néo-calédonien : première évaluation et recommandations de gestion. In: *Espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien*, IRD. Beauvais M., Coléno A. & Jourdan H., Paris, pp. 50-115.
- Munzinger, J., Kurpisz, D., Rigault, F. & Dagostini, G. (2008). *Caractérisation taxonomique et patrimoniale des lambeaux forestiers dans le grand sud calédonien, implication pour la gestion et la préservation de ces formations* (Rapport de Convention IRD / DRN Province Sud No. Rapport final). Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- Newbery, D.M., van der Burgt, X.M., Worbes, M. & Chuyong, G.B. (2013). Transient dominance in a central African rain forest. *Ecological Monographs*, 83, 339-382.
- Peh et al., 2014 - Mixed-forest species establishment in a monodominance forest in central africa: implications for tropical forest invasibility
- Peh, K.S.-H., Lewis, S.L. & Lloyd, J. (2011). Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. *Journal of Ecology*, no.
- Perry, G.L.W. & Enright, N.J. (2002). Humans, fire and landscape pattern: understanding a maquis-forest complex, Mont Do, New Caledonia, using a spatial 'state-and-transition' model. *Journal of Biogeography*, 29, 1143-1158.
- Pillon et al., 2020 - Infertile landscape on an old oceanic island: the biodiversity hotspot of New Caledonia
- Read et Jaffré, 2013 - Structural and floristic characteristics of som monodominant and adjacent mixed rainforests in New Caledonia
- Read, D.J., Hallam, P.M. & Cherrier, J.-J. (1995). The anomaly of monodominant tropical rainforests: some preliminary observations in the Nothofagus-dominated rainforests of New Caledonia. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 359-389.
- Read, J., Jaffré, T., Godrie, E., Hope, G.S. & Veillon, J.-M. (2000). Structural and floristic characteristics of some monodominant and adjacent mixed rainforests in New Caledonia. *Journal of Biogeography*, 27, 233-250.
- Read, J., Jaffré, T., Ferris, J.-M., McCoy, S. & Hope, G.S. (2006). Does soil determine the boundaries of monodominant rain forest with adjacent mixed rain forest and maquis on ultramafic soils in New Caledonia? *Journal of Biogeography*, 33, 1055-1065.
- Rigg et al., 2010 - Contrasting population dynamics of the endemic New Caledonian conifer *Araucaria laubenfelsii* in maquis and rainforest
- Rozendaal et al., 2019 - Biodiversity recovery of neotropical secondary forests
- Sapkota, I.P. & Odén, P.C. (2009). Gap characteristics and their effects on regeneration, dominance and early growth of woody species. *J Plant Ecol*, 2, 21-29.
- Schupp et al., 2002 - Dissemination limitation and origin and maintenance of species-rich tropical forests
- Suding, K., Higgs, E., Palmer, M., Callicott, J.B., Anderson, C.B., Baker, M., et al. (2015). Committing to ecological restoration. *Science*, 348, 638-640.

- Sun et al., 2013 - Quantifying ecological memory during forest succession: a case study from lower subtropical forest ecosystems in South China
- Turner, 1996 - Species loss in fragments of tropical rainforest: a review of the evidence UICN. (2014). *Rapport annuel 2013 de l'UICN* (Rapport annuel 2013). UICN.
- Uriarte et al., 2018 - Environmental heterogeneity and biotic interactions mediate climate impacts on tropical forest regeneration
- Vancutsem, C., F. Achard, J.-F. Pekel, G. Vieilledent, S. Carboni, D. Simonetti, J. Gallego, L. E. O. C. Aragão, et R. Nasi. « Long-Term (1990-2019) Monitoring of Forest Cover Changes in the Humid Tropics ». *Science Advances*, mars 2021.
- Vincent, B. (2018). Contribution de la symbiose fixatrice d'azote dans l'adaptation d'une légumineuse à des sols contrastés: le modèle *Acacia spirorbis* et les contraintes édaphiques extrêmes rencontrées en Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat. Université Montpellier, Montpellier.
- Viot, R. (1956). *La végétation canaque*. Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- Will, R.E., Wilson, S.M., Zou, C.B. & Hennessey, T.C. (2013). Increased vapor pressure deficit due to higher temperature leads to greater transpiration and faster mortality during drought for tree seedlings common to the forest-grassland ecotone. *New Phytologist*, 200, 366-374.
- Zellweger et al., 2020 - Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming
- Zhu, J., Lu, D. & Zhang, W. (2014). Effects of gaps on regeneration of woody plants: a meta-analysis. *Journal of Forestry Research*, 25, 501-510.