

Régénération sous couvert arboré en Calédonie

Proposé par Ph. Birnbaum (Cirad-Amap/IAC)

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 (Figure, 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).

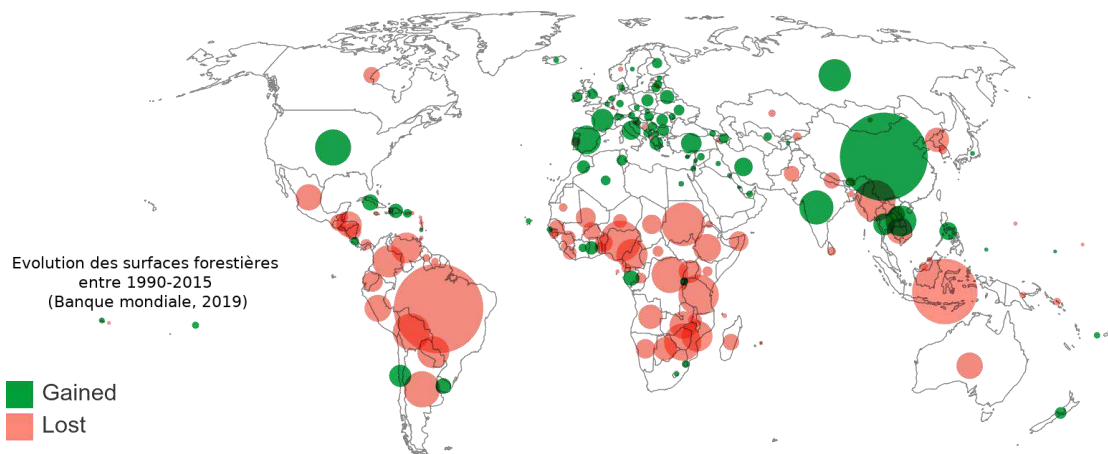


Figure: Evolution des surfaces forestières entre 1990 et 2015 (Banque mondiale, 2019)

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). Quarante pour cent de cette reprise forestière concerne des terres privées qui ont profité, de manière passive, de la régénération naturelle en provenance des réservoirs forestiers situés à proximité (Chazdon 2013).

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 sénéscent, 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. Les paysages dégradés se restaurent naturellement par le biais de la régénération. Cette restauration dite passive se distingue de la restauration active, terme utilisé lorsque la restauration passe par la plantation de jeunes arbres élevés en pépinières. Selon les conditions de départ, favoriser la régénération passive peut constituer une stratégie efficace pour restaurer la biomasse et la richesse en espèces (Letcher et Chazdon 2009; Poorter et al., 2016), mais elle est plus efficace dans les paysages faiblement dégradés (Chazdon 2008). La régénération naturelle est généralement plus lente à accumuler de la biomasse et de la richesse en espèces par rapport à la restauration active (Bonner et al., 2013), et potentiellement imprévisible en termes de trajectoires de restauration (Lamb 2011). Au contraire la restauration active, telle que la plantation d'arbres indigènes, peut relancer l'établissement d'un écosystème forestier sur des terres abandonnées car elle permet de contourner certains des filtres écologiques qui empêchent l'établissement de plantules lors de la régénération naturelle (Holl et Aide 2011; De la Peña - Domene et al., 2013; Zahawi et al., 2013; Howe, 2016). Cependant, planter des arbres est coûteux et nécessite beaucoup de travail par rapport à la régénération naturelle (van Kooten et al., 2004). Enfin, bien que les taux d'accumulation de biomasse aérienne soient initialement plus élevés dans les plantations d'arbres que dans les sites qui se régénèrent naturellement (Holl et Zahawi, 2014), ces différences ont tendance à s'atténuer au bout de 20 à 40 ans (Jordan et Farnworth, 1982; Lugo, 1992; Bonner et al., 2013; Shoo et al., 2016). Des expériences à long terme soigneusement contrôlées doivent encore être menées pour évaluer les avantages à court et à long terme de la restauration dite «passive» par rapport aux plantations «actives» d'arbres indigènes (Gilman et al., 2016; Meli et al., 2017). Néanmoins, une récente

synthèse basée sur la comparaison de 133 sites, comparables sur le plan biotique et abiotique, montre après 20 ans, que la restauration passive surpasse amplement la restauration active dans sa capacité i) à reconstruire la structure de l'habitat forestier (couverture, densité, litière, biomasse et hauteur) et ii) à accumuler de la richesse biologique dans son ensemble autant chez les oiseaux que chez les insectes et les plantes (Crouzeilles et al., 2017).

Paradoxalement, un des obstacles majeurs rencontrés par les projets en lien avec la régénération naturelle se situe le plus souvent sur un plan social et culturel. En effet, les premières étapes de la régénération naturelle conduisent souvent à une végétation désordonnée «envahie» par des espèces dites nuisibles, telles que les serpents, guêpes ou encore des espèces végétales exotiques. Ces premiers stades ont souvent une mauvaise réputation auprès des usagers, des propriétaires terriens, des gestionnaires et des décideurs qui considèrent cette "végétation envahissante" comme le résultat d'une mauvaise gestion voire de l'absence de gestion (Zahawi et al., 2014). Cette trajectoire s'accorde mal avec les projets qui prônent un processus de restauration prévisible et ordonné en termes d'espèces, de superficie et de délai. Selon Chazdon et Guariguata (2016), les huit caractéristiques essentielles du milieu qui garantissent le succès de la régénération naturelle - *hétérogénéité, hiérarchie, ouverture, auto-organisation, adaptation, mémoire écologique, non-linéarité et incertitude* - se fondent justement sur des processus imprévisibles. Cette incertitude constitue un obstacle majeur pour l'acceptation sociale à grande échelle et la mise en œuvre par les agences gouvernementales et les organisations non gouvernementales (Cumming, 2011; Chazdon et Arroyo, 2013; Filotas et al., 2014). C'est ainsi que la régénération naturelle est souvent encouragée dans les aires protégées appartenant à l'État, dans les zones inaccessibles ou dans les pays où les contraintes financières empêchent une restauration active (Parrotta et al., 1997; Holl et Aide 2011; Zahawi et al., 2015). Généralement, la régénération naturelle dans les végétations secondaires est considérée comme un faible enjeu pour la conservation et qu'il vaut mieux concentrer les efforts sur la protection des forêts «patrimoniales», «matures» ou sur la restauration des terrains décapés par les activités industrielles. Enfin, peu d'études se sont intéressées à la régénération des espèces indigènes dans les plantations forestières qui restent toujours considérées comme des milieux très éloignés du monde naturel et qui ne relèvent que de la seule sylviculture (Montagnini, 2000; Piotta, 2008; Bonner et al., 2013; Campoe et al., 2014). Néanmoins ces dernières années, l'importance des forêts secondaires, des plantations, ou plus généralement des végétations abandonnées en tant que réservoirs de biodiversité et fournisseurs de services écosystémiques dans les paysages tropicaux a été fortement soulignée (Chazdon 2008;

Jones et Schmitz, 2009; Lamb 2011; Ruiz - Jaen et Potvin, 2011; Locatelli et al., 2015; Suganuma et Durigan, 2015; Thompson et al., 2016). Ce changement de paradigme résulte probablement du fait que les forêts secondaires délaissées et les plantations d'arbres aménagées ou abandonnées, sont devenues les formations arborées qui aujourd'hui dominent le paysage dans de nombreux pays tropicaux (FAO, 2011). Finalement la plupart des travaux en écologie de la restauration convergent pour définir que le succès de la régénération naturelle dépend davantage des conditions abiotiques non limitantes que du type de végétation, qu'il s'agisse d'une forêt primaire ou secondaire, naturelle ou plantée, aménagée ou abandonnée, indigène ou exotique.

Dans les forêts tropicales de l'Amazonie, la régénération naturelle suit un processus de cicatrisation qui reconstruit d'abord une structure forestière avant de permettre la restauration floristique. Typiquement, les herbacées, les lianes rampantes, les arbustes et les essences pionnières s'établissent plus ou moins rapidement sans qu'il n'y ait une véritable organisation séquentielle. Cependant les espèces ligneuses tolérantes à la lumière et à croissance rapide en hauteur (espèces pionnières à vie courte, stratégie r) forment un couvert forestier qui fournit de l'ombre et permet l'établissement des espèces sciaphiles tolérantes à l'ombre (espèces forestières à vie longue, stratégie K). Cette succession forestière nécessite des décennies, voire des siècles, car elle dépend à la fois de la durée de vie des espèces à substituer et du flux migratoire de diaspores (Rozendaal et al. 2019). En étudiant la chrono-séquence de la succession de 23 jachères d'âge variable (9-85 ans) dans la région de Rio Negro en Amazonie vénézuélienne, Saldarriaga et al., (1988) démontre ainsi que la biomasse aérienne forestière sera atteinte après environ 190 ans de succession. La mise en place de cette structure autorise la restauration de la composition floristique qui est un processus plus long et totalement imprévisible. Par exemple, une récente étude démontre que l'occupation pré-colombienne du bassin amazonien, qui date de 8000 ans par rapport à l'actuel, est encore très perceptible dans la composition floristique des communautés d'arbres (Levis et al. 2017).

Le succès de la régénération dépend de la «mémoire écologique» du lieu (Bengtsson et al., 2003; Sun et al., 2013), c'est-à-dire de la combinaison entre les composants locaux (mémoire interne) tels que le couvert forestier, la qualité du sol, la banque de graines, l'efficacité de la multiplication végétative (stolons, drageons) et, des composantes externes (mémoire externe) telles que la structure du paysage (fragmentation, isolation ou quantité d'habitat favorable) ou les vecteurs de pollinisation/dispersion. A l'opposé, de nombreux événements peuvent entraver le succès de la régénération naturelle, en particulier lorsque les sols ont été fortement dégradés, que la végétation indigène fait défaut ou encore que les incendies sont fréquents. Enfin la persistance d'espèces envahissantes, de

lianes ou d'herbes et de fougères tolérantes au feu peut conduire à un état de dégradation permanente qui ne retournera pas en forêt sans une intervention active (Styger et al., 2009; Jakovac et al., 2015; Suazo - Ortuño et al., 2015; Tymen et al., 2016). Cette panoplie de facteurs souligne le besoin de définir des règles dans la gestion du territoire en donnant la priorité à la régénération naturelle dans les zones où elle a le plus de chances de réussir à moindre coût et en mettant en œuvre des interventions de restauration plus actives là où les conditions sont moins favorables à cette régénération naturelle (Holl et Aide 2011; Chazdon, 2013; Latawiec et al., 2015).

Le contexte calédonien

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 guilda 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 carrés dans la forêt qui témoignent d'une ouverture partielle de la canopée (Ganivet 2015). 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 (Virost, 1956; Read et al., 1995; McCoy et al., 1999; Jaffré, 1980; Perry et Enright, 2002; Manauté et al., 2003; Read et al., 2006; Munzinger et al., 2008; Read et al., 2008; Read et Jaffré, 2013; 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; 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.

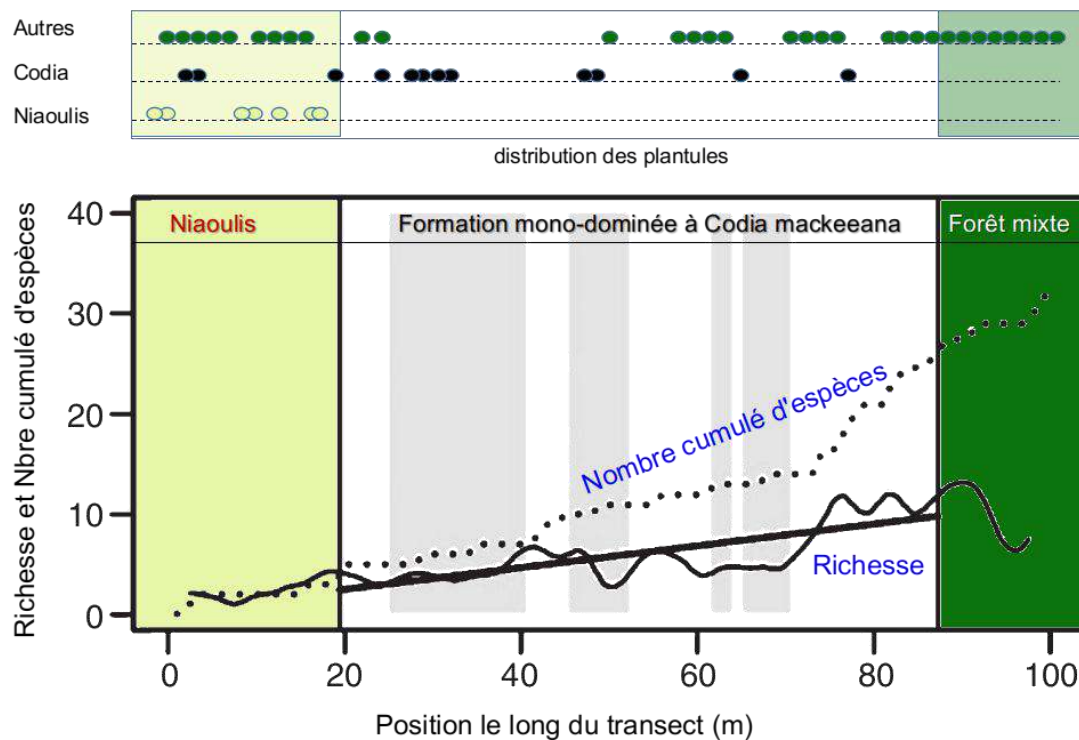


Figure: Distribution de la richesse et du nombre d'espèces cumulées pour les arbres (DBH \geq 10 cm) et répartition des plantules de Niaoulis, de Codia et des autres espèces forestières le long d'un transect qui s'étend depuis la savane à Niaouli jusqu'à la forêt mixte, en traversant un cordon forestier 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 gaiac (*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; Jaffré et al., 1994b; McCoy, 1998; Jaffré et al., 1997; Amir et al., 2018; Houlès, 2017; 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 XX).

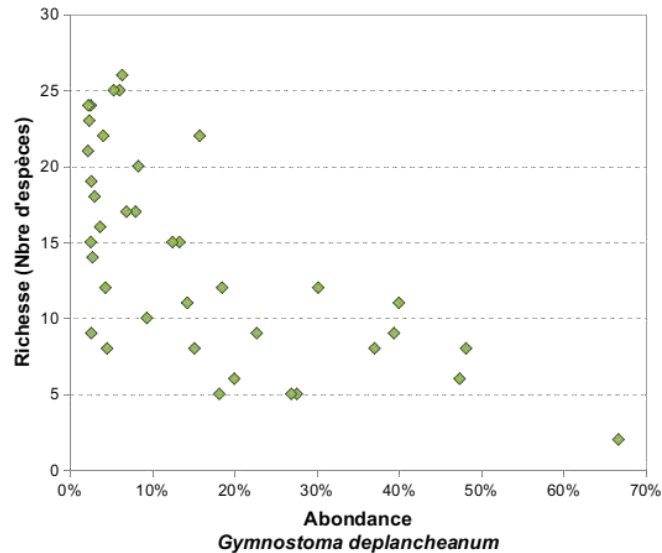


Figure: Relation entre richesse des communautés et abondance de *Gymnostoma deplancheanum* dans 38 points d'inventaires du projet Corifor (cf. Birnbaum et al., 2016).

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.

Finalement la dominance de quelques taxons est un phénomène qui se retrouve à plusieurs échelles. Les forêts dans leur ensemble sont marquées par une dominance oligarchique avec moins de 20% des espèces d'arbres qui couvrent plus de 50% des occurrences connues (Ibanez et al., 2014; Birnbaum et al., 2015a) tandis qu'à l'opposé, plus de 20% de la flore vasculaire est considérée comme micro-endémique (Wulff et al., 2013). Cette structure oligarchique se rencontre aussi à l'échelle des communautés. Chacune des parcelles de 1 ha du réseau NC-PIPPN (*New Caledonian Plant Inventories and Permanent Plots Network*) est marquée par une structure oligarchique même si les espèces diffèrent d'une parcelle à l'autre. Des travaux récents montrent que la récurrence des cyclones et l'ampleur de la fragmentation du paysage expliquent une grande partie de ce phénomène en Nouvelle-Calédonie (Ibanez et al., soumis 2019). Plus les forêts sont situées dans des environnements perturbés, plus les communautés sont constituées d'espèces abondantes dites généralistes au dépend des espèces dites spécialistes qui ne se déploient que dans les phases ultimes de la succession écologique (cf. Figure).

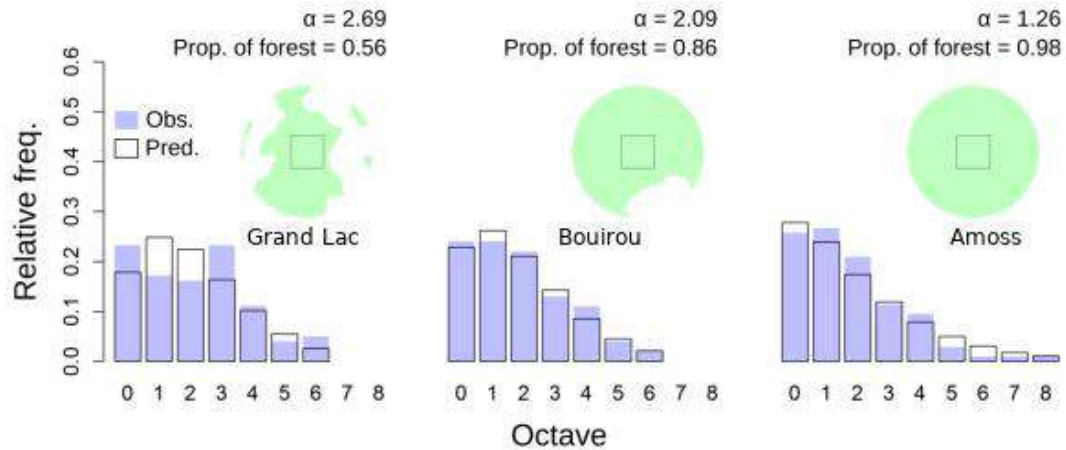


Figure : Effet de la proportion de forêt (en vert) 200 m autour des parcelles de 1 ha (carré noir) sur la distribution de l'abondance des espèces. L'octave représente une normalisation binaire de l'abondance (octave 0 = espèces ayant 1 seul individu; octave 1 = espèces avec 2-3 individus; octave 3 = espèces ayant 4-7 individus; octave 4 = espèces ayant 8-15 et ainsi de suite, adapté de Ibanez et al., soumis 2019)

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. Carte, 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.

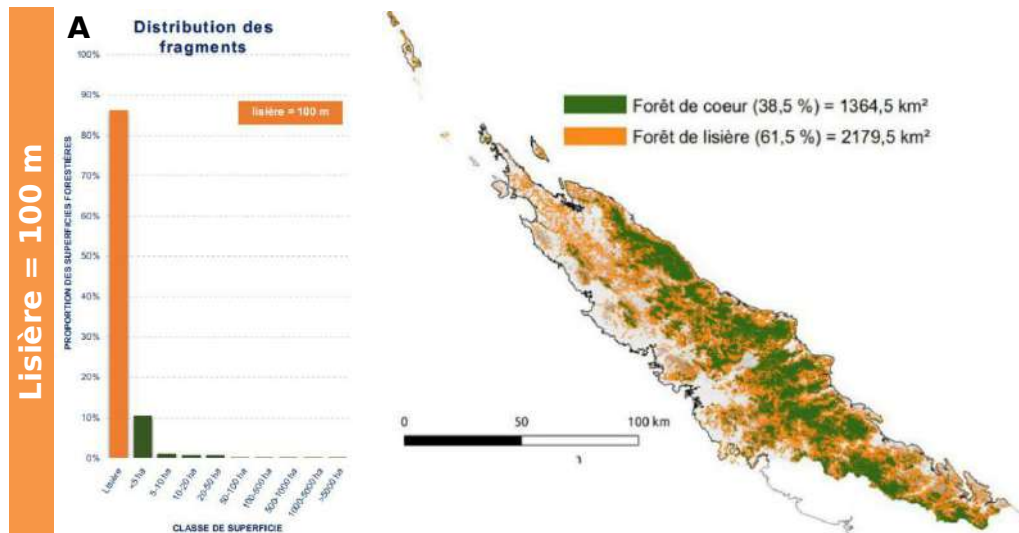


Figure: Distribution spatiale des forêts de cœur et des forêts de lisière en province Nord en se basant sur un effet de lisière d'une profondeur de 100 m (adapté de Birnbaum et al., 2018)

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. A titre d'exemple sur le massif de l'Aoupinié, les conditions micro-climatiques enregistrées en milieu ouvert présentent en moyenne une température de +2°C et une humidité relative de -8% par rapport à celles enregistrées à proximité mais sous le couvert forestier (Ponçon 2017). La présence du couvert forestier équivaut alors à l'effet produit sur le micro-climat par un décalage altitudinal de +350 m. 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., soumis 2019). Il est d'autant plus sélectif que les conditions du milieu divergent de celles rencontrées en forêt. Les espèces sclérophylles qui sont fréquentes à basse altitude, mieux armées dans la résistance à l'aridité, deviennent ainsi des acteurs, même transitoires, de la dynamique des forêts humides. Aujourd'hui cette imbrication des flores humides et sclérophylles est devenue rare du fait de la fragmentation et de la discontinuité entre les ensembles de végétation. La conjugaison des flores, à la fois dans le temps et dans l'espace, constitue une composante importante du fonctionnement de la régénération naturelle par le fait qu'elle offre une panoplie de fonctions adaptées à toutes les étapes de la succession.

Objectif général

Cette proposition a l'ambition d'engager une véritable stratégie pour favoriser la reforestation en Nouvelle-Calédonie en s'appuyant sur le pouvoir de la régénération naturelle. Elle propose de distinguer, à l'échelle de la Grande-Terre, les environnements les plus favorables à la reconquête forestière en considérant un compromis entre la valeur ajoutée, les chances de succès, la superficie considérée et les coûts. Cette proposition doit permettre de dresser le bilan de la capacité de la régénération naturelle en Nouvelle-Calédonie et des mesures qui permettent de mieux catalyser cette régénération naturelle dans le contexte actuel de la forêt fragmentée. Cependant cette proposition n'a pas pour vocation de remplacer les actions existantes mais plutôt de dessiner un schéma global d'aménagement du territoire basé sur l'organisation spatiale des paysages naturels en considérant à la fois les aires de régénération et les aires de conservation dans une logique d'expansion des surfaces forestières et de lutte contre la fragmentation. Cette prise en compte de l'organisation spatiale des forêts implique de définir un classement des ensembles forestiers au regard de leur intérêt pour la régénération naturelle. Afin d'établir ces priorités pour la Nouvelle-Calédonie, la méthode de classification proposée ici s'appuie sur un ensemble de 10 règles testées avec succès dans d'autres forêts tropicales (tableau 1 adapté de Chazdon, 2013).

Tableau 1 - A Checklist for Natural Regeneration of Tropical Forests (Chazdon, 2013)
1. Topsoil needs to remain onsite or be supplemented.
2. Forest fragments, preferably large and well-preserved, should be in close proximity to target site.
3. Resprouting native vegetation promotes rapid early growth and soil stabilization.
4. Seeds of early and late successional woody species are present in the seed bank and in seed rain.
5. Colonization of common and rare native species occurs on a long-term basis.

6. Weed suppression needs to happen rapidly after site abandonment.
7. A diversity of fauna (insects and vertebrates) serving as pollinators and seed dispersal agents are present in the landscape.
8. Protection against frequent fires that promote dominance of fire-resistant grasses.
9. Hunting and excessive harvesting of litter and forest products is prevented.
10. The site is protected from grazing and clearance for agricultural land use for at least 20 yr.

1. *Topsoil needs to remain onsite or be supplemented.* La présence d'un topsoil constitue la première condition qui favorise la régénération naturelle. En Nouvelle-Calédonie, toutes les études portant sur la restauration écologique sur site minier confirment que, quelles que soient les espèces étudiées, la structure du substrat constitue le premier rempart au succès de la régénération. L'absence de sol après grattage ou compactage par les engins constitue un facteur limitant qui ralentit voire inhibe le processus de régénération (L'Huillier et al., 2010; Amir et al., 2014; Bordez, 2015). La première étape, qui consiste à restaurer un sol fertile, est très longue, très coûteuse et très incertaine (Parrotta et Knowles, 1999; Román-Dañobeytia et al., 2015). Ce point exclut de fait les sols nus des concessions minières de l'emprise spatiale couverte par cette proposition.

2. *Forest fragments, preferably large and well-preserved, should be in close proximity to target site.* La proximité des réservoirs forestiers constitue une règle fondamentale de la priorisation spatiale qui conditionne implicitement les chances de succès en garantissant le flux entrant de diaspores forestières. La Nouvelle-Calédonie ne déroge pas à cette règle, toutes les études convergent pour définir que la distance au réservoir forestier conditionne le temps nécessaire à la succession forestière. Dans la même lignée que la stratégie spatiale établie par le pôle forêt sèche pour restaurer les connectivités entre les dernier lambeaux (Rota, 2016), cette proposition suggère de bâtir une stratégie spatiale de gestion (i.e. régénération & conservation) du domaine forestier à l'échelle de la Grande-Terre.

3. *Resprouting native vegetation promotes rapid early growth and soil stabilization.* La reprise naturelle de la végétation, notamment par rejets de souche ou stolons représente la modalité la plus rapide et la plus efficace de la régénération en profitant du système racinaire déjà en place. Cette fonction est particulièrement nécessaire pour les environnements exposés aux pressions extérieures (e.g. feu, herbivores) telles que les forêts de lisière. En Nouvelle-Calédonie, même si de nombreuses espèces sont capables de régénérer à partir de rejets de souches notamment parmi les espèces des premiers stades de la succession (Jaffré et al., 1998; Mc Coy et al., 1999; Ibanez, 2012; Ibanez et Birnbaum, 2014), l'efficacité de cette fonction doit être étudiée sur le terrain notamment en fonction des conditions environnementales.

4. *Seeds of early and late successional woody species are present in the*

seed bank and in seed rain. La présence d'une banque (ou une pluie) de graines contenant à la fois des espèces des premiers stades et des stades ultimes de la succession garantit une alimentation régulière en diaspores. En Nouvelle-Calédonie, nous ne disposons pas d'une connaissance exhaustive sur la succession en dehors du fait qu'elle ne semble pas calquée sur le modèle «classique» des forêts tropicales continentales. Néanmoins si les espèces des stades précoces de la succession semblent majoritairement anémochores, les espèces des stades matures sont plutôt zoochores (Mc Coy et al., 1999; Carpenter et al., 2003; Birnbaum et al., 2016). La quantité d'habitat situé autour des zones ciblées et plus généralement la fragmentation du paysage permet de définir les secteurs qui contiennent à la fois des espèces anémochores, par exemple en considérant la présence des forêts de lisières et à la fois des espèces zoochores qui sont prépondérantes dans les forêts de cœur (Ibanez et al., 2017).

5. *Colonization of common and rare native species occurs on a long-term basis.* La colonisation des espèces communes et rares sur le long terme reste une donnée inconnue en Nouvelle-Calédonie car nous disposons de trop peu d'informations sur la probabilité de migration des espèces d'un fragment forestier à l'autre. Cependant, la notion de rare/commun repose sur trois critères majeurs que sont la distribution géographique, l'étendue de la niche environnementale et la taille des populations. Appliquée en Nouvelle-Calédonie cette règle aboutit à considérer près de 60 % des espèces comme communes (large distribution géographique, spécificité étendue de l'habitat et grandes populations, Delassus, 2018) ce qui constitue le pilier floristique en capacité de créer le squelette d'une forêt. Par ailleurs, la distribution de l'abondance des espèces dans les forêts calédoniennes dépend de la quantité d'habitat autour de la zone cible (Ibanez et al., soumis 2019). Ce qui revient à dire que les environnements faiblement perturbés concentrent de fait un maximum d'espèces rares. Le croisement entre la structure spatiale de l'habitat forestier et les cartes de la richesse potentielle à l'hectare (Pouteau et al., 2015; Pouteau et al., 2018) permet de disposer d'une projection la plus probable des secteurs qui concentrent une grande quantité d'espèces d'arbres.

6. *Weed suppression needs to happen rapidly after site abandonment.* La suppression des espèces invasives doit être assurée rapidement sur les sites abandonnés, notamment les plantes héliophiles exotiques qui couvrent le sol et inhibent de fait la régénération naturelle. Cette règle s'applique d'abord aux anciens pâturages et à la compétition entre les herbacées invasives et les plantules natives. En Nouvelle-Calédonie, les espèces invasives colonisent surtout les secteurs très perturbés, rarement les formations arborées naturelles. Néanmoins cette règle recommande de s'assurer que les formations constituées d'espèces exotiques héliophiles (e.g. *Pinus caribaea*, *Leucaena leucocephala*, *Falcataria mollucana*, *Tecoma*

stans, *Spathodea campanulata*) appartiennent au type II de la mono-dominance (au sens de Connel et Lowman, 1989), c'est-à-dire qu'elles ne durent qu'une seule génération et représentent une étape transitoire de la succession. En d'autres termes pouvons-nous utiliser le couvert forestier exotique sans favoriser la régénération de ces mêmes espèces exotiques ?

7. *A diversity of fauna (insects and vertebrates) serving as pollinators and seed dispersal agents are present in the landscape.* La diversité de la faune, pollinisateurs et disperseurs, doit être assurée dans le paysage. Cette information est très difficile à acquérir et dans un premier temps nous posons l'hypothèse que la structure du paysage, notamment les paramètres de la fragmentation et plus spécifiquement la quantité et la diversité des habitats entourant la zone à régénérer sont des garants de la biodiversité globale, incluant la faune. Pour le vérifier, des études encourageantes de bioacoustique permettent de mesurer une forme de meta-richesse animale qui, même si elle n'aboutit pas à définir l'abondance et la richesse des pollinisateurs/disperseurs, peut être reliée à une diversité globale (Gasc et al., 2013; Sueur et al., 2014 ; Anso, 2016; Gasc et al., 2018)

8. *Protection against frequent fires that promote dominance of fire-resistant grasses.* La protection contre les feux permet de maintenir la dynamique de la régénération naturelle et de franchir les étapes clefs de la succession. En Nouvelle-Calédonie, il est encore difficile de définir le temps nécessaire sans feu pour que la succession soit efficace mais la protection contre les incendies reste une condition *sine qua non* de la reconquête de la forêt sur les formations secondaires instables telles que les savanes à Niaouli (Ibanez, 2012). Par ailleurs la vulnérabilité des forêts au feu dépend en grande partie de la topographie, avec une plus forte probabilité d'occurrence au niveau des crêtes sèches exposées aux vents dominants (Ibanez et al., 2012). D'une manière plus générale, la propagation des feux est naturellement stoppée lorsque le sous-bois enregistre une valeur de VPD (*Vapour deficit pressure en kilopascals*) inférieure à 0.75 kPa (Ray et al., 2005 ; Ibanez et al., 2013)

9. *Hunting and excessive harvesting of litter and forest products is prevented.* La chasse de la faune sauvage, la récolte de produits forestiers ou les prélèvements de la litière doivent être réduits. Même si ces critères s'appliquent peu en Nouvelle-Calédonie, cette règle traduit la nécessité de diminuer la pression anthropique sur le milieu naturel notamment en sélectionnant les zones à régénérer dans les endroits difficiles d'accès ou en bloquant certaines voies d'accès. Par ailleurs, cette mesure induit de s'assurer qu'il y a une réduction des impacts exercés par les cervidés sur la régénération (régulation par la chasse/empoisonnement et/ou évitement par clôtures).

10. *The site is protected from grazing and clearance for agricultural land use for at least 20 yr.* Bien entendu les sites à régénérer doivent être libres

de toutes pressions foncières en lien avec le pâturage ou l'agriculture ainsi qu'une protection contre toutes formes de défrichements. Le choix de se concentrer sur les formations arborées réduit cette potentielle dualité de l'utilisation des terres. Néanmoins il faudra s'assurer que les plantations ou les formations invasives, qui sont souvent situées à proximité des habitations, ne soient pas installées sur des terres privées ou s'accorder avec le propriétaire sur les conversions prévues.

Ces règles établies dans les forêts tropicales continentales doivent être adaptées au contexte insulaire de la Nouvelle-Calédonie mais elles posent parfaitement le cadre d'une stratégie qui s'appuie sur l'organisation spatiale des formations arborées pour définir les priorités d'action (Martins et al., 2014). La faible perturbation du sol, la proximité des réservoirs forestiers et la présence à proximité de la faune dispersant les graines sont les facteurs les plus critiques (Guariguata et Ostertag, 2001; Pereira et al., 2013; **de Rezende et al., 2015**; Rozendaal et Chazdon, 2015; Sloan et al., 2016). Lorsque ces conditions sont réunies, la repousse des forêts est alors «seulement» dépendante de l'arrêt des activités agricoles ou pastorales, de la prévention des incendies ou de la régulation d'autres perturbations telles que celles exercées par les espèces animales invasives (Letcher et Chazdon 2009; Martin et al., 2013; Norden et al., 2015; Martínez-Ramos et al., 2016).

Hypothèses et organisation

Cette proposition se concentre principalement sur les espaces dégradés dont le topsoil n'a pas été perturbé. De fait, elle inclut toutes les formations déjà arborées (forêts de cœurs, forêts de lisières, forêts secondaires, plantations d'arbres indigènes et exotiques, anciennes jachères) dont le couvert en place favorise la régénération naturelle en catalysant la germination et le développement des jeunes arbres forestiers (Parrotta, 1992; da Silva Junior et al., 1995; Guariguata et al., 1995; Powers et al., 1997; Carnevale et Montagnini, 2002; Ewel et Putz, 2004; Lee et al., 2005; Selwyn et Ganesan, 2009; Cole et al., 2012; Holl et al., 2011; Sansevero et al., 2011; Brockerhoff et al., 2013; Chazdon 2013; Dendy et al., 2015; Piironen et al., 2015; de Rezende et al., 2015; Viani et al., 2015; Bertacchi et al., 2016; Brancalion et al., 2016; Elliott, 2016; Gilman et al., 2016; Latawiec et al., 2016). En concentrant les efforts sur ces formations déjà arborées, nous suggérons de construire un modèle de conservation du domaine forestier basé sur le potentiel de la régénération naturelle et donc sur la capacité de la reconquête forestière.

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. Elle s'appuie sur cette trajectoire en identifiant les éléments majeurs des espèces et des habitats qui contribuent à la restauration du couvert forestier. Elle repose sur les hypothèses sous-jacentes suivantes :

HYP1. Alors que dans les forêts continentales tropicales, la régénération est assurée par le cycle sylvigénétique dont le point de départ est le chablis, ce moteur de la dynamique ne semble pas prépondérant en Nouvelle-Calédonie. *La canopée basse, la topographie, la récurrence des tempêtes engendrent en forêt de multiples niches micro-climatiques qui semblent entretenir une dynamique continue sans qu'il n'y ait un véritable cycle. A l'opposé, la violence des cyclones génère des phases de déforestation sur de grandes étendues qui initient une succession écologique dont la première étape est la formation d'un couvert forestier mono-dominé. Au regard de ces constats, nous posons l'hypothèse que la dynamique forestière est d'abord régie par le régime des perturbations plutôt que par la mort naturelle des arbres. Cette dynamique pourrait reposer sur deux cinétiques distinctes, i) l'une basée sur la récurrence annuelle de petites perturbations entraînant une régénération naturelle perpétuelle dans les forêts et ii) l'autre basée sur des événements rares et violents engendrant une phase de succession écologique dont la première étape est de constituer un couvert forestier. Cette imbrication des dynamiques pourrait faire intervenir des guildes d'espèces spécialisées mais distinctes dont nous ne connaissons pas les propriétés biologiques.*

HYP2. En l'absence d'un modèle précis de la dynamique, une connaissance plus approfondie de l'auto-écologie des espèces clefs et des traits fonctionnels associés à la succession écologique est nécessaire. Même si les chablis/volis se rencontrent sporadiquement, nous n'identifions pas une guildes spécialisée d'espèces héliophiles cicatricielles. Ainsi il est difficile de conclure sur le rôle majeur de l'énergie lumineuse comme le principal déclencheur de la dynamique. **Nous émettons l'hypothèse que les espèces capables de résister aux vastes ouvertures sont d'abord caractérisées par des traits liés à la résistance à l'aridité.** Cette hypothèse s'appuie notamment sur le fait que certaines espèces typiques des forêts sclérophylles (e.g. *Arytera chartacea*, *Diospyros fasciculosa*, *Elattostachys apetala*) sont parallèlement impliquées dans les phases de début de succession dans les forêts humides. Les espèces pourraient se distinguer le long d'un gradient de tolérance à l'aridité qui se traduit notamment par une structuration fonctionnelle des communautés avec des groupes d'espèces à petite feuilles coriaces dans les environnements arides (lisières, crêtes) qui s'opposent aux groupes d'espèces à grandes feuilles que l'on retrouve dans les environnements plus humides (forêts, talwegs, ripisylves). Si cette hypothèse se vérifie, elle conduit à considérer l'imbrication des flores comme un facteur primordial pour catalyser la succession écologique.

HYP3. L'effet ombrière du couvert est un déclencheur principal de la première phase de la régénération naturelle. Nous savons que la régénération naturelle est effective sous les couverts mono-dominés par des espèces locales ou exotiques mais nous ne savons pas de quelle manière la substitution s'opère dans le temps ni si elle s'effectue de manière totalement indépendante de la composition floristique de ce couvert. L'enrichissement floristique est un processus qui dépend à la fois des propriétés du lieu et de celles du paysage. **Nous posons l'hypothèse que la cinétique de cet enrichissement dépend à la fois de la durée de vie des individus, de la distance au réservoir forestier et des conditions environnementales.**

HYP4. En forêt, la démographie est globalement constante, ce qui implique que statistiquement chaque arbre ne fournira en moyenne durant toute sa vie qu'une seule graine en mesure de devenir un descendant adulte, indépendamment de sa phénologie et de sa durée de vie. La mortalité des jeunes stades est donc un paramètre qui fait partie de la structure démographique des arbres. La capacité de la régénération s'exprime finalement par la probabilité qu'une graine puisse atteindre le stade adulte, en considérant la somme de toutes les phases de l'ontogenèse. Selon ce principe **nous posons l'hypothèse que, au sein d'une communauté (e.g. une parcelle de 1 ha du réseau NC-PIPPN), la composition floristique de la classe des jeunes arbres (e.g. arbres du futur) reflète celle de la classe des arbres adultes (e.g. arbres du présent).** Dans le cas contraire, la variation d'abondance témoigne d'une conversion en cours de la composition floristique qui peut être attribuée à une phase de succession ou à des pressions externes (e.g.

sécheresse & gradients d'aridité, prédation par le cerf ou pathologies diverses)

HYP5. La projection cartographique des fragments forestiers en province Nord nous montre que la distribution des réservoirs forestiers n'est pas aléatoire et qu'elle se concentre principalement au niveau de la chaîne centrale et des sommets peu accessibles. *En utilisant ce seul critère, les enjeux de conservation et de restauration se localiseraient majoritairement à la frontière de ces grands réservoirs forestiers. Pourtant d'autres variables, moins dépendantes de l'état de la fragmentation, telles que la densité d'habitat ou la disponibilité hydrique locale, montrent un effet majeur sur la richesse, la diversité floristique et spécialement sur la persistance des espèces rares. Un travail important d'analyse spatiale doit encore être mené dans le but de croiser les paramètres globaux de l'environnement (e.g. substrat, pluviométrie, température, relief,...), les paramètres locaux de disponibilité des ressources (e.g. lumière, eau, humidité) et les paramètres structurels de l'habitat forestier (e.g. fragmentation, densité d'habitat, distance inter-fragments,...) avec la diversité réelle ou prédite des forêts dans le but de produire une carte des enjeux de conservation et des probabilités de succès de la régénération naturelle. En utilisant ces variables en complément des effets de lisières dont la profondeur pourrait fluctuer avec l'environnement (cf. Projet Reliques, CNRT-2019-2022), **nous posons l'hypothèse que les enjeux de la régénération naturelle s'inscrivent à différentes échelles et se distribuent sur différents du territoire.***

HYP6. Le succès de la régénération naturelle se mesure au bout d'un laps de temps toujours complexe à évaluer. L'histoire des paysages est rarement considérée dans l'évaluation du succès de la régénération naturelle. *La Nouvelle-Calédonie regorge de documents qui permettent de dater des événements importants (e.g. plans de géomètres, couvertures aériennes anciennes 1954 et 1976, dates d'ouverture de pistes, dates des plantations, des cyclones, des feux) qui constituent une immense source d'informations pour préciser les cinétiques de la régénération et de la conversion des paysages. Alors que le focus est souvent porté sur la déforestation, la comparaison des paysages actuels et passés montre des exemples exceptionnels de reforestation en seulement 40 ans. La construction d'un couvert forestier s'inscrit donc dans un laps de temps assez court. Cette échelle de temps pourrait être encore raccourcie par des mesures de gestion simples en considérant à la fois les aires de régénération et les aires de conservation. **Nous posons l'hypothèse que la probabilité de succès et la cinétique de la régénération naturelle peuvent se modéliser en analysant la structuration ancienne des paysages.***

HYP7. L'écologie, la foresterie et l'expérimentation doivent se rejoindre pour que cette diversité des approches et des connaissances puisse catalyser la régénération naturelle. *Dans cette proposition, les anciennes plantations forestières font l'objet d'une attention particulière. Comme les anciens abattis ou jachères, elles représentent des milieux dégradés mais dont la «mémoire interne» reste finalement peu altérée. Au-delà des études nécessaires pour améliorer la*

connaissance, l'expérimentation (e.g. plantation d'espèce indigène; éclaircis dans la canopée; amendement; arrosage) conforterait les hypothèses définies sur les milieux naturels. La fermeture d'anciennes pistes, la sensibilisation des populations, la multiplication des garde-natures, la nomination de gardes-champêtres, la participation citoyenne jusqu'à la prime pour la régénération sont autant de mesures qui doivent être évaluées au regard de leur ratio efficacité/coût. Enfin la mise en défens de parcelles forestières est une priorité absolue pour la Nouvelle-Calédonie, notamment pour mesurer la pression engendrée par les espèces invasives sur la probabilité de régénération. Plus largement le territoire pourrait (devrait) se doter d'une station scientifique afin de capitaliser les résultats apportés par les travaux appliqués et fondamentaux pour connaître et optimiser les itinéraires techniques liés à la régénération naturelle.

De nombreuses inconnues perdurent dans la compréhension des processus qui contrôlent la dynamique des forêts calédoniennes de sorte que l'acquisition de la connaissance reste une composante indispensable. Cette acquisition a pour vocation d'alimenter une réflexion sur les stratégies spatiales d'aménagement du territoire naturel en considérant la forêt dans son ensemble, c'est-à-dire en considérant la forêt actuelle et la forêt du futur au travers des enjeux de la régénération et de ceux de la conservation.

CADRE DE REALISATION D'UN PROJET DE RECONQUÊTE DE LA FORÊT VIA LA RÉGÉNÉRATION NATURELLE

La reconquête de la forêt n'est pas un projet à durée déterminée mais un engagement à long terme conduit par la volonté de la population calédonienne de protéger et reconstruire son environnement naturel. Qu'il s'agisse de raisons scientifiques, idéologiques ou économiques, la reconquête de la forêt doit s'inscrire dans une planification de l'aménagement du territoire qui prend en compte, d'une manière équivalente, le développement économique et la protection de l'environnement. La Nouvelle-Calédonie représente un territoire où la gestion de cette dualité est particulièrement importante. En effet, abandonner l'exploitation des ressources naturelles conduirait à une dépendance économique insoutenable tandis qu'abandonner la protection de son environnement conduirait à des coûts environnementaux insoutenables. Cette proposition s'inscrit dans le cadre de cet aménagement du territoire, en proposant de développer une filière écologique et économique autour de la conservation de l'environnement avec comme totem la reconquête de la forêt naturelle sur les espaces dégradés.

Cette proposition intègre des questions fondamentales de recherche mais propose aussi un cadre expérimental permettant de mieux cerner les étapes clés qui conduisent au succès de la régénération naturelle. Elle doit conduire à définir les meilleures pratiques en matière de gestion des environnements naturels pour tendre vers une reconquête de la forêt sur les espaces dégradés. Elle permettra en outre de consolider les évaluations financières liées au défrichement en considérant les coûts et le temps nécessaire à sa restauration. Cette proposition s'articule autour de trois grands axes qui sont liés à i) des questions de recherche afin de combler les lacunes relatives à l'auto-écologie des espèces et de la dynamique des forêts, ii) des stratégies d'aménagement spatial du territoire dans le but de maximiser la probabilité de succès sur les aspects écologiques, sociaux ou économiques et iii) de l'ingénierie écologique pour expérimenter, développer et mettre en œuvre les techniques qui optimisent la régénération naturelle.

I. Comprendre la régénération naturelle des forêts

Cette partie regroupe les questions majeures relatives à l'acquisition de connaissances pour mieux construire la stratégie spatiale de la régénération naturelle. Elle porte à la fois sur l'auto-écologie des espèces et sur la conversion des milieux arborés. Elle se concentre sur les étapes de la régénération en milieu naturel et de la succession écologique, en mettant

l'accent sur la trajectoire qui mène vers l'enrichissement floristique. Elle devrait répondre aux points suivants :

a) La régénération dans les forêts mixtes

Le réseau NC-PIPPN représente une source importante de données sur les arbres mais également un dispositif expérimental majeur. Ces parcelles de 1ha seront ré-examinées sous l'angle de leur dynamique en considérant les groupes fonctionnels d'espèces.

i. Dissimilarité sous-bois vs canopée ?

● *Existe-il une trajectoire dans la succession naturelle ? Répondre à cette question est essentiel pour identifier les niveaux les plus matures de la dynamique forestière. Sur les parcelles, la dissimilarité floristique entre les jeunes arbres (2-10 cm) et les arbres adultes (> 10 cm) permettra de dessiner une ou plusieurs trajectoire(s) en considérant que sa valeur reflète l'écart entre deux phases de la succession.*

ii. Rôle des chablis, volis, perturbations, cyclones ?

● *Existe-il un point de départ à la succession, donc un cycle ? Les trouées dans la canopée sont connues pour initier des phases de dynamique forestières au travers d'une augmentation locale de l'énergie lumineuse. Une attention particulière sera portée sur la régénération dans les chablis de nos parcelles ou dans les secteurs ayant été frappés par un cyclone ancien. Nous étudierons aussi les agrégats d'espèces qui peuvent représenter la trace encore perceptible d'une perturbation ancienne. L'approche sera complétée par une analyse de la canopée à plus grande échelle en étudiant la distribution spatiale et la fréquence des trouées sur les images aériennes et/ou satellitaires. Enfin plusieurs zones sont connues pour*

iii. Quels traits fonctionnels (architecture, feuilles, bois, écorce, multiplication végétative...)

● *Peut-on dresser le portrait-robot d'une espèce de début de succession ? il est difficile d'associer le trait héliophile à la fonction pionnière, nous ne connaissons presque rien sur les exigences écologiques et les durées de vie des espèces d'arbres. Néanmoins les espèces du début de succession devraient présenter des aptitudes à supporter une augmentation lumineuse et une aridité plus élevée. Le travail déjà en cours sur les traits fonctionnels sera poursuivi jusqu'à couvrir l'intégralité des espèces d'arbres. En plus des traits foliaires et de la densité de bois, nous ajouterons une mesure directe de la pression osmotique des feuilles afin de mesurer le potentiel en eau des feuilles au point de flétrissement. Les communautés d'arbres seront analysées au regard de leur composition fonctionnelle.*

b) Succession dans les forêts mono-dominées (natives et exotiques)

*Les formations arborées pauvres en espèces, qu'elles soient natives (e.g. *Gymnostoma*, *Codia*, *Melaleuca quinquenervia*, *Arillastrum gummiferum*) ou exotiques (*Pinus*, *Falcataria moluccana*), représentent un enjeu écologique primordial dans la stratégie de reconquête de la forêt du fait de leur couvert arboré déjà en place. Ces*

formations seront étudiées vis-à-vis de leur capacité à générer un effet pépinière et faciliter le développement d'une strate jeune diversifiée conduisant à un enrichissement en espèces.

i. Enrichissement floristique selon la distance au réservoir forestier

● *La cinétique est-elle une fonction de la distance au pool forestier ? L'hypothèse de base sur laquelle porte en partie ce projet est que la cinétique de la régénération des zones dégradées dépend d'abord de la distance au réservoir forestier. Cette hypothèse se base sur le postulat que plus la distance est courte plus la probabilité qu'une graine franchisse le milieu est élevée, quel que soit le mode de dispersion. La distance serait alors considérée comme un proxy du temps nécessaire pour que le stock de diaspores colonise la zone. Selon cette hypothèse, le flux s'orienterait depuis les formations les plus riches vers les formations les moins riches. Si ces flux existent, ils laissent nécessairement une empreinte dans le paysage. En d'autres termes on peut supposer que la composition floristique des formations arborées qui se sont régénérées naturellement depuis 40-60 ans (i.e. celles absentes sur les photographies aériennes anciennes) hérite de celle des forêts qui étaient situées à proximité. La diversité beta est-elle plus faible dans cette configuration de paysage ? Le poids de la composition floristique locale dans les trajectoires de la régénération doit impérativement être évalué, il constitue une métrique fondamentale de ce projet.*

ii. Durée et nombre de cycles

● *Persistance vs non-persistance (1 à n générations). Dans cette partie, il s'agira d'identifier la persistance des formations mono-spécifiques au regard i) de la durée de vie des individus et ii) de la capacité/tolérance des espèces à se régénérer sous leur propre couvert arboré. Un œil particulier sera porté aux formations mono-spécifiques exotiques dont la persistance peut conduire à une véritable invasion biologique. Que se passe-t-il lorsque ces formations deviennent âgées et que les arbres meurent ? Peut-on accélérer la conversion par des pratiques de foresterie telles que la plantation d'espèces indigènes ou/et la création d'éclaircies artificielles dans la canopée?*

iii. Blocage, facilitation, succession

● *Allélopathie, conditions abiotiques, enrichissement azote/mycorhize ? Il s'agira ici de s'assurer que les formations mono-dominantes, principalement celles constituées d'espèces exotiques, ne constituent pas un blocage physiologique/biologique à la régénération naturelle telles que les terpènes produits par le genre *Eucalyptus*, les humus acides des plantations de *Pinus* ou les tanins produits par les *Ericaceae*. A l'inverse, il sera nécessaire d'identifier les peuplements qui peuvent favoriser le transfert nutritif entre plantes ou favoriser les conditions azotées telles que les espèces rhizobiennes et/ou mycorhiziennes.*

c) Les obstacles à la succession

La présence d'un couvert forestier et la distance au réservoir forestier sont des facteurs limitants sans garantir pour autant le succès de la régénération. Les propriétés biologiques des espèces, les conditions environnementales ou les pressions exercées sur le développement et la croissance des plantes créent des barrières ou des freins à la régénération. Cette partie devra mesurer la dérive engendrée par des facteurs biotiques et abiotiques sur la trajectoire optimale de régénération.

i. Type de graines, levée de dormance, phénologie

● *La capacité germinative intervient-elle dans la performance de la régénération ? Le type de graine, en incluant sa capacité de dispersion, son pouvoir de germination ou sa capacité de dormance, constitue un élément majeur dans la dynamique de la banque de graines constituée de diaspores d'âge et de durée de vie différentes. Cette variabilité dans le type de graine conduit-elle à produire des forêts différentes ? Les espèces les plus productives sont-elles les espèces les plus fréquentes et abondantes ? Selon nos observations, la quantité de graines produites ne semble pas prédire du succès potentiel de la régénération. Néanmoins nous devons vérifier que les espèces qui présentent des aptitudes à initier des phases de régénération, depuis la création d'un couvert jusqu'à participer à l'enrichissement floristique, sont également des espèces qui présentent une phénologie régulière permettant d'enrichir la banque de graine mais également de fournir les opérations de régénération active.*

ii. Succession et conditions environnementales (topographie, sol, précipitations, température, VPD, TWI)

● *Quel est le poids de l'environnement sur le succès de la régénération ? Indépendamment des espèces et des types forestiers cette partie se focalisera sur les conditions environnementales qui favorisent ou au contraire qui freinent l'enrichissement floristique. Certaines métriques, comme la VPD (Vapor Pressure Deficit) et le TWI (Topographic Wetness index) qui reflètent les conditions hygrologiques offertes à la végétation délimitent finalement des environnements bien plus imbriqués que les grandes classes d'altitude et de pluviométrie. Elles concourent à redessiner la distribution des environnements selon des variables qui exercent un filtre sur la persistance des espèces. Par exemple elles rassemblent les crêtes, les lisières, les forêts de basse altitude et dans une certaine mesure les forêts de haute altitude dans des ensembles bénéficiant d'une disponibilité hydrique et nutritionnelle plus faible que le groupe composé des forêts de moyenne altitude, des forêts de talwegs ou des ripisylves.*

● *La structuration topographie/pédologie est-elle déterminante dans la performance de la succession ? Dans la même lignée que le point précédent, la relation entre la toposéquence et l'épaisseur du sol est cruciale dans la compréhension du fonctionnement hydro-pédologique notamment dans un territoire marqué par un relief aussi abrupt. L'hypothèse la plus simple conduit à considérer les crêtes et les sommets comme des environnements où le sol est peu épais et régulièrement lessivé par les pluies. A haute altitude, malgré*

une pluviométrie élevée (jusqu'à 4500 mm/an sur le sommet), le sol ne propose qu'une faible disponibilité hydrique et nutritive. La modélisation du fonctionnement hydro-pédologique permettrait de définir la relation entre la disponibilité hydrique et celle des nutriments. En outre elle permettrait de calibrer et d'ajuster la valeur du TWI.

iii. Impact des cervidés sur la régénération

● *A quel point les cervidés modifient-ils la succession et/ou la dispersion ? Le cerf (et les cochons) exerce une pression sur la régénération du présent qui peut induire un changement de dynamique (Granados et al. 2017). Néanmoins c'est uniquement la récurrence de la prédation qui peut à terme réduire la capacité totale de la régénération naturelle, c'est-à-dire la régénération actuelle (plantules & jeunes arbres) mais également la banque de graines en tenant compte du stock actuel et futur. Nous disposons de trop peu d'informations sur l'écologie spatiale de l'animal pour définir à quel point il peut exercer une pression récurrente sur la même zone mais certains secteurs perturbés de basse altitude montrent de toute évidence une réduction de la biomasse du sous-bois. Compte tenu i) de son régime alimentaire constitué d'un mélange de graminées, d'herbacées et de plantes ligneuses (Nugent, 1993, de Garine-Wichatitsky et al., 2005), majoritairement de plantes introduites (de Garine-Wichatitsky et al. 2003); ii) de sa préférence pour les lisières forestières (Douglas, 1982; Whitehead, 1993; Theuerkauf et al., 2013), il paraît logique de considérer que sa pression n'est pas homogène partout et que son territoire de prédilection est constitué d'une mosaïque d'habitats qui mixte à la fois les milieux ouverts tels que les prairies et les savanes et les milieux plus fermés tels que les forêts. Sa présence sera donc certaine dans tous les secteurs candidats à la régénération naturelle. Une meilleure connaissance de l'auto-écologie de l'animal est indispensable pour construire un modèle spatialisé de la pression.*

II. Aménagement spatial du territoire

Cette partie est centrée sur la dimension spatiale et la projection à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie des enjeux de la régénération naturelle. Elle représente le tableau de bord qui doit aboutir à définir les zones à considérer autant pour la conservation intégrale des réservoirs forestiers que pour la stratégie de régénération naturelle. Elle s'appuiera principalement sur la cartographie des formations arborées. Elle doit répondre aux points suivants :

a) L'organisation du paysage

La différence de couvert forestier entre les paysages passés et actuels représente un cadre concret qui permet de définir les environnements les plus favorables et les plus limitants pour la reconquête de la forêt. Nous utiliserons cette évaluation diachronique pour projeter des probabilités de succès aux zones de régénération au regard de la conformation des paysages actuels, notamment la distribution des réservoirs forestiers et la fragmentation.

i. Centrer les efforts sur les réservoirs forestiers

● *Quelles sont les zones situées à proximité des réservoirs forestiers ? L'étude de l'organisation du paysage qui jouxte les grands réservoirs forestiers de la chaîne centrale constitue une étape décisive de ce travail. Ces secteurs seront étudiés dans leur état actuel, notamment au regard de la fragmentation et de la régénération naturelle, mais également au regard de leur évolution historique depuis 40-70 ans. Selon les hypothèses qui lient la distance au temps, ces secteurs offrent les conditions optimales pour une régénération naturelle efficace. Par ailleurs, en considérant l'évolution des paysages forestiers entre deux dates nous chercherons à savoir quels sont les patrons d'organisation du paysage et les conditions environnementales qui optimisent la régénération naturelle. Ces scénarios basés sur des observations réelles seront utilisés pour prédire la probabilité de succès de la régénération dans les paysages actuels.*

ii. Maximiser la richesse du réservoir forestier

● *Les zones les plus riches (prédites) sont-elles plus favorables à la régénération naturelle ? Au-delà des réservoirs forestiers actuels, nous posons l'hypothèse que l'environnement qui prédit la plus forte richesse, au travers des S-SDM (Stacked Species Distribution Model), peut constituer également un environnement qui prédit une régénération naturelle optimale du fait d'une plus grande diversité statistique des fonctions. Dans cette partie plus 'recherche' nous évaluerons dans quelle mesure les environnements situés dans des secteurs à forte diversité environnementale optimise l'efficacité de la régénération naturelle.*

iii. Tendre vers la défragmentation (cf. Projet Reliques)

● *Quels sont les secteurs les moins fragmentés ? Le succès de la régénération naturelle repose sur la « mémoire externe » ce qui relève d'abord de la structuration du paysage avoisinant. La fragmentation est un indicateur*

majeur de cette structuration et, dans la lignée du projet Reliques, nous posons l'hypothèse qu'elle témoigne à la fois des perturbations passées, de l'ampleur actuelle des menaces et du potentiel de la régénération naturelle. La trajectoire qui tend vers la défragmentation fait partie des objectifs premiers de ce projet et les paysages qui s'inscrivent dans cette direction constituent des secteurs à enjeux pour la régénération. Par ailleurs la fragmentation conduit à une augmentation des forêts de lisières qui représentent des espaces favorables à la régénération, passive et active, mais également une porte d'entrée pour les menaces externes telles que les feux et les espèces invasives. Quelle est la conformation du paysage et l'environnement qui optimise l'effet pépinière des forêts de lisières et minimise le risque de menaces externes ?

iv. Augmenter de manière significative les surfaces forestières

- Quelles sont les zones à restaurer qui maximisent la superficie d'ensembles continus ? La stratégie engagée pour la régénération naturelle porte sur l'augmentation de la superficie occupée par les réservoirs forestiers afin de catalyser le processus. Plutôt que de multiplier le nombre de secteurs, l'effort doit s'inscrire dans des paysages qui maximisent le gain de surface pour un effort minimum. Cette analyse est presque comptable par le fait qu'elle doit aboutir à proposer des secteurs qui permettent de minimiser les coûts pour un gain maximal de forêt restaurée.

b) Délimiter l'emprise spatiale favorable

Cette partie devra identifier les emprises géographiques les plus favorables à la reconquête de la forêt en considérant la combinaison entre les facteurs étudiés précédemment notamment les configurations actuelles/passées des paysages, les paramètres environnementaux qu'ils soient globaux (e.g. altitude, pluviométrie, substrat) ou locaux (e.g. topographie, exposition, pédologie), la distribution actuelle et potentielle des taxons et les pressions anthropiques (e.g. foncier, distance aux habitations, risques de feux). Ce travail doit aboutir à une partition de l'espace au regard des enjeux de restauration, de régénération naturelle & de conservation.

i. Circonscrire l'enveloppe environnementale

- Quelle est l'enveloppe environnementale (altitude, pluviométrie, topographie, sol, exposition,...) optimale pour la régénération naturelle ? Le succès de la régénération naturelle repose en partie sur la disponibilité des ressources nécessaires à la croissance et au développement des individus. Cela signifie qu'il existe des secteurs plus favorables que d'autres, indépendamment de la configuration du paysage. A l'échelle globale, les secteurs situés aux deux extrémités du domaine altitudinal (environnement arides de basse altitude et pluvieux mais ruissellement à haute altitude) représentent probablement les secteurs les moins favorables à la régénération naturelle et à la croissance. A l'échelle locale, l'imbrication des conditions micro-climatiques génère une mosaïque d'environnements, tels que les crêtes, les talwegs ou encore les lisières (cf. Point 1.c.2), qui

présentent des conditions distinctes vis-à-vis du potentiel de la régénération naturelle. Il sera donc nécessaire de travailler à deux échelles distinctes par exemple en croisant les catégories environnementales régionales, comme les zones de vie de Holdridge, avec la disponibilité locale des ressources, comme celles mises en exergue par le TWI ou encore la VPD.

ii. **S'assurer de la diversité des phases de la succession écologique**

● *Quelle structure du paysage pour une efficacité optimale ? Cette partie est très dépendante des études en cours sur l'impact de la densité d'habitat sur la richesse à l'hectare qui intègre à la fois les effets de la fragmentation et ceux de la structuration du paysage. La densité d'habitat garantit la présence d'espèces rares (i.e. au sens rare à l'hectare) mais dans l'optique d'une restauration des couverts forestiers, le paysage doit également garantir la présence des espèces clefs de la succession écologique. La diversité de la structure du paysage, par exemple la densité de lisière ou d'habitats, la géométrie des fragments, peut dans une certaine mesure être considérée comme un proxy qui maximise la diversité des phases de la succession écologique. Les travaux portant sur les traits fonctionnels (cf. Point 1.a.iii) et ceux sur l'hétérogénéité de l'environnement (cf. Point 1.c.2) permettront de calibrer différemment les modèles de distribution potentielle en considérant les groupes fonctionnels plutôt que les espèces.*

iii. **Sélectionner des secteurs à faible pression anthropique et/ou à forte implication des populations dans la protection de l'environnement**

● *Quelle est la pression foncière sur les secteurs à restaurer ? Une analyse des pressions foncières, des moyens d'accès et de la relation entre la forêt et les populations peut nous permettre de sélectionner les lieux les plus favorables pour la reconquête de la forêt au regard de la pression anthropique actuelle. Les lieux où les accès sont devenus difficiles tels que les chemins de crête, les vieilles savanes à niaoulis, les anciens villages, les anciennes plantations, les anciens champs dorénavant abandonnés représentent des secteurs privilégiés pour initier et favoriser la régénération naturelle. Par ailleurs, cette délimitation inclut certaines tribus impliquées dans la reconquête des forêts (e.g. Gohapin) notamment au regard des captages d'eau qui représentent des zones à fort enjeu à la fois pour la régénération naturelle et pour les services apportés aux populations. Cette partie implique des travaux en géographie et en sociologie pour mieux discerner les secteurs qui ne se superposent pas à une emprise foncière, un conflit terrien, une zone de passage ou plus concrètement à la forte probabilité de récurrence des feux.*

iv. **Partitionner l'espace pour optimiser les efforts**

● *Partitionner l'espace revient à définir les zones qui présentent un enjeu écologique élevé en considérant autant les zones favorables à la régénération naturelle, à la restauration écologique que celles qu'il convient de protéger. En d'autres termes cela revient à intégrer la forêt naturelle du présent et celle*

du futur dans les processus d'aménagement du territoire. Cette planification systématique des enjeux consiste à sélectionner des zones clefs optimisées selon un (ou plusieurs) objectif(s) de conservation/régénération (e.g. maintien de la connectivité, maximisation de la richesse spécifique, de la densité d'habitats) et certaines contraintes (e.g. économiques, écologiques, spatiales). A partir des données spatialisées issues des points précédents et des méthodes de modélisation jusqu'ici peu explorées dans ce contexte (e.g. programmation par contraintes, théorie des graphes), il est possible d'aborder cette planification au travers d'une approche flexible et modulable d'aide à la décision. L'objectif de cette partie sera de définir en chaque point du territoire les espaces i) perdus pour le milieu naturel au regard des efforts qu'il faudrait entreprendre pour les réhabiliter, ii) prioritaires pour la régénération mais qui demandent une intervention, iii) prioritaires sans autres efforts que la surveillance environnementale, iv) indispensables pour le maintien de la richesse biologique et la diversité des habitats. Il s'agira de classer les espaces selon un gradient d'enjeu écologique en considérant les états de surface actuels et futurs dans le souci de l'expansion du domaine forestier actuel.

III. Favoriser la régénération naturelle

Cette partie est dédiée à la mise en place de dispositifs de suivi et d'expérimentation qui, à moyen et long termes, fourniront les observations réelles indispensables à la compréhension des mécanismes de la régénération naturelle en Nouvelle-Calédonie et à la calibration des modèles et hypothèses explorés dans les aspects plus théoriques. Cette panoplie d'expérimentations constitue une sorte de kit pratique pour évaluer la capacité réelle de la régénération naturelle.

c) Le couvert forestier, comme une pépinière

L'effet ombrière du couvert forestier constitue une hypothèse forte de cette proposition. L'expérimentation servira à qualifier et quantifier cet effet en mesurant la régénération sous différents couverts déjà en place, modifiés voire intégralement créés.

i. Création de couverts forestiers

● *Quel est le temps nécessaire pour produire ex nihilo un couvert mono-dominé capable de fournir les conditions abiotiques favorables à l'enrichissement floristique ? De nombreuses données diachroniques déjà disponibles, telles que les dates d'ouverture des pistes, les dates de plantation, la mémoire individuelle des paysages d'antan ou encore les travaux de restauration écologique menés sur les secteurs miniers depuis plus de 30 ans, permettent d'aborder la cinétique de création de couverts forestiers. Néanmoins la mise en place de néo-couvert permettrait d'intervenir tout au long du processus d'enrichissement. Cette expérience a pour objectif de suivre la dynamique de création d'un couvert forestier à partir de la plantation d'espèces à croissance rapide et à durée de vie courte. Ces plantations mono ou pluri-spécifiques pourront être enrichies progressivement par de nouvelles espèces moins tolérantes à la lumière de manière à accélérer, si possible, la diversification.*

ii. Gradient d'efficacité, lisière-cœur

● *Comment se distribue le potentiel de la régénération naturelle au sein d'un fragment forestier ? L'enrichissement floristique par des plantations depuis le cœur jusqu'à la lisière de la forêt permettra de délimiter in situ la zone la plus propice au développement de jeunes pieds. Il conviendra d'équiper le dispositif de capteurs permettant de relier l'efficacité de la croissance à une valeur micro-climatique telle que la VPD. Cette expérience devrait se déployer dans des secteurs fragmentés, au sein de l'enveloppe environnementale la plus favorable et probablement se décliner selon le substrat, notamment dans les lisières mono-dominées à *Gymnostoma* sur les substrats ultramafiques, et à *Niaoulis*; *Codia*, *Guioa* sur les substrats non-ultramafiques.*

iii. Ouvertures de la canopée

● *Peut-on accélérer le rythme de la dynamique forestière en générant des ouvertures de lumière, notamment dans les plantations anciennes ou les formations qualifiées d'invasives ? La création d'éclaircis dans la canopée est*

une pratique bien connue de la sylviculture. Les trous de lumière ainsi créés 'boostent' la croissance des jeunes pieds qui bénéficient d'un apport de lumière dans un environnement encore forestier. La mise en place de tels éclaircis dans les formations invasives (e.g. pinus, falcataire) peut conduire à une conversion en formation naturelle en s'assurant néanmoins que l'espèce exotique ne profite pas elle-même de cette ouverture.

d) Dispositifs expérimentaux

La régénération est un processus lent qui s'inscrit dans un intervalle dicté par la durée de vie des plantes et notamment des arbres dès lors qu'il s'agit de construire un couvert forestier. Même si de nombreuses expériences de restauration ont eu lieu en Nouvelle-Calédonie depuis plus de 30 ans, la multiplication des sites et des états initiaux rendent les conclusions très complexes et trop spécifiques. La mise en place de dispositifs expérimentaux présente l'avantage de pouvoir superposer sur le même site des suivis et des expériences différentes ce qui permet de capitaliser les observations sur le long terme.

i. Le réseau des parcelles permanentes, NC-PIPPN

● *Comment se régénèrent les espèces forestières et quelle est la dynamique en forêt peu perturbée ? Le réseau des parcelles permanentes constitue un dispositif expérimental qui représente un catalogue (incomplet) des assemblages de communautés d'arbres. Il permet de connaître les paramètres structuraux et floristiques des forêts peu perturbées et donc, dans une certaine mesure, les objectifs à atteindre pour qualifier l'état de la restauration. Le réseau est établi sur le standard international de 1 ha pour des arbres dont le diamètre (i.e. le DBH) est supérieur à 10 cm. Comme indiqué précédemment (cf. Point 1.a.i), ces parcelles seront utilisées pour identifier les phases ultimes de la succession en comparant la composition floristique des jeunes arbres (e.g. > DBH 2 cm) à celle des arbres adultes déjà identifiés. Néanmoins ce dispositif peut être utilisé pour d'autres expériences, qu'il s'agisse de suivis (e.g. phénologie, croissance, régénération) ou d'expérimentation (e.g. mise en défens, collecte de graines, étude micro-climatique, bioacoustique).*

ii. Mise en défens de parcelles expérimentales

● *Peut-on évaluer l'impact des cervidés sur la probabilité de succès de la régénération naturelle ? La protection de sous-parcelles dans des parcelles de 1 ha couplée aux études portant sur la dynamique des plantes du sous-bois constitue le seul dispositif permettant de vérifier in situ de quelle manière la récurrence de la prédation exerce un impact sur la dynamique globale en distinguant la diversité, la densité et la biomasse. L'expérimentation comportera des zones témoins, protégées de tous impacts, des zones non-protégées soumises aux impacts réels des cerfs, des zones de protection intermédiaire jusqu'à des zones dans lesquelles nous simulerons une prédation récurrente (e.g. en éliminant la régénération selon une fréquence variable). Les résultats d'une telle expérimentation ne seront connus que*

plusieurs années après la mise en place. Ils révéleront la périodicité de la pression qui induit une réduction du potentiel de la régénération.

iii. Une station de recherche

● *Une station de recherche et d'expérimentation sur la régénération naturelle des forêts, comme l'outil ultime ? Les protocoles expérimentaux et les dispositifs de recherche dédiés à la régénération naturelle s'inscrivent dans le long terme et nécessitent des suivis réguliers. Les dispositifs expérimentaux d'enrichissement sous-couvert arboré, les dispositifs de mise en défens, les essais d'éclaircis, la mesure des paramètres micro-climatiques, de la phénologie, de la croissance, le suivi des perturbations ou encore de la dynamique portent sur des mesures et observations de terrain qui devraient être mutualisées au sein de stations de recherche. L'exemple de la Guyane et notamment de la station de Paracou mise en place en 1984 par le Cirad pourrait servir d'exemple à la Nouvelle-Calédonie. Ce dispositif expérimental a été déployé pour évaluer l'impact réel des perturbations sylvicoles sur la régénération naturelle. Trente-cinq ans après sa mise en place, il représente une source de données unique et une connaissance capitalisée qui profitent à toute la forêt amazonienne et qui attirent de nombreux chercheurs. Au regard de la quantité de pressions exercées sur l'environnement naturel de la Nouvelle-Calédonie, il paraît indispensable que le territoire soit équipé de tels dispositifs qui pourraient se décliner selon le substrat et les provinces (e.g. Le massif de l'Aoupinié sur les substrats volcano-sédimentaires de la province Nord et le parc de la rivière bleue sur les substrats ultramafiques de la province Sud).*

e) Concilier stratégie économique & écologique.

La reconquête de la forêt est un processus qui s'inscrit dans la durée et qui nécessite des actions multiples dont seulement une partie est listée dans ce document. Néanmoins pour garantir son succès, cette reconquête doit s'inscrire dans un objectif politique et donc nécessairement par une évaluation de ses intérêts économiques, en incluant les services écosystémiques, le bien-être des populations, les nouveaux métiers jusqu'à la valeur attractive des capitaux étrangers.

i. Les plantations d'espèces d'intérêts économiques comme le starter de la reconquête forestière.

● *Les plantations anciennes dont le cycle d'exploitation se termine peuvent être enrichies par des espèces locales avant leur exploitation pour qu'elles bénéficient de l'effet ombrière. La question est de savoir si nous pouvons mélanger ces deux aspects et concevoir une exploitation forestière comme une pré-phase de la succession écologique. De nombreux exemples dans le monde montrent que la conversion d'écosystèmes plantés en écosystèmes naturels est envisageable notamment en combinant l'éclaircissage et la plantation d'espèces indigènes.*

ii. Produire et fournir des pieds de plantes indigènes de début de succession

● *Même si la régénération naturelle est censée produire et fournir les diaspores qui formeront les forêts de demain, la restauration active est un processus qui permet d'accélérer la reprise de la végétation dans des secteurs où le couvert forestier est discontinu ou si le réservoir forestier est distant. Par ailleurs, l'enrichissement floristique des lisières, des formations exotiques ou encore des plantations permet d'accroître la diversification des communautés en jouant le rôle de vecteur de diaspores. Enfin le développement d'une filière de pépinière dans les secteurs de reconquête de la forêt permet d'impliquer les populations et de développer une activité rémunératrice en lien avec l'environnement.*

iii. Ré-inventer la fonction de garde-champêtre

● *La reconquête de la forêt sur les espaces dégradés exige un suivi qui ne peut être efficace que s'il fait l'objet d'une appropriation par les populations locales. Le rôle du garde-champêtre se situe sous l'autorité du maire ce qui permet d'assurer un retour rapide entre la surveillance de la commune et les actions à mener comme la lutte contre le feu.*

iv. La prime à la reforestation

● *La reconquête de la forêt est un objectif qui peut devenir un challenge rémunérateur dès lors qu'une population décide d'investir du temps et de l'espace pour favoriser le phénomène. Dès lors qu'un espace est replanté, protégé et que la forêt gagne de manière effective du terrain sur les terres dégradées cet aménagement du territoire pourrait bénéficier d'une rémunération. Là encore, la rémunération d'une activité locale en lien avec l'environnement contribue à donner une valeur économique au milieu naturel.*

Références:

- 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 »).
- Amir, H., L’Huillier, L., Fogliani, B., Cavaloc, Y., Jourand, P., Saintpierre, D., *et al.* (2014). *Caractérisation et fonctionnement du système sol/ plante/ microorganismes dans les maquis miniers* (Projet ECOMINE BIOTOP - CNRT « Nickel & son environnement No. Rapport final).
- Anso, Jérémy. (2016). *Maintien à long terme de communautés d’insectes forestiers dans un contexte de changement global: Réponses écologiques des communautés d’Orthoptères dans une succession forestière et face à la progression d’espèces invasives*. Thèse d’Université. Université de Nouvelle-Calédonie, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- Banque mondiale, 2019 - <https://data.worldbank.org>. Consulté le 7 mai 2019
- Basnet, K., Likens, G.E., Scatena, F.N. & Lugo, A.E. (1992). Hurricane Hugo : damage to a tropical rain forest in Puerto Rico. *J. trop. ecol.*, 8, 47–55.
- Bengtsson, J., Angelstam, P., Elmqvist, T., Emanuelsson, U., Folke, C., Ihse, M., *et al.* (2003). Reserves, Resilience and Dynamic Landscapes. *ambi*, 32, 389–396.
- Bertacchi, M.I.F., Amazonas, N.T., Brancalion, P.H.S., Brondani, G.E., Oliveira, A.C.S. de, Pascoa, M.A.R. de, *et al.* (2016). Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. *Restoration Ecology*, 24, 100–108.
- 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., Ibanez, T., Pouteau, R., Vandrot, H., Hequet, V., Blanchard, E., et Jaffré, T. (2015a). Environmental correlates for tree occurrences, species distribution and richness on a high-elevation tropical island. *AoB Plants*, plv075.
- Birnbaum, P., Ibanez, T., Vandrot, H., Blanchard, E., Hequet, V., Chambrey, C., et Pouteau, R. (2015b). *Les forêts humides de la province Nord, Nouvelle-Calédonie. Synthèse des travaux de recherche 2012-2015*. Editions IAC, Nouméa.
- 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, 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.
- Blanchard, G., Munoz, F., Ibanez, T., Hequet, V., Vandrot, H., Girardi, J. et Birnbaum, P. (soumis 2019). Regional rainfall and local topography jointly drive tree community assembly in lowland tropical forests of New Caledonia. *Journal of vegetation science*
- Bohlman, S. A. 2015. Species Diversity of Canopy Versus Understory Trees in a Neotropical Forest: Implications for Forest Structure, *Function and Monitoring. Ecosystems* 18:658–670.
- Bonner, M.T.L., Schmidt, S. & Shoo, L.P. (2013). A meta-analytical global comparison of aboveground biomass accumulation between tropical secondary forests and monoculture plantations. *Forest Ecology and Management*, 291, 73–86.
- Bordez, L. (2015). Stratégies de revégétalisation des maquis miniers nickélifères de Nouvelle-Calédonie : étude sur les potentiels biologiques des Topsoils en vue de leur utilisation pour la restauration écologique des milieux dégradés. Thèse de Doctorat. Université Montpellier, Montpellier.
- Bouchet, P., Jaffre, T. & Veillon, J.-M. (1995). Plant extinction in New Caledonia: protection of sclerophyll forests urgently needed. *Biodivers Conserv*, 4, 415–428.
- Brancalion, P.H.S., Garcia, L.C., Loyola, R., Rodrigues, R.R., Pillar, V.D. & Lewinsohn, T.M. (2016). A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 14, 1–15.
- Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A. & Ferraz, S.F.B. (2013). Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, Challenges and opportunities for sustainable management of eucalypt plantations, 301, 43–50.
- 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.
- Carnevale, N.J. & Montagnini, F. (2002). Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management*, 163, 217–227.
- Carpenter, R.J., Read, J. & Jaffré, T. (2003). Reproductive traits of tropical rain-forest trees in New Caledonia. *Journal of Tropical Ecology*, 19, 351–365.

- 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, R.L. (2008). Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, 320, 1458–1460.
- Chazdon, R.L. (2013). Making Tropical Succession and Landscape Reforestation Successful. *Journal of Sustainable Forestry*, 32, 649–658.
- Chazdon, R.L. & Arroyo, J.P. (2013). Tropical forests as complex adaptive systems. In: *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change*, The Earthscan Forest Library. Christian Messier, Klaus J. Puettmann, K. David Coates, London & New York.
- 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.
- 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.
- Cherrier, J.-F. (1990). Le reverdissement des terrains miniers en Nouvelle Calédonie. *Bois et Forêts des Tropiques*, 225, 5–23.
- Cole, R.J., Litton, C.M., Koontz, M.J. & Loh, R.K. (2012). Vegetation Recovery 16 Years after Feral Pig Removal from a Wet Hawaiian Forest. *Biotropica*, 44, 463–471.
- Connell, J.H. & Lowman, M.D. (1989). Low-Diversity Tropical Rain Forests: Some Possible Mechanisms for Their Existence. *The American Naturalist*, 134, 88–119.
- 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.
- Crouzeilles, R., Ferreira, M.S., Chazdon, R.L., Lindenmayer, D.B., Sansevero, J.B.B., Monteiro, L., *et al.* (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 3, e1701345.
- Cumming, G.S. (2011). Spatial resilience: integrating landscape ecology, resilience, and sustainability. *Landscape Ecol*, 26, 899–909.
- Delassus, C. (2018). Evaluation des patrons de rareté des arbres dans les forêts de Nouvelle-Calédonie. Mémoire de master 2. Université Paul Sabatier, Toulouse III (France).
- 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.
- Dendy, J., Cordell, S., Giardina, C.P., Hwang, B., Polloi, E. & Rengulbai, K. (2015).

- The role of remnant forest patches for habitat restoration in degraded areas of Palau. *Restoration Ecology*, 23, 872–881.
- Derroire, G., Lagrange, A. & Tassin, J. (2008). Flowering and fruiting phenology in maquis of New Caledonia. *Acta Botanica Gallica*, 155, 263–275.
- Diaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J.H.C., Wright, I.J., Lavorel, S., Dray, S., *et al.* (2016). The global spectrum of plant form and function. *Nature*, 529, 167–171.
- Elliott, S. (2016). The potential for automating assisted natural regeneration of tropical forest ecosystems. *Biotropica*, 48, 825–833.
- Enright, N.J., Ogden, J. & Rigg, L. (1999). Dynamics of forests with Araucariaceae in the western Pacific. *Journal of Vegetation Science*, 10, 793–804.
- Ewel, J.J. & Putz, F.E. (2004). A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 354–360.
- FAO. (2011). *Situation des forêts du monde*. Rome. 176p.
- FAO. (2012). *Situation des forêts du monde*. Rome. 53p.
- Filotas, E., Parrott, L., Burton, P.J., Chazdon, R.L., Coates, K.D., Coll, L., *et al.* (2014). Viewing forests through the lens of complex systems science. *Ecosphere*, 5, art1.
- de Garine-Wichatitsky, M., Duncan, P., Labbé, A., Suprin, B., Chardonnet, P. & Maillard, D. (2003). A review of the diet of Rusa Deer *Cervus timorensis russa* in New Caledonia: Are the endemic plants defenceless against this introduced, eruptive ruminant? *Pacific Conservation Biology*, 9, 136.
- De Garine-Wichatitsky, M., Soubeyran, Y., Maillard, D. & Duncan, P. (2005). The diets of introduced rusa deer (*Cervus timorensis russa*) in a native sclerophyll forest and a native rainforest of New Caledonia. *New Zealand Journal of Zoology*, 32, 117–126.
- Douglas MJW (1982). Biology and management of rusa deer of Mauritius. Tiger Paper (FAO of UN, Bangkok) 9: 1-10.
- Gasc, A., Gottesman, B.L., Francomano, D., Jung, J., Durham, M., Mateljak, J., *et al.* (2018). Soundscapes reveal disturbance impacts: biophonic response to wildfire in the Sonoran Desert Sky Islands. *Landscape Ecol*, 33, 1399–1415.
- Gasc, A., Sueur, J., Pavoine, S., Pellens, R. & Grandcolas, P. (2013). Biodiversity Sampling Using a Global Acoustic Approach: Contrasting Sites with Microendemics in New Caledonia. *Plos ONE*, 8, e65311.
- Gilman, A.C., Letcher, S.G., Fincher, R.M., Perez, A.I., Madell, T.W., Finkelstein, A.L., *et al.* (2016). Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. *Biotropica*, 48, 798–808.
- Granados, A., J. F. Brodie, H. Bernard, and M. J. O'Brien. 2017. Defaunation and habitat disturbance interact synergistically to alter seedling recruitment. *Ecological Applications* 27:2092–2101.
- Guariguata, M.R. & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest

- succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148, 185–206.
- Guariguata, M.R., Rheingans, R. & Montagnini, F. (1995). Early Woody Invasion Under Tree Plantations in Costa Rica: Implications for Forest Restoration. *Restoration Ecology*, 3, 252–260.
- Haas, E.M., Bartholomé, E., Lambin, E.-F. & Vanacker, V. (2011). Remotely sensed surface water extent as an indicator of short-term changes in ecohydrological processes in sub-Saharan Western Africa. *Remote Sensing of Environment*, 115, 3436–3445.
- Hart, T.B. (1990). Monospecific dominance in tropical rain forests. *Tree*, 5, 6–11.
- Holdridge, L.R. (1967). *Life zone ecology*. Tropical Science Center.
- Holl, K.D. & Aide, T.M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, The Ecology and Ecosystem Services of Native Trees: Implications for Reforestation and Land Restoration in Mesoamerica, 261, 1558–1563.
- Holl, K.D. & Zahawi, R.A. (2014). Factors explaining variability in woody above-ground biomass accumulation in restored tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 319, 36–43.
- Holl, K.D., Zahawi, R.A., Cole, R.J., Ostertag, R. & Cordell, S. (2011). Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. *Restoration Ecology*, 19, 470–479.
- Howe, H.F. (2016). Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. *Global Ecology and Conservation*, 6, 152–178.
- Ibanez, T. (2012). Dynamiques des forêts denses humides et des savanes en réponse aux incendies en Nouvelle-Calédonie. Thèse de Doctorat. Université Paul Cézanne, Aix-Marseille.
- 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., Borgniet, L., Mangeas, M., Gaucherel, C., Géaux, H. & Hély, C. (2012). Rainforest and savanna landscape dynamics in New Caledonia: Towards a mosaic of stable rainforest and savanna states? *Austral Ecology*, no.
- 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., 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., 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., 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, T., Keppel, G., Birkinshaw, C., Laidlaw, M., Menkez, C., Parthasarathy, N., Rajkumar, M., Ratovoson, F., Rasingam, L., Reza, L., Aiba, S., Webb, E.L., Birnbaum, P., soumis 2019 - Disturbance-related variables are key predictors of species abundance distributions in tropical island forests. *Journal of Biogeography*
- 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, T. & Pelletier, B. (1992). *Plantes de Nouvelle-Calédonie permettant de revégétaliser des sites miniers*.
- Jaffré, T. & Rigault, F. (1991). *Recherches sur les possibilités d'implantation végétale sur sites miniers* (No. 4). Conventions Sciences de la Vie - Botanique. ORSTOM, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- Jaffré et al., 1997
- Jakovac, C.C., Peña-Claros, M., Kuyper, T.W. & Bongers, F. (2015). Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. *Journal of Ecology*, 103, 67–77.
- Jones, H.P. & Schmitz, O.J. (2009). Rapid Recovery of Damaged Ecosystems. *PLoS ONE*, 4, e5653.
- Jordan, C.F. & Farnworth, E.G. (1982). Natural vs. plantation forests: A case study of land reclamation strategies for the humid tropics. *Environmental Management*, 6, 485–492.
- van Kooten, G.C., Eagle, A.J., Manley, J. & Smolak, T. (2004). How costly are carbon offsets? A meta-analysis of carbon forest sinks. *Environmental Science & Policy*, 7, 239–251.
- Latawiec, A.E., Crouzeilles, R., Brancalion, P.H.S., Rodrigues, R.R., Sansevero, J.B., Santos, J.S. dos, et al. (2016). Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. *Biotropica*, 48, 844–855.
- Latawiec, A.E., Strassburg, B.B., Brancalion, P.H., Rodrigues, R.R. & Gardner, T. (2015). Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 211–218.
- Lee, E.W.S., Hau, B.C.H. & Corlett, R.T. (2005). Natural regeneration in exotic tree plantations in Hong Kong, China. *Forest Ecology and Management*, 212, 358–366.
- Letcher, S.G. & Chazdon, R.L. (2009). Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. *Biotropica*, 41, 608–617.
- Levis, C., Costa, F.R.C., Bongers, F., Peña-Claros, M., Clement, C.R., Junqueira, A.B., et al. (2017). Persistent effects of pre-Columbian plant

- domestication on Amazonian forest composition. *Science*, 355, 925–931.
- 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.
- Locatelli, B., Catterall, C.P., Imbach, P., Kumar, C., Lasco, R., Marín-Spiotta, E., *et al.* (2015). Tropical reforestation and climate change: beyond carbon. *Restoration Ecology*, 23, 337–343.
- Magnago, L.F.S., Edwards, D.P., Edwards, F.A., Magrach, A., Martins, S.V. & Laurance, W.F. (2014). Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102, 475–485.
- Malhi, Y., Baldocchi, D.D. & Jarvis, P.G. (1999). The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. *Plant, Cell & Environment*, 22, 715–740.
- Mansourian, S., Géraux, H., Do Khac, E. & Vallauri, D. (2018). *Lessons Learnt from 17 Years of Restoration in New Caledonia's Dry Tropical Forest* (Experiences in forest landscape restoration (FLR)). WWF, France.
- Martin Philip A., Newton Adrian C. & Bullock James M. (2013). Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280, 20132236.
- Martínez-Ramos, M., Pingarroni, A., Rodríguez-Velázquez, J., Toledo-Chelala, L., Zermeño-Hernández, I. & Bongers, F. (2016). Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 48, 745–757.
- 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.
- McCoy, S.G. (1998). The dynamics of *Gymnostoma* maquis on ultramafic soils in New Caledonia.
- Meli, P., Holl, K.D., Benayas, J.M.R., Jones, H.P., Jones, P.C., Montoya, D., *et al.* (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLOS ONE*, 12, e0171368.
- 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.
- Montagnini, F. (2000). Accumulation in above-ground biomass and soil storage of mineral nutrients in pure and mixed plantations in a humid tropical lowland. *Forest Ecology and Management*, 134, 257–270.
- 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.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- 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.
- Norden, N., Angarita, H.A., Bongers, F., Martínez-Ramos, M., Cerda, I.G. la, Breugel, M. van, *et al.* (2015). Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *PNAS*, 112, 8013–8018.
- Nugent, G. & Fraser, K.W. (1993). Pests or valued resources? Conflicts in management of deer. *New Zealand Journal of Zoology*, 20, 361–366.
- Oréade-Brèche & Botanic. (2012). *Bilan général du programme forêt sèche* (Rapport final No. 04/2012).
- Parrotta, J.A. (1992). The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Application of Ecological Principles to Sustainable Land-use Systems, 41, 115–133.
- Parrotta, J.A. & Knowles, O.H. (1999). Restoration of Tropical Moist Forests on Bauxite-Mined Lands in the Brazilian Amazon. *Restoration Ecology*, 7, 103–116.
- Parrotta, J.A., Knowles, O.H. & Wunderle, J.M. (1997). Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 99, 21–42.
- Peh, K.S.-H., Lewis, S.L. & Lloyd, J. (2011). Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. *Journal of Ecology*, no.
- Pereira, L.C. da S.M., Oliveira, C. de C.C. de & Torezan, J.M.D. (2013). Woody Species Regeneration in Atlantic Forest Restoration Sites Depends on Surrounding Landscape. *Natureza & Conservação*, 11, 138–144.
- 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.
- Piironen, T., Nyeko, P. & Roininen, H. (2015). Natural establishment of indigenous trees under planted nuclei: A study from a clear-felled pine plantation in an afro-tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, 345, 21–28.
- Piotto, D. (2008). A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations. *Forest Ecology and Management*, 255, 781–786.
- Ponçon, Y. (2017) - Etude des paramètres microclimatiques le long d'un transect est-ouest au niveau de l'aoupinié. Rapport de stage de césure ingénieur, IAC, 36p.
- Pouteau, R., Bayle, E., Blanchard, E., Birnbaum, P., Cassan, J.-J., Hequet, V., *et al.*

- (2015). Accounting for the indirect area effect in stacked species distribution models to map species richness in a montane biodiversity hotspot. *Diversity Distrib.*, 21, 1329–1338.
- Pouteau, R., Gillespie, T.W. & Birnbaum, P. (2018). Predicting Tropical Tree Species Richness from Normalized Difference Vegetation Index Time Series: The Devil Is Perhaps Not in the Detail. *Remote Sensing*, 10, 698.
- Powers, J.S., Haggard, J.P. & Fisher, R.F. (1997). The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in 7-year-old plantations in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 99, 43–54.
- Ray, D., Nepstad, D. & Moutinho, P. (2005). Micrometeorological and Canopy Controls of Fire Susceptibility in a Forested Amazon Landscape. *Ecological Applications*, 15, 1664–1678.
- 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., 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.
- 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., Sanson, G.D., Burd, M. & Jaffré, T. (2008). Mass flowering and parental death in the regeneration of *Cerberiopsis candelabra* (Apocynaceae), a long-lived monocarpic tree in New Caledonia¹. *American Journal of Botany*, 95, 558–567.
- Rota, T. (2016). Cartographie des connectivités des forêts sèches de Nouvelle-Calédonie. Master 2. Université Grenoble Alpes, Grenoble.
- Rozendaal, D.M.A. & Chazdon, R.L. (2015). Demographic drivers of tree biomass change during secondary succession in northeastern Costa Rica. *Ecological Applications*, 25, 506–516.
- Rozendaal, D.M.A., Bongers, F., Aide, T.M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., *et al.* (2019). Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances*, 5, eaau3114.
- Saldarriaga, J.G., West, D.C., Tharp, M.L. & Uhl, C. (1988). Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *J. ECOL.*, 76, 938–958.
- Sansevero, J.B.B., Prieto, P.V., Moraes, L.F.D. de & Rodrigues, P.J.P. (2011). Natural Regeneration in Plantations of Native Trees in Lowland Brazilian Atlantic Forest: Community Structure, Diversity, and Dispersal Syndromes. *Restoration Ecology*, 19, 379–389.

- 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.
- Selwyn, M.A. & Ganesan, R. (2009). Evaluating the potential role of Eucalyptus plantations in the regeneration of native trees in southern Western Ghats, India. *Tropical ecology*, 50, 173–189.
- Shoo, L.P., Freebody, K., Kanowski, J. & Catterall, C.P. (2016). Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. *Conservation Biology*, 30, 121–132.
- da Silva Junior, M.C., Scarano, F.R. & Cardel, F. de S. (1995). Regeneration of an Atlantic forest formation in the understory of a Eucalyptus grandis plantation in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 11, 147–152.
- Sloan, S., Goosem, M. & Laurance, S.G. (2016). Tropical forest regeneration following land abandonment is driven by primary rainforest distribution in an old pastoral region. *Landscape Ecol*, 31, 601–618.
- Styger, E., Fernandes, E.C.M., Rakotondramasy, H.M. & Rajaobelinirina, E. (2009). Degrading uplands in the rainforest region of Madagascar: Fallow biomass, nutrient stocks, and soil nutrient availability. *Agroforest Syst*, 77, 107.
- 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.
- Sueur, J., Farina, A., Gasc, A., Pieretti, N. & Pavoine, S. (2014). Acoustic Indices for Biodiversity Assessment and Landscape Investigation. *Acta Acustica united with Acustica*, 100.
- Suganuma, M.S. & Durigan, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, 23, 238–251.
- Sun, Z., Ren, H., Schaefer, V., Lu, H., Wang, J., Li, L., *et al.* (2013). Quantifying ecological memory during forest succession: A case study from lower subtropical forest ecosystems in South China. *Ecological Indicators*, 34, 192–203.
- Thompson, J.L., Kaiser, A., Sparks, E.L., Shelton, M., Brunden, E., Cherry, J.A., *et al.* (2016). Ecosystem - What? Public Understanding and Trust in Conservation Science and Ecosystem Services. *Front. Commun.*, 1.
- Theuerkauf, J.; Tron, F. & Franquet, R. 2013 - Evaluation de la répartition des mammifères exotiques envahissants et leur impact potentiel dans le massif du Panié et les Roches de la Ouaième, Nouvelle-Calédonie. In F.M. Tron, R. Franquet, T.H. Larsen & J.J. Cassan (eds.). Evaluation rapide de la biodiversité du massif du Panié et des Roches de la Ouaième, province Nord, Nouvelle-Calédonie. RAP Bulletin of Biological Assessment 65. Conservation International, Arlington, VA, USA, Chapitre 6, p131-138.
- Tymen, B., Réjou-Méchain, M., Dalling, J.W., Fauset, S., Feldpausch, T.R., Norden, N., *et al.* (2016). Evidence for arrested succession in a liana-infested

- Amazonian forest. *Journal of Ecology*, 104, 149–159.
- UICN. (2014). *Rapport annuel 2013 de l'UICN* (Rapport annuel 2013). UICN.
- Viani, R.A.G., Vidas, N.B., Pardi, M.M., Castro, D.C.V., Gusson, E. & Brancalion, P.H.S. (2015). Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. *Natureza & Conservação*, 13, 41–46.
- 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.
- Whitehead, G. K. (1993) - The whitehead encyclopedia of deer. Voyageur Press, 704 p.
- 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.
- Wulff, A.S., Hollingsworth, P.M., Ahrends, A., Jaffré, T., Veillon, J.-M., L'Huillier, L., *et al.* (2013). Conservation Priorities in a Biodiversity Hotspot: Analysis of Narrow Endemic Plant Species in New Caledonia. *PLoS ONE*, 8, e73371 EP-.
- Zahawi, R.A., Holl, K.D., Cole, R.J. & Reid, J.L. (2013). Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, 50, 88–96.
- Zahawi, R.A., Reid, J.L. & Holl, K.D. (2014). Hidden Costs of Passive Restoration. *Restoration Ecology*, 22, 284–287.
- Zahawi, R.A., Reid, J.L. & Holl, K.D. (2015). Passive restoration can be an effective strategy: a reply to Prach and del Moral (2015). *Restoration Ecology*, 23, 347–348.
- 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.
- Zongo, C.S. (2010). Données biologiques et physiologiques sur les semences de quelques espèces de milieux ultramafiques néo-calédoniens. Thèse d'Université. Université de Nouvelle-Calédonie, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.