



HAL
open science

Etude sur la dispersion/germination en lien avec la dynamique des écosystèmes restaurés : le cas du plateau de Goro en Nouvelle-Calédonie

Yawiya Françoise Ititiaty

► **To cite this version:**

Yawiya Françoise Ititiaty. Etude sur la dispersion/germination en lien avec la dynamique des écosystèmes restaurés : le cas du plateau de Goro en Nouvelle-Calédonie. Biodiversité et Ecologie. Université de la Nouvelle-Calédonie, 2019. Français. NNT : 2019NCAL0005 . tel-03180367

HAL Id: tel-03180367

<https://unc.hal.science/tel-03180367>

Submitted on 25 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Université de la Nouvelle-Calédonie
École doctorale du Pacifique ED469

Doctorat
Science _Physiologie et biologie des organismes-population-interaction
Spécialité : Ecologie et physiologie végétales appliquées
Institut Agronomique néo-Calédonien (IAC)

Thèse présentée par **Yawiya ITITIATY**

**Etude sur la dispersion/germination en lien avec la
dynamique des écosystèmes restaurés: le cas du plateau de
Goro en Nouvelle-Calédonie**

Thèse dirigée par Bruno FOGLIANI, et Fabrice BRESCIA (co-encadrant)

Thèse soutenue publiquement le 2 mai 2019

Jury composé de :

Françoise Corbineau,	Professeur, Université de Pierre et Marie Curie 1	Rapporteur
Thierry Dutoit,	Directeur de recherche au CNRS	Rapporteur
Eric Vidal,	Directeur de recherche, IRD	Examineur
Valérie Burtet-Sarramégna,	Maître de conférences, UNC	Examineur
Stéphane Mc Coy,	Responsable du service préservation de Vale NC	Examineur
Bruno Fogliani,	Chercheur HDR et directeur adjoint de l'IAC	Directeur de thèse
Fabrice Brescia,	Chercheur, IAC	Co-encadrant

Remerciements

I koloini, la thèse est enfin terminée. Merci à tous ceux qui ont participé de près ou de loin à cette belle expérience.

Avant tout, j'aimerais remercier Françoise Corbineau et Thierry Dutoit qui ont accepté d'être rapporteurs de cette thèse. Merci également à Eric Vidal, Valérie Burtet-Saramégna et Stephane Mc Coy d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Au Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie, à la fondation Vale NC et à l'Institut Agronomique néo-Calédonien, merci pour leur soutien financier.

J'aimerais ensuite remercier Bruno Fogliani mon directeur de thèse et Fabrice Brescia mon encadrant pour leur confiance, leur soutien, leurs conseils et leur encadrement durant ces années de thèse. Merci de m'avoir donné les moyens de concrétiser ce projet. Merci également pour votre accompagnement dans la rédaction de ce manuscrit de thèse. Je n'ai pas les mots pour exprimer ma gratitude à part un simple « Olé boarii » merci beaucoup!

La prochaine pensée va ensuite à mama (grand frère) Charly Zongo. Merci de m'avoir encouragé fortement à suivre la même voie que toi et de m'avoir lancé dans cette aventure qui fut une belle expérience. Ce n'est sans quelques larmes de reconnaissance que je rédige ces remerciements.

Ces années de travail ont été une superbe aventure grâce à toute l'équipe Ecorce (à temps plein ou de passage) : Bruno, Marie (notre grande dame), Charly, Casi, Romain, Guigui, Louis Charles, Marie Dubreuil, Sylvie, Peter, Lho, Simon, Gigi, Marie De Gail et sans oublier la fille de Pouebo (Jo), Cedric, Eugénie et Malik. Merci à tous pour vos encouragements, le partage de connaissances (scientifiques et de culture générale), pour les sourires, les fous rires et surtout les moments de partage autour d'une bonne salade tahitienne et d'un gâteau au chocolat. Merci beaucoup la bande!

Merci à L'ho, Peter et Simon pour les longues discussions et leurs conseils en statistiques; et merci à Peter et Marie pour les Illustrations.

Merci à Casi pour son aide sur le terrain et pour l'identification d'espèces adultes ou des plantules. Merci à Jean Paul, René et Alexandre pour les quelques virées de terrain qui furent mémorables et pour m'avoir aidé dans le repotage des plants.

Merci aux stagiaires: Pierre, Océane, Marie, Esmeralda, Jo et Brandon. Qu'ils aient effectué une semaine, un mois, trois mois ou six mois avec moi, leur contribution fut d'une grande aide dans l'aboutissement de ce projet. Merci également de m'avoir permis de partager avec vous les connaissances acquises tout au long de ce parcours.

Merci à toute l'équipe de la Pépinière de Vale NC pour leur accueil chaleureux (le café et les biscuits), pour leur enthousiasme, leur encouragement et leur joie de vivre. A Stéphane Mc Coy (notre papa de la pépinière) merci beaucoup pour le partage de connaissances (l'accès à la liste des taxons de la flore de la zone), pour m'avoir donné l'accès à l'herbier et à la photothèque de Vale NC et pour m'avoir aidé dans la détermination des espèces inconnues lors de l'inventaire.

Merci à Jacqueline pour sa disponibilité, son accueil chaleureux et son sourire à l'herbier de Nouméa.

Merci à Ruth Bone du Kew Botanical Garden, d'avoir soumis nos données au modèle de Wyse & Dickie (2017) et à toute l'équipe du Millenium Seed Bank pour l'invitation et la prise en charge des deux semaines de formation passées avec eux.

Merci à Clément Paita et à Clothilde Tindao pour avoir veillé sur moi durant mes années de travail à Paita.

Merci à grand mère Wamè et à mes grands-pères : Itopupu, Sinaw Coti et Kwidjo grâce à qui je me permets de travailler à Goro librement comme si j'y étais comme chez moi.

Merci aux esprits de la terre du plateau de Goro de nous avoir permis de fouler leur terre et d'avoir veillé sur nous.

Je tenais également à remercier moumwa (grande sœur) Sya d'avoir partagé sa passion pour les plantes et son charisme avec moi. Merci à moumwa Bwa d'être toujours là pour m'écouter, m'encourager et me remettre sur les rails quand je divague.

Merci à l'association Gnâ gnii (fleur du Soleil) au bureau, aux membres et surtout aux enfants, pour l'aide et le soutien durant ces années.

A mes trésors : Sinaw, les 2 Katché, Jean Marie, Kynaël, Tchako, Kwiè, Cetré, Tchoti, Kendrick, Jayanna, Eugenie, Djakou, Jemima, Saito, Tonya, Maybel, Wanakami et Wadangari pour leur innocence et leur joie de vivre qui me donnent le courage d'avancer.

A mes frères, sœurs, cousins, cousines, bien trop nombreux pour être cités, pour leur présence et leurs petits mots d'encouragement tout au long de cette aventure.

A ma grand-mère Viviane pour ses encouragements et pour toutes ses prières du matin.

Merci à mon petit frère Amédée pour être venu à chaque fois réparer ma vieille Xsara et faire qu'elle puisse tenir jusqu'au bout de la thèse.

Enfin à ma mère, Sarah sans qui rien de tout ce parcours ne serait possible, merci pour ta confiance, et surtout merci de m'avoir donné des racines (par ton amour) et des ailes (en m'apprenant à rêver). Merci de m'avoir écouté, encouragé, soutenu, tout au long du chemin. Merci d'être mon modèle de force et de courage chaque jour.

A ma mère et à mes trésors....

AVERTISSEMENT

Le contenu de cette thèse est bilingue. L'introduction générale, les chapitres 1, 3 et 4 ainsi que la synthèse et les recommandations sont rédigés en français. Le chapitre 2 présente un article scientifique rédigé en anglais.

FOREWORD

The content of this thesis is bilingual. The main introduction, the chapters 1, 3 and 4 and the chapter synthesis and recommendations are written in French. The chapter 2 presents one scientific article written in English and the abstract in French.

TABLE DES MATIERES

Introduction générale	1
Chapitre 1: Synthèse des connaissances sur le concept de restauration écologique et déclinaison en Nouvelle-Calédonie.....	7
1. Restaurer les milieux dégradés.....	8
1.1. Problématique de la restauration des milieux dégradés.....	8
1.2. La restauration écologique	9
1.2.1. Définition.....	9
1.2.2. Restauration passive.....	10
1.2.3. Restauration active.....	11
❖ La plantation.....	11
❖ L'ensemencement.....	11
❖ L'utilisation du topsoil.....	12
1.3. Dispositif de restauration d'un milieu dégradé par l'activité minière.....	14
2. Restaurer les continuités écologiques pour favoriser la restauration des milieux dégradés.....	18
2.1. Problématique de fragmentation des milieux: la disparition des connectivités	18
2.2. Restaurer les continuités écologiques.....	20
2.3. La dispersion des fruits/graines au sein des connectivités.....	22
2.3.1. Les différents modes de dispersion des fruits/graines.....	23
❖ L'anémochorie	23
❖ La zoochorie	23
❖ Hydrochorie, Autochorie et Barochorie:	25
2.3.2. Les intérêts biologiques de la dispersion	25
2.4. Maîtrise de la tolérance à la dessiccation des graines et leur germination pour la restauration des milieux dégradés.....	26
2.4.1. Tolérance à la dessiccation	26
2.4.2. Processus de germination.....	27
2.4.3. Les dormances.....	27
3. Etat de l'art des connaissances sur la restauration écologique en Nouvelle-Calédonie.....	29
3.1. La Nouvelle-Calédonie et les sols ultramafiques.....	29
3.1.1. Situation géographique et climatique de la Nouvelle-Calédonie.....	29
3.1.2. Situation géologique de la Nouvelle-Calédonie	30
3.1.3. Formations végétales rencontrées sur sols ultramafiques	32
❖ Le maquis minier sur roches ultramafiques.....	32
❖ Les forêts.....	33

3.1.4. La Nouvelle-Calédonie: hot spot de biodiversité	33
3.2. Les travaux liés à la restauration écologique en Nouvelle-Calédonie et connaissances acquises sur le site d'étude	35
3.2.1. Historique de la revégétalisation à la restauration écologique en Nouvelle-Calédonie .	35
3.2.2. Connaissances acquises sur le site d'étude.....	37
3.2.3. Etudes menées sur la dispersion en NC et intérêt pour la restauration de continuités écologiques.....	38
3.2.4. Etudes menées sur la germination et la conservation des graines et intérêt pour la restauration de continuités écologiques.....	40
Chapter 2 : Etude des traits de vie de taxons présents sur le « plateau de Goro » dans le Sud de la Nouvelle-Calédonie.....	43
1. Résumé.....	44
2. Article: Life traits of ultramafic plant taxa from the Goro plateau in the tropical hotspot of New Caledonia.....	46
3. Annexe de l'article.....	74
Chapitre 3 : Evaluation des progrès de rétablissement de zones revégétalisées par plantation d'espèces natives : étude de la végétation plantée, des recrûs et de la connexion avec les milieux naturels environnants.....	91
1. Introduction.....	92
2. Matériels et méthodes.....	94
2.1. Zone d'étude et informations sur les zones revégétalisées par plantation.....	94
2.2. Le choix de l'écosystème de référence.....	95
2.3. Caractérisation du maquis arbustif dense environnant (MD) par des relevés de terrain.....	96
2.4. Relevés en zones revégétalisées par plantation	97
2.5. Evaluation des progrès de rétablissement des zones revégétalisées par plantation	98
3. Résultats.....	101
3.1. Description du maquis arbustif dense.....	101
3.2. Progrès de rétablissement des zones revégétalisées par plantation.....	102
3.2.1. Description par plantation	103
❖ Evaluation de la plantation A1 par rapport au MD (Fig. 3.4-A1).	103
❖ Evaluation de la plantation A2 par rapport au MD (Fig. 3.4-A2).	104
❖ Evaluation de la plantation A3 par rapport au MD (Fig. 3.4-A3).	104
❖ Evaluation de la plantation B par rapport au MD (Fig. 3.4-B).	105
3.2.2. Analyse comparative des plantations de l'« ancienne pépinière », A1, A2 et A3 (Figs. 3.4-A1, 3.4-A2, 3.4-A3)	106

3.2.3. Analyse entre les plantations de l'« ancienne pépinière » : A1, A2 et A3 et celle de la Kuebini : B (Fig. 3.4).....	107
4. Discussion	108
❖ Evaluation entre les attributs des standards internationaux de la restauration écologique et ceux de cette étude	108
❖ Analyse des indices entre les plantations de l'« ancienne pépinière » (A1, A2 et A3)	110
❖ Analyse des indices entre les plantations de l'« ancienne pépinière » (A1, A2 et A3) et celle de la Kuebini (B)	113
5. Conclusion et perspective pour les travaux de restauration écologique à venir et recommandations pour les plantations étudiées.	115
6. Annexes au chapitre 3	118
Chapitre 4 : Sélection d'espèces végétales du plateau de Goro candidates à des fins pratiques de restauration écologique et étude de leur phénologie et germination	127
1. Introduction	128
2. Matériels et méthodes	130
2.1. Zone d'étude et inventaire floristique.....	130
2.2. Mise en place d'un parcours phénologique et suivis d'espèces candidates	132
2.3. Etude des caractéristiques et de la germination des semences d'espèces candidates	133
❖ Description du fruit et de la semence	134
❖ Evaluation de la qualité du lot de graine par radiographie.....	134
❖ Test d'imbibition.....	134
❖ Test de germination.....	134
❖ Evaluation de la viabilité potentielle finale.....	135
❖ Tests statistiques	135
3. Résultats	136
3.1. Inventaire botanique	136
3.2. Liste d'espèces candidates.....	138
3.3. Etude phénologique et germinative d'espèces candidates.	140
3.3.1. <i>Alstonia coriacea</i> (Apocynaceae).....	141
3.3.2. <i>Beauprea montisfontium</i> (Proteaceae).....	144
3.3.3. <i>Dacrydium araucarioides</i> (Podocarpaceae)	145
3.3.4. <i>Hugonia penicillanthemum</i> (Linaceae)	149
3.3.5. <i>Myrsine diminuta</i> (Primulaceae)	152
3.3.6. <i>Pleioluma baueri</i> (Sapotaceae).....	154
3.3.7. <i>Pleioluma sebertii</i> (Sapotaceae)	157

3.3.8. Polyscias pancheri (Araliaceae)	160
3.3.9. Pycnandra decandra cf subsp coriaceae (Sapotaceae).....	162
3.3.10. Smilax neocaledonica (Smilacaceae)	165
3.3.11. Stenocarpus comptonii (Proteaceae).....	168
3.3.12. Syzygium ngoyense (Myrtaceae)	170
3.3.13. Tarenna hexamera (Rubiaceae).....	173
4. Discussion et perspectives d'études	175
❖ Evaluation floristique des formations végétales	175
❖ Suivi phénologique.....	176
❖ Caractérisation des fruits, des graines, évaluation des capacités germinatives et des dormances potentielles	178
5. Conclusion	182
6. Annexes au chapitre 4	184
Synthèse et recommandations finales.....	219
Bibliographie	227

LISTE DES FIGURES

Chapitre 1 : Synthèse des connaissances sur le concept de restauration écologique et déclinaison en Nouvelle-Calédonie

Figure 1.1. A) technique de plantation sur zone dénudée (source: SIRAS pacifique), B) technique d'ensemencement hydraulique sur une verse de stériles minier (source: SIRAS pacifique), C) Topsoil étalé sur une verse de stériles minier (Source: IAC).....	13
Figure 1.2. Principe de l'utilisation de l'outil topsoil (figure modifiée de Bordez, 2015 par Pierre Loslier, IAC).....	14
Figure 1.3. Fonctionnement de la méthode des espèces "cadres" ou framework (source: Elliott et al., 2013).	16
Figure 1.4. Séquence chronologique de trois stratégies communes pour restaurer le couvert forestier: (A) régénération naturelle, (B) la plantation sous forme d'île et (C) plantation standard. Au fur et à mesure que chaque dispositif vieillit (de haut en bas), la couverture forestière se développe via la croissance et la colonisation des arbres. Par souci de simplicité, un seul type d'arbre est planté dans la plantation sous forme d'île et toutes les autres espèces colonisent naturellement. En réalité, les plantations sous forme d'île et les plantations standards pourraient varier selon la composition spécifique et le nombre d'arbres plantés (figure modifiée de Corbin & Holl, 2012).....	17
Figure 1.5. Les conséquences de la fragmentation d'habitat : A) la réduction de la surface d'un habitat, B) l'augmentation de l'isolement entre les habitats et C) l'augmentation de la lisière avec l'ampleur de leur impact sur l'écosystème dégradé (Source: Haddad et al., 2015).....	19
Figure 1.6. Représentation de deux types de structures de continuités écologiques : structure linéaire et « pas japonais »	21
Figure 1.7. A) Situation géographique de la Nouvelle-Calédonie; B) Localisation	31
(en gris) des sols ultramafiques (péridotites) de Nouvelle-Calédonie.....	31
Figure 1.8. Profil d'altération latéritiques (figure modifié de Pelletier, 1990 par Pierre.....	32
Loslier IAC 2018).....	32
Figure 1.9. Carte des surface climaciques (avant l'arrivée de l'Homme) et surfaces actuelles occupées par la forêt humide et la forêt sèche en Nouvelle-Calédonie (Figure modifiée d'après Jaffré et al., 1998). A noter que les forêts sèches actuelles ne sont pas visibles à cette échelle car elles couvrent moins de 2% aujourd'hui.	34

Chapitre 2 : Etude des traits de vie de taxons présents sur le "plateau de Goro" dans le Sud de la Nouvelle-Calédonie

Figure 1. (A) Map of the ultramafic outcrops of New Caledonia (in grey). (B) Map of prospecting area on south ultramafic massif with maquis (in grey) and rainforest (in black).....	67
Figure 2. (A) Number (and percentage) of vegetal taxa according to vegetation units present on Goro plateau, N=838 (F: rainforest, FM: both in maquis and forest, M: maquis); (B) Number (and percentage) of vegetal taxa occurring in M or in FM, and the concerned family (with more than 15 taxa), N=407; (C) Number (and percentage) of vegetal taxa found in M or in FM, and the concerned genus (with more than 5 taxa), N=407.....	68
Figure 3. Number (in histogram) and percentage of Goro plateau taxa living strictly in maquis (M) or both in maquis and rainforest (FM), N=407, (A) according to their dispersal syndrome type and the vector of dispersal (birds are defined in appendix 1); (B) according to their seed dormancy type (ND:	

no dormancy, PY: physical dormancy, PD: physiological dormancy, MD: morphological dormancy, MPD: morphophysiological dormancy, (?) for probable dormancy type, Not determined: No data); (C) according to their desiccation tolerance capacity (O: orthodox, R: recalcitrant, (?): probable desiccation tolerance capacity estimated at genus, family or order level according to Wyse and Dickie (2018), Not determined: No data)..... 69

Figure 4. Number (in histogram) and percentage of Goro plateau taxa living strictly in maquis (M) or both in maquis and rainforest (FM), N=407 according to their seed dormancy (ND: no dormancy, PY: physical dormancy, PD: physiological dormancy, MD: morphological dormancy, MPD: morphophysiological dormancy, Hypothetical: two possible dormancies) and seed desiccation tolerance (SDT; O: orthodox, R: recalcitrant) in relation with their dispersal trait (A-anemochory, B-anemochory or barochory, C-barochory and D-zoochory). (?) for dormancy type or desiccation tolerance probable. Not determined: No data..... 70

Figure 5. Comparison of the number (in histogram) and percentage of Goro plateau taxa living strictly in maquis (M, N=201) or both in maquis and forest (FM, N=206), according to their dispersal syndrome type (A), their seed dormancy type (B) and their desiccation tolerance capacity (C). ND: no dormancy, PY: physical dormancy, PD: physiological dormancy, MD: morphological dormancy, MPD: morphophysiological dormancy, O: orthodox, R: recalcitrant, and (?) for dormancy type or desiccation tolerance probable. Not determined: No data..... 71

Chapitre 3 : Evaluation des progrès de rétablissement de zones revégétalisées par plantation d'espèces natives : étude de la végétation plantée, des recrûs et de la connexion avec les milieux naturels environnant.

Figure 3.1. (A) Carte de répartition des sols ultramafiques et localisation du plateau de Goro dans le Sud de la Nouvelle-Calédonie (encadré). (B) Zone d'étude avec les quatre plantations (A1, A2, A3 et B) et les formations végétales principales sélectionnées (MAO: Maquis arbustif ouvert, MD: maquis arbustif dense, MPGd: Maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* et MP: maquis préforestier). 94

Figure 3.2. (A) Photo d'un maquis arbustif dense sélectionné comme l'écosystème de référence; (B) Photo prise in situ mettant en évidence le quadrillage mis en place sur la plantation pour effectuer les relevés (Pierre Loslier_IAC). 96

Figure 3.3. Cartographie des plantations (A1, A2, A3 et B) et de leur connectivité avec le paysage environnant illustrée par les zones tampons situées à 20, 40, 80 et 160 mètres du bord des plantations. L'indice I, indiqué dans chaque zone tampon, est retenu dès lors que la surface de végétation naturelle de type dense (MD, MPGd, MP) est équivalente ou supérieure à celle de la plantation. 101

Figure 3.4. Progrès de rétablissement vers un maquis arbustif dense (MD) des zones A1, A2, A3 (19 ans après plantation) et de la zone B (14 ans après plantation) selon le système des 5 étoiles de rétablissement (McDonald et al., 2016).¹Absence d'espèces indésirables (animales ou végétales);²Absence de menaces anthropiques et ³Absence de feu. Pour l'attribut : Absence de menaces, si l'indice est proche de 5 c'est qu'il n'y a pas de menaces.⁴Espèces communes, ⁵Espèces barochores, ⁶Espèces anémochores, ⁷Espèces zoochores entre chaque plantation et le MD.⁸Hauteur moyenne de chaque plantation comparée au MD, ⁹Nombre d'individus au m² par classe de taille comparé au MD, ¹⁰Recouvrement des houppiers des plants plantés, ¹¹Densité des plants supérieurs à 10 cm de hauteur au m² et ¹²Densité des plants inférieurs à 10 cm de hauteur au m². ¹³Taux de survie,

¹⁴Capacité de reproduction des individus plantés et ¹⁵Capacité de régénération de la plantation.
¹⁶Connectivités entre habitats, ¹⁷Flux de dispersion à l'échelle du paysage, ¹⁸Diversité spécifique apportée à la plantation et ¹⁹enrichissement de la plantation. 102

Chapitre 4 : SELECTION D'ESPECES VEGETALES DU PLATEAU DE GORO CANDIDATES A DES FINS PRATIQUES DE RESTAURATION ECOLOGIQUE ET ETUDE DE LEUR PHENOLOGIE ET GERMINATION

Figure 4.1. Carte des différents milieux naturels de la zone d'étude et des parcelles d'inventaires sélectionnées.....	131
Figure 4.2. Illustration des quatre formations végétales sélectionnées : (A) maquis arbustif ouvert, (B) maquis arbustif dense, (C) sous bois du maquis paraforestier à <i>Gymnostoma deplancheanum</i> et (D) sous bois du maquis préforestier.	132
Figure 4.3. NMDS ordination bidimensionnelle de la structure de la communauté floristique par formation végétale. Le coefficient de "stress = 0.06279115. L'ordination était basée sur les dissemblances de la matrice de distance. Les ellipsoïdes représentent la limite de confiance d'erreur standard (95%) par formation. Les emplacements des ellipsoïdes dans chaque diagramme indiquent leur degré de similitude.	137
Figure 4.4. Diagramme de Venn appliqué à la flore de quatre formations végétales du plateau de Goro: MAO: Maquis arbustif ouvert, MD: Maquis arbustif dense, MPGd: Maquis paraforestier à <i>Gymnostoma deplancheanum</i> et MP: Maquis préforestier.....	139
Figure 4.5. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) d' <i>Alstonia coriacea</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.....	141
Figure 4.6. Structure de la graine d' <i>Alstonia coriacea</i> A) Coupe transversale et observation de la structure et B) Radio de graines au FAXITRON (Source : Marie de Gail)	142
Figure 4.7. Test d'imbibition d' <i>Alstonia coriacea</i> (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines)	142
Figure 4.8. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps des semences d' <i>Alstonia coriacea</i> (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, 10/20°C : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.....	143
Figure 4.9 : Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Beauprea montisfontium</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.	144
Figure 4.10. A) Fruits verts et fruits mûrs de <i>Beauprea montisfontium</i> , B) Morphologie externe d'une graine (Source : Yawiya Ititiaty).....	145
Figure 4.11. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Dacrydium araucarioides</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.	145
Figure 4.12. <i>Dacrydium araucarioides</i> : A) Cône et graines entière B) Coupe transversale et observation de la structure interne de la graine (Source : Yawiya Ititiaty).....	146
Figure 4.13. Test d'imbibition sur la graine de <i>Dacrydium araucarioides</i> (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines).....	147
Figure 4.14. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulés en fonction du temps de semences de <i>Dacrydium araucarioides</i> , collectées en 2017 (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C	

lumière 12h, 10/20°C : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.	148
Figure 4.15. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, de semences de <i>Dacrydium araucarioides</i> , collectées en 2018, (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h). Traitement : un témoin sans traitement, un test avec comme prétraitement un trempage GA ₃ 0,3 g/l (24h) et un test avec comme prétraitement au GA ₃ 0,6 g/l (24h). Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.	149
Figure 4.16. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) d' <i>Hugonia penicillanthemum</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.	149
Figure 4.17. A) Fruits B) Noyaux et C) Radiographie de noyaux d' <i>Hugonia penicillanthemum</i> (Source : Marie de Gail & Yawiya Ititiaty).....	150
Figure 4.18. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps de semences (noyaux) d' <i>Hugonia penicillanthemum</i> (4x25 noyaux) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, 10/20°C : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.	151
Figure 4.19. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Myrsine diminuta</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.....	152
Figure 4.20. A) Morphologie externe d'un pyrène et B) Coupe transversale d'un fruit et observation de la structure interne (Source : Yawiya Ititiaty).....	153
Figure 4.21. Test d'imbibition de pyrènes de <i>Myrsine diminuta</i> (moyenne sur 4 répétitions de 25 pyrènes).	153
Figure 4.22. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulés en fonction du temps, des semences (pyrènes) de <i>Myrsine diminuta</i> (4x25 pyrènes) incubées à 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h. Traitement : aucun.	154
Figure 4.23. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Pleioluma baueri</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.....	154
Figure 4.24. Coupe transversale et longitudinale de <i>Pleioluma baueri</i> (Source : Marie de Gail)	155
Figure 4.25. Test d'imbibition de graines de <i>Pleioluma baueri</i> (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines).....	156
Figure 4.26. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, des semences de <i>Pleioluma baueri</i> (4x25 graines) incubées à 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h. Traitement : aucun.	156
Figure 4.27. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Pleioluma sebertii</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.....	157
Figure 4.28. A) Coupes transversale et longitudinale et B) Radio de graines de <i>Pleioluma sebertii</i> (Source : Marie de Gail)	158
Figure 4.29. Test d'imbibition de <i>Pleioluma sebertii</i> (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines)	158

Figure 4.30. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, des semences de <i>Pleioluma sebertii</i> (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, 10/20°C : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.....	159
Figure 4.31. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Polyscias pancheri</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.....	160
Figure 4.32. <i>Polyscias pancheri</i> : A) Observation de 2 pyrènes, après élimination de l'exocarpe et du mésocarpe ; B, C) coupe transversale d'un pyrène avant mise en germination (B) et après 20 mois de germination à 20/30°C après prétraitement par stratification à 15°C pendant 1mois (C).....	161
Figure 4.33. Test d'imbibition des pyrènes de <i>Polyscias pancheri</i> (moyenne de 4 répétitions de 25 pyrènes).....	161
Figure 4.34. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Pycnandra decandra</i> cf subsp <i>coriacea</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.....	162
Figure 4.35. A) Coupes transversale et longitudinale des graines et B) Radio des graines de <i>Pycnandra decandra</i> cf subsp <i>coriacea</i> . (Source : Yawiya Ititiaty et Marie de Gail).....	163
Figure 4.36. Test d'imbibition de <i>Pycnandra decandra</i> cf subsp <i>coriacea</i> (moyenne de 4 répétitions de 25 graines).....	164
Figure 4.37. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, des semences de <i>Pycnandra decandra</i> cf subsp <i>coriacea</i> (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, 10/20°C : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.....	165
Figure 4.38. A) Coupe transversale et B) Radiographie de graines de <i>Smilax neocaledonica</i> . (Source : Marie de Gail).....	166
Figure 4.39. Test d'imbibition de <i>Smilax neocaledonica</i> (moyenne de 4 répétitions de 25 graines)..	166
Figure 4.40. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, des semences de <i>Smilax neocaledonica</i> (4x25 graines) incubées à 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h. Traitement : aucun.....	167
Figure 4.41. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Stenocarpus comptonii</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.....	168
Figure 4.42. A) Graine sans tégument (aile ôtée) et B) Radiographie de graines de <i>Stenocarpus comptonii</i> (Source : Marie de Gail).....	168
Figure 4.43. Test d'imbibition de <i>Stenocarpus comptonii</i> (moyenne de 4 répétitions de 25 graines).	169
Figure 4.44. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps de semences de <i>Stenocarpus comptonii</i> (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.....	170

Figure 4.45 Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Syzygium ngoyense</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.....	170
Figure 4.46. A) Graine et B) Coupes transversale et longitudinale de graines de <i>Syzygium ngoyense</i> (Source : Marie de Gail)	171
Figure 4.47. Test d'imbibition de <i>Syzygium ngoyense</i> (moyenne de 4 répétitions de 25 graines).....	172
Figure 4.48. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps de semences de <i>Syzygium ngoyense</i> (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, 10/20°C : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.....	172
Figure 4.49. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de <i>Tarenna hexamera</i> et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.....	173
Figure 4.50. A) Coupe transversale d'une graine et B) Radiographie de graines de <i>Tarenna hexamera</i> (Source : Marie de Gail)	173
Figure 4.51. Test d'imbibition de <i>Tarenna hexamera</i> (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines).....	174
Figure 4.52. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps des semences de <i>Tarenna hexamera</i> (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, 10/20°C : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.....	175
Figure 5.1. Illustration de restauration de continuité écologique sous forme de « pas japonais » par l'utilisation de topsoil (en orange) et de plantation (en vert foncé) et évolution dans le temps pour aboutir à la restauration des connectivités (Illustrations de P. Loslier : A gauche vue de dessus, à droite vue de profil).....	225

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre 2 : Etude des traits de vie de taxons présents sur le "plateau de Goro" dans le Sud de la Nouvelle-Calédonie

Table 1. Details of the database based on character and their attributes measured or recorded for each taxa (*see appendix 1).....65

Table 2. Number (and percentage) of vegetal taxa for which dormancy and treatment to break it is known (N=70) according to vegetal unit: living strictly in maquis (M) or both in maquis and forest (FM); dispersal syndrome, seed dormancy and SDT*: seed desiccation tolerance. (?) seed desiccation tolerance probable.....66

Chapitre 4 : Sélection d'espèces végétales du plateau de Goro candidates à des fins pratiques de restauration écologique et étude de leur phenologie et germination

Tableau 4.1. Valeurs de l'indice de phénologie133

Tableau 4.2. Nombre d'espèces pour les quatre formations végétales retenues.....136

Tableau 4.3. Nombre et pourcentages d'espèces par mode de dispersion et par type de dormance (ou sans dormance) connues ou hypothétiques des 37 espèces dites « candidates » à la restauration de la zone d'étude.....140

Tableau 4.4. Mesures des graines d'*Alstonia coriacea* (n=10)142

Tableau 4.5. Mesures des fruits et des graines de *Beauprea montisfontium*.....145

Tableau 4.6. Mesures des cônes et des graines de *Dacrydium araucarioides*146

Tableau 4.7. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et noyaux d'*Hugonia penicillanthemum*150

Tableau 4.8. Mesures des pyrènes de *Myrsine diminuta*153

Tableau 4.9. Mesures des fruits et graines de *Pleioluma baueri*.155

Tableau 4.10. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Pleioluma sebertii*.....158

Tableau 4.11. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et pyrènes de *Polyscias pancheri*161

Tableau 4.12. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Pycnandra decandra cf subsp coriacea*.....163

Tableau 4.13. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Smilax neocaledonica*.166

Tableau 4.14. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Stenocarpus comptonii*.....169

Tableau 4.15. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Syzygium ngoyense*.....171

Tableau 4.16. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Tarenna hexamera*174

Introduction générale

L'apparition du concept de biodiversité et la signature de la Convention sur la Diversité Biologique signée à Rio en 1992 lors de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, ont transformé le domaine de la recherche des biologistes en problème global d'environnement. Aujourd'hui, il est reconnu que l'Homme est à l'origine de la destruction d'un grand nombre d'espèces vivantes, tant végétales qu'animales. En effet, *Cung et al.* (2007) estiment que la croissance économique qui a suivi les deux guerres mondiales a été possible grâce à l'industrialisation, une déforestation accrue par l'exploitation du bois et l'expansion de l'agriculture et de l'élevage. Ces activités, accompagnées de la modernisation des techniques agricoles, forestières et de pêche, ont rapidement mené à la surexploitation, à la fragmentation des habitats et à leur pollution. A ces menaces s'ajoutent aussi les impacts des changements globaux qui, à eux seuls, risquent d'entraîner la disparition de 17 à 35% des espèces à l'échelle planétaire à l'horizon de 2050 (*Thomas et al.*, 2004). Parmi ces menaces, la communauté scientifique (*Millennium Ecosystems Assessment*, 2005) considère la fragmentation écologique et la destruction des habitats comme des causes majeures de l'érosion de la biodiversité. La Convention Internationale sur la Diversité Biologique au sommet de Rio en 1992 expose clairement qu'il est nécessaire de conserver la diversité biologique, notamment pour les nombreux services rendus par les écosystèmes. En effet, les bénéfices des milieux naturels pour l'Homme sont multiples, tels que le développement de nouveaux médicaments, la préservation de la qualité de l'eau, la limitation des phénomènes d'érosion, le stockage du carbone, la fourniture en bois, et surtout le maintien de nombreux équilibres nécessaires à la vie sur Terre. En 2010, la conférence mondiale sur la biodiversité de Nagoya fixe pour objectif l'augmentation des aires protégées de la planète à 17 % de la surface terrestre.

Dans le but de compenser les effets négatifs de la fragmentation des habitats naturels (réduction d'habitats, augmentation de leur isolement, réduction de la viabilité des populations, extinction d'espèces), les biologistes de la conservation ont conseillé d'accroître la connectivité entre les habitats afin de maintenir, et si possible d'améliorer, la viabilité de la population d'espèces cibles (*Bennett*, 2003). En appui à la conservation d'habitats, des stratégies de restauration sont également à mettre en place et doivent avoir pour objectif le rétablissement de connectivités entre des patchs isolés et l'installation d'habitats stables dans l'objectif de tendre vers une diversité spécialisée équivalent des écosystèmes originels (*Watts & Handley*, 2010). Ainsi, dans l'urgence de la conservation et de la restauration de la biodiversité, plusieurs pays ont donc développé de larges projets impliquant des corridors écologiques (Convention de Berne à l'origine du réseau Emeraude (Conseil de l'Europe, 1979), Directive Oiseaux (Union Européenne, 1979), Réseau Natura 2000 (Union Européenne, 1992).

La Nouvelle-Calédonie est un territoire qui a la délicate mission de devoir concilier une diversité végétale et animale exceptionnelles et un développement rapide des activités humaines impactant les milieux naturels. Elle est l'un des principaux hotspots de la biodiversité terrestre de la planète (*Myers*, 1988; *Myers et al.*, 2000, *Wulff et al.*, 2013) notamment en raison de sa richesse en espèces végétales endémiques et des menaces qui pèsent sur elles (*Myers et al.*, 2000; *Wulff et al.*, 2013). L'introduction d'espèces envahissantes, les incendies, l'urbanisation, mais aussi le développement de l'industrie minière, avec le triplement de la production de nickel prévu à l'horizon 2013-2015 (*L'Huillier et al.*, 2010) ont un impact significatif sur l'érosion de la biodiversité néo-calédonienne. De surcroît, ces menaces vont engendrer à terme une fragmentation écologique ou éco-paysagère qui sous-tendra une démultiplication de la dégradation des habitats. Afin de

contribuer à la réduction de ces menaces, et en accord avec les recommandations de la convention Internationale sur la Diversité Biologique signée à Rio en 1992 et ceux de Nagoya en 2010, la Nouvelle-Calédonie dans son ensemble, encourage un travail de fond envers l'augmentation du réseau de ses aires protégées (Inscription du lagon calédonien au Patrimoine Mondial de l'Humanité, Zone Ramsar, Parcs et réserves...). Dans ce contexte de protection/conservation de la biodiversité, la réhabilitation des habitats semble se positionner comme la tête de proue des opérations restauratoires. En effet, déjà, dans les années 70, des essais de revégétalisation ont été mis en œuvre aussi bien par des instituts de recherches (CTFT, centre technique forestier tropicale; Orstom (ex-IRD...)) que par les mineurs eux mêmes (Jaffré & Latham, 1976). Par la suite, tenant compte de la dynamique écosystémique et de la succession écologique ayant cours en Nouvelle-Calédonie, les instituts de recherches et les sociétés minières se sont engagés de plus en plus dans des opérations de restauration écologique. De manière assez récente, des programmes de recherches ont commencés à affluer orientant les questionnements vers une meilleure compréhension des dynamiques écosystémiques (Carpenter *et al.*, 2003; Boissenin *et al.*, 2006, Tassin *et al.*, 2010; Aubert, 2010; Ibanez *et al.*, 2013;). Une étude impliquant un travail restauratoire et tenant compte du dynamisme écosystémique a vu le jour; elle vise essentiellement la refermeture de milieux ou l'accélération de cette dernière par la plantation d'espèces de lisière forestière (Tiavouane *et al.*, 2014). En complément, une étude récente concernant les connectivités structurelles et fonctionnelles des sols ultramafiques, recommande la reconnexion entre les fragments isolés par de la restauration passive ou active afin de recréer les grands ensembles forestiers historiques du sud de la Grande Terre (Birnbaum *et al.*, 2016). De plus, Zongo *et al.* (2014a,b) proposent la mise en œuvre, par plantation d'espèces cicatricielles, d'un continuum écologique entre habitats fragmentés tenant compte des caractères de dispersion et de germination des espèces du massif de Koniambo localisé dans le nord de l'île principale.

Ce présent travail de recherche vient renforcer les précédentes études (citées ci-dessus) et améliorer les connaissances liées à la restauration écologique. Il a pour objectif principal de caractériser pour la première fois la dispersion (mode et distance de dispersion) et la germination (temps de latence, taux de germination, type de dormance et moyen de lever) d'espèces végétales présentes à la fois en milieu forestier et en maquis. Les résultats de cette étude devraient permettre in fine, d'amorcer la mise en place de la restauration active de connectivités écologiques sur une zone nommée « plateau de Goro » qui prennent en compte les modes et les distances de dispersion ainsi que les distances des plantations aux végétations existantes (intégration des plantations dans la matrice paysagère).

Ce travail de recherche est ainsi construit autour de deux approches qui sont d'une part d'évaluer les progrès de rétablissement de zones revégétalisées par plantation, par l'étude de la végétation plantée, des recrûs (provenance et dispersion) et des milieux naturels environnant. D'autre part, elle a consisté à identifier les modes de dispersion des plantes et à étudier la phénologie et la germination des espèces végétales.

Ce travail a été réalisé sur « le plateau de Goro » localisé dans le sud de l'île principale et au sein du « grand massif ultramafique du sud » qui a accueilli plusieurs travaux de recherche et est aujourd'hui un modèle d'étude en Nouvelle-Calédonie (Mc Coy, 1998, 1999; Aubert, 2010; Tiavouane *et al.*, 2014; Birnbaum *et al.*, 2016). Ce plateau est actuellement exploité par l'entreprise minière VALE NC.

Les travaux réalisés lors de cette étude qui s'inscrit par ailleurs dans le cadre d'un appel à projet du Centre National de Recherche et Technologie Nickel et son Environnement dénommée « BIOINDIC » (Carriconde *et al.*, 2016) et soutenus financièrement par une bourse d'encouragement à la recherche du Gouvernement de la Nouvelle-Calédonie sont présentés sous forme de quatre chapitres (certains points peuvent apparaître répétitifs, introductions, descriptions du site, espèces étudiées..., car la thèse a été organisée sous forme d'articles):

Le **chapitre 1** fait l'état bibliographique des connaissances générales liées à la fragmentation, aux continuités et à la restauration écologiques; ainsi que celles concernant la dispersion des graines et leur germination au niveau mondial. Une seconde partie présente le contexte de la Nouvelle-Calédonie et fait état des connaissances sur les travaux réalisés dans ce pays concernant les éléments précédents en y intégrant une présentation de la zone d'étude de la thèse et des connaissances acquises sur cette dernière.

Le **chapitre 2** expose les résultats d'une large étude menée au cours de cette thèse, sur les caractéristiques liées à la dispersion (mode de dispersion), à la germination (type de dormance ou absence de dormance) et ceux liés à la tolérance à la dessiccation des graines (caractère orthodoxe ou récalcitrant) des espèces du plateau de Goro et de ses alentours et dont les données brutes sont stockées au sein d'une base créée à l'origine pour les études sur le Koniambo, qui a été implémentée et pour laquelle j'ai participé aux réflexions au cours de mon master (Ititiaty *et al.*, 2014 ; Zongo *et al.*, 2014a,b). Cette étude a consisté à réunir toutes les informations existantes récoltées et parsemées dans la littérature ainsi que celles acquises lors des expériences au laboratoire du groupe Ecorce (Ecologie de la Restauration et de la Conservation des espèces végétales) de l'Institut Agronomique néo-Calédonien sur les espèces présentes en maquis strict et celles retrouvées à la fois en maquis et en forêt humide (soit 407 espèces) participant à la succession écologique et pouvant être de bonnes candidates à la restauration de ces milieux. Ces informations ont ensuite été analysées afin de caractériser les points communs et les différences avec la flore globale de la Nouvelle-Calédonie et du monde afin de déterminer d'éventuelles particularités. Ce chapitre présente un contexte, les objectifs et les résultats principaux en français et contient une publication rédigée en anglais qui a été soumise à la revue scientifique « Restoration Ecology ». Il est à noter que j'ai eu l'occasion de présenter une partie de ces travaux au cours d'une conférence nationale (Ititiaty *et al.*, 2016), une autre partie des travaux incluant des données du chapitre 3 et du chapitre 4 ont également été présentés à deux autres occasions en conférences internationales (Fogliani *et al.*, 2016 a,b).

Le **chapitre 3** fait état après analyses, des résultats de l'évaluation des progrès de rétablissement de 4 zones revégétalisées par plantation de différentes espèces natives sur le plateau de Goro. Cette étude a été réalisée en utilisant le système des cinq étoiles de recouvrement proposé par les standards internationaux de la restauration écologique (SER, McDonald *et al.*, 2016); qui prend en compte cinq catégories d'attributs écosystémiques clés qui sont : l'absence de menaces, la composition spécifique, la structure des communautés, la fonctionnalité de l'écosystème et les échanges entre les écosystèmes. Ces derniers sont comparés entre chaque plantation et un écosystème de référence autochtone local (choisi pour être la cible de la restauration); afin d'évaluer la trajectoire de récupération des zones revégétalisées. Dans notre étude, la cible à atteindre choisie est le maquis arbustif dense.

L'évaluation est réalisée à partir des relevés et des mesures effectuées sur la végétation plantée (diversité, densité et mesure de croissance), sur les recrûs (diversité, densité, provenance et dispersion) et dans les milieux naturels environnants. Les progrès de rétablissement sont ensuite évalués entre chaque plantation afin d'identifier les points communs, les différences et de voir laquelle des quatre a le mieux fonctionné. Les résultats de cette évaluation ont permis d'émettre des recommandations en vue d'améliorer la restauration par la mise en place de continuités écologiques dans les milieux fragmentés en tenant compte du paysage environnant, du mode de dispersion et de la distance de dispersion des espèces.

Le **chapitre 4** présente les résultats des inventaires botaniques réalisés dans les milieux naturels rencontrés aux alentours des plantations sélectionnées et étudiées dans le chapitre 3. Ces relevés floristiques ont permis d'identifier les espèces "candidates" à la restauration qui sont sélectionnées du fait qu'elles sont communes aux quatre formations végétales sélectionnées: le maquis arbustif ouvert, le maquis arbustif dense, le maquis paraforestier et le maquis préforestier. Ces espèces végétales ont une forte plasticité car elles s'adaptent aussi bien en milieux ouverts que forestiers. Parmi ces espèces « candidates », 12 ont fait l'objet d'un suivi phénologique dans le but d'identifier la période de fructification et la meilleure période de récolte. De plus, les graines de 12 espèces (dont 11 communes à celles sélectionnées pour le suivi phénologique) ont été récoltées et ont été étudiées en laboratoire afin d'identifier les exigences écologiques de la germination de chacune. In fine, cette étude permet d'augmenter la diversité des espèces endémiques pour lesquelles on maîtrise la germination et qui pourront donc être produites et plantées dans des projets de restauration. Une partie de ces travaux a été réalisée avec l'appui de deux étudiants en Master que j'ai pu encadrer (Loslier., 2016 ; De Gail., 2017). A noter que ce chapitre contient des données analysées en fin de thèse et méritera d'être retravaillé dans le cadre d'une publication.

Enfin, un dernier chapitre de synthèse et de recommandations propose des éléments pratiques découlant directement de ces travaux de thèse et clôture ce manuscrit.

Il est à noter que l'expertise acquise au cours de ce travail de thèse m'a permis également de participer à divers programmes dont un concernant la restauration de carrière de sable et de calcaire en province des Iles Loyauté (Fogliani et al., 2017b) ou encore un sur la multiplication par voie sexuée d'espèces non maîtrisées pour la restauration (Fogliani et al., 2015 a,b).

Chapitre 1: Synthèse des connaissances sur le concept de restauration écologique et déclinaison en Nouvelle-Calédonie

1. Restaurer les milieux dégradés

1.1. Problématique de la restauration des milieux dégradés

Le concept de biodiversité, terme condensé de "diversité biologique" est la résultante d'une prise de conscience, durant les années 70, par des écologistes de la disparition de plus en plus importante d'espèces animales et végétales. Thomas E. Lovejoy, biologiste et militant écologiste, spécialiste de l'Amazonie, est le premier à avoir utilisé, en 1980, le terme de « diversité biologique ». Mais, c'est en 1985 que Walter G. Rosen, un autre scientifique américain, utilisera la contraction des termes « biological diversity » pour en faire un seul et unique mot, plus direct et plus communicant : «biodiversity» (Hawksworth, 1995). Cette destruction d'espèces vivantes se faisait dans l'indifférence quasi générale (Lawton & May, 1995). C'est au sommet de Rio, en 1992, que l'importance de la biodiversité a été reconnue. En effet, le nombre d'espèces recensées récemment varie entre 5 et 11 millions (Mora *et al.*, 2011; Costello *et al.*, 2013; Caley *et al.*, 2014) et seulement 1,9 millions sont décrites (Pimm *et al.*, 2014). Cette biodiversité procure plusieurs avantages à la société humaine notamment à travers les plantes qui constituent une partie de nos ressources en nourriture. Selon les données du Kew Royal Botanic Garden, chez les végétaux, 17 familles de plantes fournissent 80% de la nourriture. Elles peuvent aussi être utilisées pour traiter les maladies telles que celles qui touchent le cœur et les vaisseaux sanguins (Rouhi-Boroujeni *et al.*, 2017). Plusieurs études montrent que la relation entre la biodiversité et les services écosystémiques qui définissent les bénéfices que les Hommes tirent des écosystèmes, est liée au fonctionnement de ces derniers (Chapin *et al.*, 2000; Diaz *et al.*, 2007; Lavorel *et al.*, 2011).

Bien que la biodiversité et les services qu'elle procure soient indispensables pour les humains, le Millenium Ecosystem Assessment a montré que 60% de ces services écologiques sont en déclin (MEA, 2005). Cette perte de services est fortement liée à la perte d'habitats et à l'érosion de la biodiversité observées au niveau mondial. A titre d'exemple, une perte de 20 à 25% de l'avifaune terrestre mondiale est estimée et est due à l'expansion et l'intensification de l'agriculture du néolithique à 1990 (Gaston *et al.*, 2003). En complément, on note une accélération du rythme d'extinction des espèces notamment celles des mammifères, des oiseaux et d'autres vertébrés (Ceballos *et al.*, 2015). Le déclin ou la disparition d'une espèce peut perturber les réseaux d'interactions interspécifiques et induire le déclin ou la disparition d'autres espèces (Chapin *et al.*, 2000). On observe également une altération d'origine anthropique qui affecte à la fois la structure et le fonctionnement des écosystèmes végétaux. Cette dégradation transforme les communautés végétales climaciques en une formation végétale appauvrie à la fois au plan de la biodiversité et de la biomasse. Il existe plusieurs types de dégradation d'origine anthropique telle que la déforestation par les incendies et le défrichement des forêts pour l'agriculture ou l'élevage. En Amazonie brésilienne, le couvert forestier a été réduit de 10% (377108 km²), depuis 1988 et environ 80% des pertes sont dues au défrichement de la forêt pour l'élevage du bétail (Elliott *et al.*, 2013). On observe également une surexploitation des forêts pour les bois d'œuvre ou le bois de chauffage et aussi une déforestation par l'exploitation minière à ciel ouvert. Cette dernière se traduit par le décapage du couvert végétal et des horizons superficiels des sols à trop faible teneurs en minerais parfois jusqu'à la roche-mère, afin d'accéder aux couches inférieures riches en minerais exploitables (Elaw, 2010). Il en résulte une perte de l'aptitude des terrains miniers dégradés à soutenir l'installation et le développement d'un couvert végétal (Sheoran *et al.*, 2010), mais également une perte, ou un

fort ralentissement dans les meilleurs cas, de la résilience des écosystèmes miniers (Singh & Singh, 2006). La déforestation quelle que soit son origine s'en suit d'une perte importante d'habitat et d'une fragmentation éco-paysagère. On estime que les forêts tropicales de la planète ont diminué de 35 à 50 %, en termes de superficie (Wright & Muller-Landau, 2006). Face à ces constats, une prise de conscience internationale a émergé sur la nécessité de préserver la diversité du monde du vivant et de restaurer les écosystèmes dégradés (Couvet & Teyssèdre-Couvet, 2010). En effet, en 2010, la conférence mondiale sur la biodiversité de Nagoya fixe pour objectif l'augmentation des aires protégées de la planète à 17 % de la surface terrestre et la restauration d'au moins 15% des écosystèmes dégradés au niveau international (SCDB, 2011).

Les analyses de la littérature publiée suggèrent que la restauration écologique peut augmenter l'approvisionnement de biodiversité et services écosystémiques (Dodds *et al.*, 2008; Benayas *et al.*, 2009; De Groot *et al.*, 2013). De plus, la restauration écologique offre un complément crucial aux efforts de conservation dans le maintien des services fournis par des ressources naturelles et ainsi améliore les moyens de subsistance des humains (Dobson *et al.*, 1997; Hobbs & Harris, 2001).

1.2. La restauration écologique

1.2.1. Définition

La restauration écologique est une science apparue dans les années 1980, dont le but est de lutter contre la dégradation rapide de la biodiversité et des écosystèmes. Jordan *et al.*, (1987) la définissent comme la re-création des communautés entières d'organismes, modelées au plus proche de celles présentes naturellement. Actuellement, la restauration écologique est définie par la «Society for Ecological Restoration» comme « le processus qui initie ou accélère l'auto-réparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit, tout en conservant sa santé, son intégrité et sa gestion durable » (SER, 2004).

Les standards internationaux pour la restauration écologique (McDonald *et al.*, 2016), appuient sur le fait qu'il est important de définir un "écosystème de référence autochtone local comme modèle ou cible pour la restauration". Ce modèle de référence, n'est pas forcément l'état originel de l'écosystème, lequel est souvent inconnu ou peu connu. Ce modèle sert à déterminer la trajectoire du projet et permet la surveillance et l'évaluation des résultats (McDonald *et al.*, 2016).

L'utilisation d'un écosystème de référence implique la compréhension de la composition (en espèces), de la structure (configuration et complexité) et de la fonction (processus et dynamique). Bien sûr, le choix d'un écosystème de référence n'est pas fait pour immobiliser une communauté écologique à un instant donné, mais plutôt optimiser le potentiel de rétablissement des espèces et des communautés locales pour qu'elles puissent continuer à évoluer et se réassembler ultérieurement (McDonald *et al.*, 2016).

L'écologie de la restauration ne doit pas être confondue avec la réhabilitation écologique et la revégétalisation. La réhabilitation écologique est une action directe ou indirecte dont le but est de rétablir une fonctionnalité de l'écosystème par un apport renouvelé et continu de biens et de services écosystémiques. Quant à la revégétalisation (ou végétalisation), elle est définie comme étant un processus visant à reconstituer un couvert végétal d'un terrain dénudé par l'action de l'Homme ou par l'effet de catastrophes naturelles.

Les espèces végétales utilisées devraient être adaptées aux conditions du site à revégétaliser et suffisamment diversifiées. Toutefois ce concept ne précise pas les objectifs à atteindre et les moyens à mettre en œuvre, laissant la voie ouverte à diverses interprétations.

Dans le but de récupérer la structure et la fonctionnalité des écosystèmes dégradés ou détruits, deux stratégies générales de restauration sont connues: la restauration passive et la restauration active. Selon Walker *et al.* (2014), le choix du type de restauration écologique à opérer varie selon les conditions du site, notamment le degré de perturbations et selon l'importance des surfaces à restaurer. En plus du degré de perturbation, il est nécessaire de connaître le taux de régénération naturelle de l'écosystème, qui peut être influencé par les perturbations et les sources de propagules, par le paysage dans lequel est positionné le site à restaurer et par les buts, les fonds financiers disponibles et les coûts de la restauration (Dobson *et al.*, 1997; Holl & Aide 2011).

1.2.2. Restauration passive

La restauration passive c'est lorsque l'Homme aide le processus en diminuant ou en éliminant le facteur qui endommage l'écosystème, puis surveille ce dernier pour s'assurer qu'il récupère via des processus naturels (régénération naturelle) jusqu'à l'obtention de bonnes conditions (Holl & Aide, 2011). Cette technique est utilisée dans les écosystèmes où les perturbations n'ont pas entraîné de conditions extrêmes et où il n'y a pas d'influences négatives aux alentours (glissement de terrain, érosion, contamination de l'eau ou du sol...). De plus, cette stratégie sera préférentiellement utilisée lorsque le site dégradé est de taille restreinte et entouré par une végétation naturelle et si les conditions du site ne sont pas affectées par la dégradation initiale (Prach *et al.*, 2001). La restauration passive permet de récupérer les fonctions et la composition de la communauté des plantes à travers la banque de graines et l'apport extérieur de semences (Guariguata & Ostertag, 2001). Ce système permet la recolonisation par des espèces adaptées aux conditions locales du site (Kovar, 2004), avec une valeur naturelle plus importante que ce qui pourrait être obtenu avec une technique de restauration active (Hodacova & Prach, 2003). Cependant, les taux de régénération naturelle via la restauration passive sont très variables et le processus peut échouer (Aide *et al.*, 2010) car il dépend de plusieurs facteurs tels que: l'intensité et le type de gestion des terres, le type du paysage environnant et la résilience de l'écosystème (Guariguata & Ostertag, 2001; Montagnini, 2008; Aide *et al.*, 2010; Norden *et al.*, 2015). Une analyse sur 240 écosystèmes a suggéré que la restauration passive pourrait être plus rentable car la plupart des systèmes étudiés ont récupéré naturellement après les perturbations et dans les 10 années qui ont suivi (Jones & Schmitz, 2009). Une analyse récente pour les forêts tropicales présente le fait que la régénération naturelle est plus réussie que la restauration active en termes de biodiversité et de récupération de la structure de la végétation, lorsque quatre facteurs importants sont contrôlés: le couvert forestier, le temps écoulé depuis le début de la restauration, le type de l'ancienne perturbation et la précipitation annuelle (Crouzeilles *et al.*, 2017). Ainsi dans certains cas, la restauration peut se concentrer sur le suivi, ou sur une manipulation modérée des interactions entre les espèces, car les étapes initiales, comme l'amélioration des conditions physiques et le développement du sol ne sont pas nécessaires (Walker *et al.*, 2014). L'avantage de ce système est qu'il est peu coûteux comparé à la restauration active car le gestionnaire fait

appel à la résilience de l'écosystème. Le désavantage peut être la progression plus lente vers le stade ciblé.

1.2.3. Restauration active

En restauration active, l'Homme supprime le facteur qui endommage le système et intervient d'une manière supplémentaire pour accélérer la récupération de l'écosystème par rapport au taux de recouvrement naturel (Holl & Aide, 2011). La stratégie de restauration active nécessite un investissement beaucoup plus important en terme de coût et de temps par rapport à la restauration passive (Holl & Aide, 2011; Chazdon *et al.*, 2017).

Un site extrêmement dégradé demandera en premier lieu une réhabilitation du paysage. Cette étape doit permettre de remettre en place les conditions abiotiques de la zone les plus propices à la réinstallation des composantes biotiques de l'écosystème. Lorsque le terrain l'exige, il est nécessaire de le remodeler en suivant les principes de base du contrôle de l'érosion et de la sédimentation (Goldman *et al.*, 1986). Une fois le paysage remodelé, il est important de revégétaliser les structures aussitôt que possible afin de stabiliser la zone par l'utilisation d'un couvert végétal.

Deux techniques sont généralement employées pour assurer le retour d'un couvert végétal :

❖ La plantation

La plantation (Fig. 1.1A) est la technique la plus largement utilisée (Ruiz-Jaen & Aide, 2005a), notamment pour les plantes non-herbacées. Elle comprend différentes étapes, en commençant par la constitution d'un trou accueillant le transplant, l'ajout de fertilisants (terreau, tourbe, compost, fertilisants minéraux, et/ou hydrorétenteur) l'installation du plant, et le comblement du trou. Généralement un paillis est ajouté à cela afin de diminuer les pertes en eau du sol. La plantation est utilisée sur les zones à forte dégradation, où des barrières ou contraintes physiques, chimiques et biologiques persistantes empêchent souvent les processus de succession naturelle des forêts de fonctionner à une échelle de temps compatible avec les besoins humains.

Les plantations peuvent faciliter la succession forestière dans leurs sous-bois sur des sites dégradés en modifiant les conditions microclimatiques, en stimulant l'accumulation de carbone organique dans les couches de surface du sol et en augmentant la complexité structurelle. Les changements de luminosité, de température et d'humidité à la surface du sol créent des conditions propices à la germination et à la croissance des semences transportées sur le site par le vent, la faune et d'autres vecteurs provenant des fragments de forêts adjacents (Parrotta *et al.*, 1997).

Cette technique très employée, a toutefois ses limites. Elle peut s'avérer coûteuse sur de grandes superficies notamment si on a recours à des végétaux de grand calibre et sa réalisation dans des zones pentues est plus délicate (Bernier *et al.*, 2013).

❖ L'ensemencement

Le développement de techniques d'ensemencement a permis de répondre à cette dernière difficulté. Différentes méthodes sont développées comprenant généralement un

mélange de graines de plusieurs espèces, afin de s'adapter aux différentes conditions du site, en favorisant un bon taux d'établissement et de persistance. On citera tout d'abord l'ensemencement à sec (dryseeding) qui peut comprendre un épandage de graines et de fertilisants (avec ou sans mulch) qui se fait à la main, avec une machine, avec un souffleur d'air, ou encore avec un hélicoptère. L'ensemencement à sec manuel est utilisé sur des zones plates ou légèrement inclinées (<50%). On a ensuite l'ensemencement de diffusion humide, qui comprend un mélange de graines avec de l'eau, qui est immédiatement déchargé sur la zone à ensemencher. Cette technique offre l'opportunité d'implanter les graines avec de l'eau, de traiter une plus grande surface par unité de temps, de mieux contrôler la dispersion des graines et d'accélérer la germination des graines (par rapport à l'ensemencement à sec). Elle n'est cependant pas un substitut de l'ensemencement hydraulique (hydroseeding; Fig. 1.1B), car il n'y a pas d'application de fixateur au sol, en même temps que l'ensemencement des graines. De ce fait, l'ensemencement de diffusion humide ne peut pas être utilisé sur des pentes de plus de 60%. Enfin, l'ensemencement hydraulique ou hydroseeding est la projection d'une suspension de semences dans de l'eau, des fertilisants et un agent permettant une forte adhésion de sol (souvent de l'alginate), avec ou sans mulch. Cette technique peut être utilisée sur des pentes plus fortes (>60%) que les techniques précédentes. L'hydroseeding peut être réalisé au sol avec un camion, ou par hélicoptère (Ministry of Forests Lands and Natural Resource Operations, 1997).

Les techniques d'ensemencement nécessitent de grandes quantités de graines afin que l'établissement d'un couvert végétal soit le plus optimal possible. L'amélioration des techniques de récolte des graines, de l'évaluation de la qualité des lots, et de la levée de la dormance sont des prérequis à l'utilisation des graines sur le terrain. L'analyse de la qualité des graines peut être faite en évaluant le taux de germination et la viabilité des graines (Crawford *et al.*, 2007).

❖ L'utilisation du topsoil

A ces deux techniques traditionnellement utilisées en restauration écologique s'ajoute le topsoil (Fig. 1.1C). Ce dernier, définit l'ensemble des horizons supérieurs fertiles d'un sol, contenant l'essentiel de la matière organique et de l'édaphon (ensemble des organismes vivants à la surface du sol, dans la litière, et dans les horizons supérieurs des sols), la banque de graines, et dont l'organisation est sous la dépendance essentielle de l'activité biologique (Sheoran *et al.*, 2010). Son utilisation s'effectue dans des zones fortement impactées où le sol doit être amélioré pour y implanter un couvert végétal. L'outil topsoil en restauration écologique consiste à récupérer cette fraction superficielle des sols lors d'une opération qui précède l'excavation des stériles miniers, puis à l'épandre sur les sites dégradés à restaurer (Fig. 1.2) (Sheoran *et al.*, 2010; Ghose, 2012). L'épandage du topsoil sur la surface à restaurer doit se faire sur une épaisseur approximativement uniforme et stable, et le plus rapidement possible après son décapage. Des études montrent que le transfert direct du topsoil frais entraîne une perte de moins de 50% alors que le stockage suivi d'un transfert cause une perte de 80-90% de la banque de graines (Koch *et al.*, 1996). Les résultats démontrent l'importance de la régénération naturelle par apport de topsoil, qui favorise la productivité et la biodiversité des systèmes restaurés. L'intégration supplémentaire d'une grande variété d'espèces secondaires dans la succession, permet une restauration à long terme, en compensant les limitations de la dispersion des semences, et donc de la recolonisation (Parrotta & Knowles, 1999). Le topsoil épandu est alors la source

la plus importante d'espèces natives dans les aires restaurées, suivi par les graines semées et les plantes réintroduites (Ward *et al.*, 1996).

En effet, il a par exemple été montré que la réserve de graines se concentre dans la partie superficielle du topsoil ; 92% des graines sont contenues dans les 5 premiers cm. La plupart des espèces ne germent pas à des profondeurs au-delà de 2 cm (Koch *et al.*, 1996; Rokich *et al.*, 2000). Ainsi, il est aujourd'hui reconnu que l'évaluation du potentiel germinatif de la banque de graines des topsoils, ainsi que la compréhension des modèles de distribution spatiale des communautés microbiennes sont des étapes essentielles à la mise en place de mesures de gestion des topsoils, adaptées à la restauration écologique de la diversité des communautés végétales (Richardson *et al.*, 2012; Yu *et al.*, 2012 ; Van Etten *et al.*, 2014). De nombreuses études ont été menées sur la manière la plus efficace de prélever le topsoil, sur son stockage pour une conservation optimale des potentialités biologiques, et son ré-épandage. Les études conduites montrent généralement qu'avec un prélèvement fin du topsoil (entre les 10 et 30 premiers centimètres) et un temps de stockage le plus court possible (voire nulle), on peut optimiser la conservation des potentialités biologiques du topsoil (Tacey, 1978; Tacey & Glossop, 1980; Hargis & Redente, 1984).

Cependant, l'utilisation du topsoil nécessite une bonne connaissance de ses potentialités physico-chimiques et microbiologiques (notamment symbiotiques), ainsi que des conditions de conservation de ces potentialités.



Figure 1.1. A) technique de plantation sur zone dénudée (source: SIRAS pacifique), B) technique d'ensemencement hydraulique sur une verse de stériles minier (source: SIRAS pacifique), C) Topsoil étalé sur une verse de stériles minier (Source: IAC).

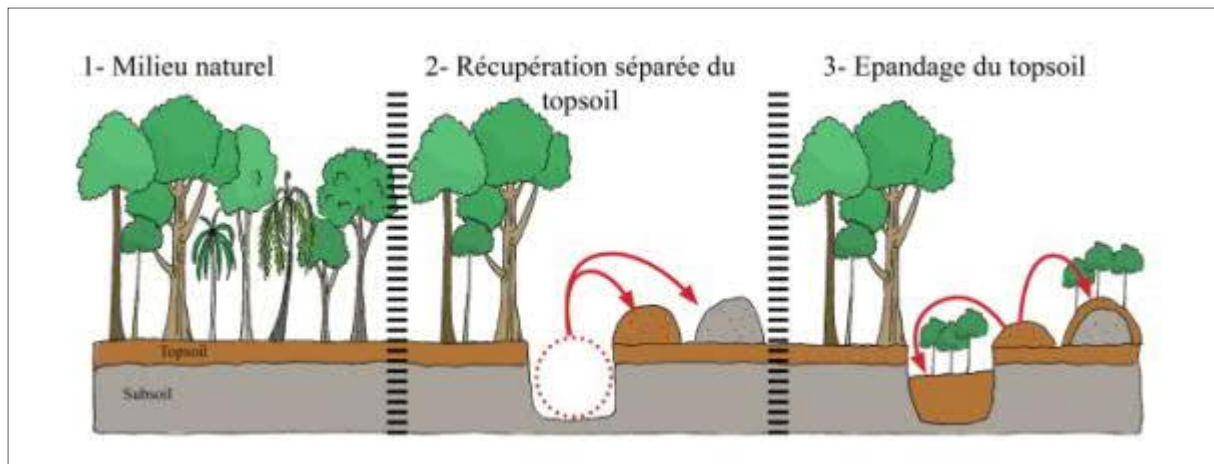


Figure 1.2. Principe de l'utilisation de l'outil topsoil (figure modifiée de Bordez, 2015 par Pierre Loslier, IAC).

1.3. Dispositif de restauration d'un milieu dégradé par l'activité minière

L'exploitation minière perturbe l'esthétique du paysage ainsi que les composants du sol au niveau des horizons, de la structure, et des populations microbiennes et les cycles des sols et des nutriments. Ces composants sont cruciaux pour le maintien d'un écosystème en bonne santé et leur altération par l'activité minière entraîne donc la destruction de la végétation et du profil du sol existants (Kundu & Ghose, 1997). Sur un site extrêmement endommagé par cette activité, il faut recréer les conditions des sols avant l'impact pour permettre l'installation des végétaux (Bradshaw, 2000; Sheoran *et al.*, 2010). L'utilisation du topsoil, quand il est disponible, permet de remédier à cela car il favorise l'accès aux potentialités biologiques qu'il contient : la banque de graines, les microorganismes utiles et la matière organique (Sheoran *et al.*, 2010). Il a été montré que lorsque l'épandage du topsoil est couplé avec des techniques de plantations, il permet de reconstituer en quelques années un couvert végétal sur une zone dénudée (Koch, 2007).

Dans les conditions où le topsoil n'est pas disponible ou épuisé, les conditions peuvent être améliorées par le travail du sol (labour, décompactage...), l'ajout d'engrais et de paillage vert. En général, il est recommandé d'utiliser une combinaison de différentes espèces, et notamment de graminées pour stabiliser les sols en surface et de légumineuses permettant la fixation d'azote atmosphérique. Cette technique permet d'obtenir une solution à court terme, notamment pour remédier rapidement aux problèmes d'érosion, mais ne doit constituer qu'une étape intermédiaire permettant d'améliorer les conditions du sol pour faciliter la colonisation primaire d'espèces pionnières (ceci sous entend la présence de semenciers dans les zones environnantes) capables d'entraîner des successions végétales secondaires par des espèces indigènes des terrains dégradés (Bradshaw, 1997). Les successions sont une description des changements de végétation à différentes échelles dans l'espace et le temps. Dans un but de restauration, il doit être utilisé des plantes natives, adaptées aux conditions du milieu, ou des écotypes particuliers, lorsque les conditions sont trop extrêmes (comme par exemple sur des zones présentant de fortes concentrations en métaux lourds, comme le préconisent Cooke & Johnson, 2002). En complément, lorsque l'écosystème de référence choisi à restaurer est la forêt et que l'on veut rétablir la biodiversité de cette dernière alors que les disséminateurs de graines subsistent dans le

paysage, la méthode des "espèces cadres" ou "framework" pourrait suffire. Elle consiste à planter un mélange de 20 à 30 essences pionnières et climaciques en une seule étape. Les caractéristiques essentielles des espèces "cadres" sont: (1) des taux de survie et de croissance élevés lorsqu'elles sont plantées dans des sites ouverts dégradés; (2) des cimes denses et étendues qui privent de lumière les plantes herbacées et (3) la mise à disposition de ressources qui attirent les animaux sauvages disséminateurs de graines (fruits, nectar, sites de nidification, etc.) à un jeune âge (Goosem & Tucker, 1995).

Les espèces cadres plantées rétablissent la structure de la forêt et restaurent la productivité de la forêt et les cycles de nutriments (Fig. 1.3). Les animaux attirés par les arbres plantés, dispersent les semences disponibles de nombreux autres arbres (non plantés) dans les zones plantées. En outre, les arbres plantés modifient le microclimat et créent des conditions exemptes de mauvaises herbes favorisant la germination et l'établissement naturel de jeunes arbres forestiers. Les graines produites par les espèces-cadres plantées sont également dispersées dans les zones dégradées environnantes, de sorte que les arbres-cadres plantés peuvent servir de «noyau» pour la restauration de la forêt sur une plus grande échelle dans un environnement dégradé.

Cette méthode de restauration de la forêt a prouvé son efficacité dans le Queensland, en Australie (Goosem & Tucker, 1995; Lamb *et al.*, 1997; Tucker & Murphy, 1997; Tucker, 2000). Tucker & Murphy (1997) ont signalé que les parcelles "d'espèces cadres", dans diverses conditions de sites, ont été colonisées par 15 à 49 espèces d'arbres d'origine naturelle dans les 5 à 7 ans qui ont suivi la plantation. Cependant, le choix de cette méthode nécessite beaucoup de connaissances sur les espèces et de retours d'expériences de terrain comme ce fut le cas pour les espèces choisies pour la restauration des forêts de la Thaïlande (Forru, 2000; Elliott *et al.*, 2003). La méthode nécessite des connaissances sur la phénologie, la caractéristique des fruits, la germination et la croissance des plantules des espèces cadres (Elliott *et al.*, 2013).

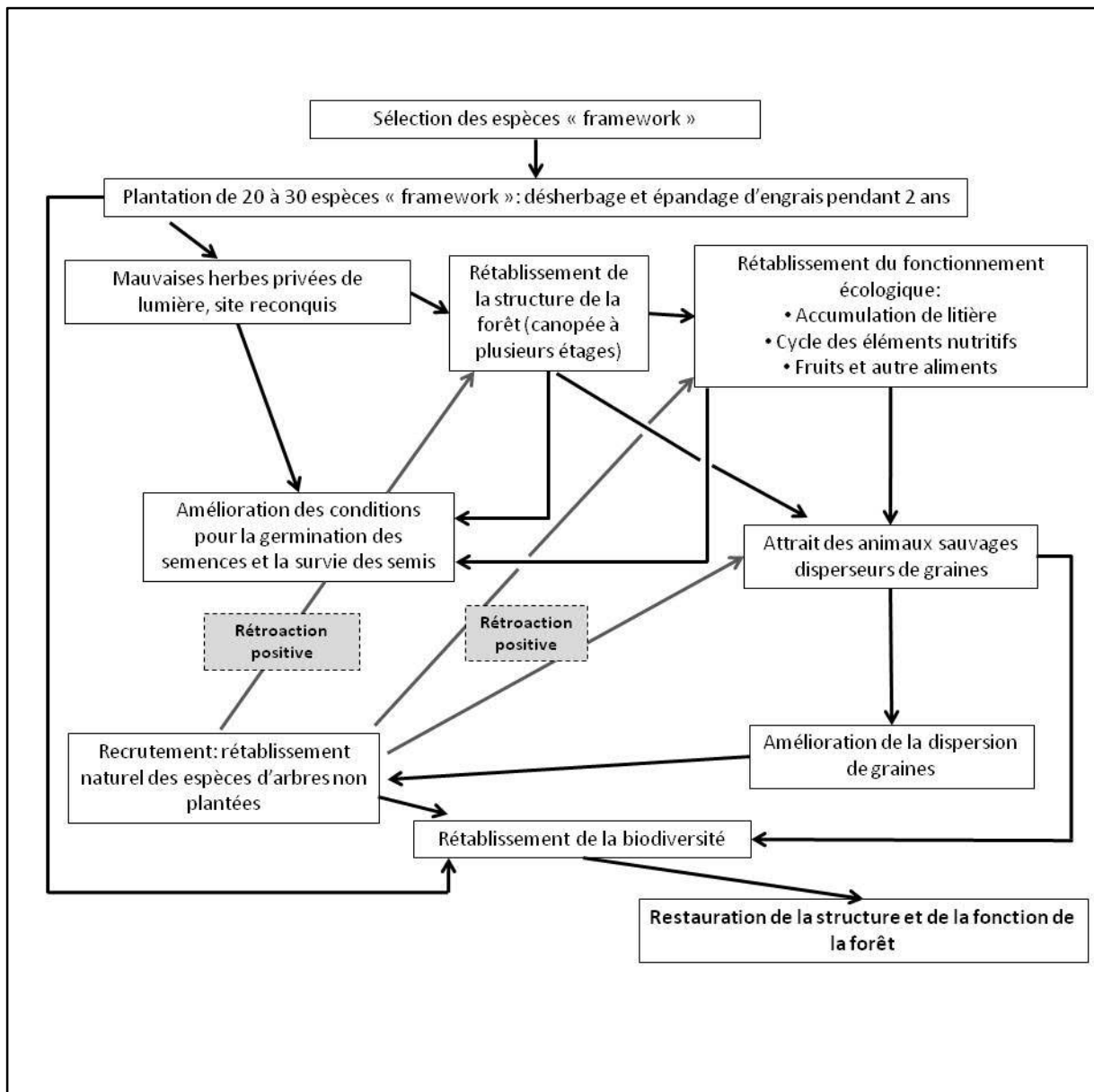


Figure 1.3. Fonctionnement de la méthode des espèces "cadres" ou framework (source: Elliott et al., 2013).

La plantation standard sur l'ensemble d'une zone dégradée peut être coûteuse, surtout quand de grandes surfaces sont restaurées (Parrotta & Engel, 2001; Rodrigues *et al.*, 2009). Pour y remédier, quelques études ont testé la plantation d'arbres en parcelles ou "îles" (Robinson & Handel, 2000; Zahawi & Augspurger, 2006; Rey Benayas *et al.*, 2008). Cette pratique imite le processus de nucléation naturelle (Yarranton & Morrison, 1974) dans lequel les premiers colonisateurs s'établissent par zones et se propagent vers l'extérieur par clonage et / ou en facilitant la colonisation d'espèces de succession ultérieure. Ce processus a été largement documenté dans les anciens champs cultivés de régions tropicales où subsistent des arbres et des arbustes (Vieira *et al.*, 1994; Holl, 2002; Schlawin & Zahawi, 2008). Les individus plantés en "îles" (Fig. 1.4) montrent une survie et une croissance similaires à celles des plantations standards et facilitent l'établissement d'autres espèces de

plantes (Robinson & Handel, 2000; Zahawi & Augspurger, 2006; Rey Benayas *et al.*, 2008); ainsi, la plantation sous formes "d'îles" peut être une stratégie de restauration plus rentable. Les résultats de Holl *et al.* (2010), montrent des avantages (bonne survie des semis, coût avantageux) et des inconvénients (plus de dommages aux plantules, croissance légèrement inférieure). D'autres recherches ont montré que les plantations sous forme de grandes îles comparées aux petites îles reçoivent plus de visiteurs d'oiseaux (Fink *et al.*, 2009) et d'apports de semences dispersées par des animaux (Zahawi & Augspurger, 2006; Cole *et al.*, 2010). Cependant les graines apportées sont généralement de petite taille et d'espèces de premières successions (Cole *et al.*, 2010). De plus, selon plusieurs études dans les écosystème tropicaux, il a été montré que plusieurs espèces de forêt primaire à large fruits sont souvent absentes dans l'apport de graines par les animaux en milieux perturbés par l'activité humaine (Holl, 1999; Ingle, 2003; Martinez-Garza & Howe, 2003; Dosch *et al.*, 2007; Del Castillo & Rios, 2008). Ainsi, il est nécessaire d'introduire des espèces à large fruit et de succession ultérieure à dispersion limitée, par semis direct ou par plantation d'enrichissement en tant que phase secondaire de l'effort de restauration (Cole, 2009).

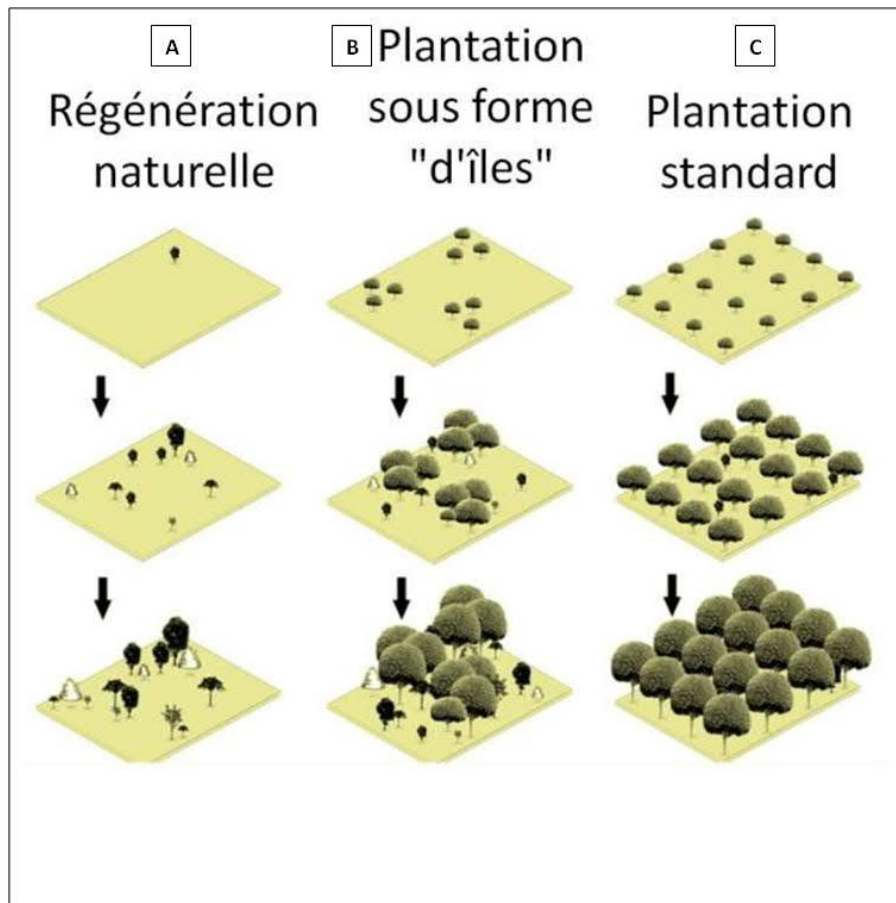


Figure 1.4. Séquence chronologique de trois stratégies communes pour restaurer le couvert forestier: (A) régénération naturelle, (B) la plantation sous forme d'île et (C) plantation standard. Au fur et à mesure que chaque dispositif vieillit (de haut en bas), la couverture forestière se développe via la croissance et la colonisation des arbres. Par souci de simplicité, un seul type d'arbre est planté dans la plantation sous forme d'île et toutes les autres espèces colonisent naturellement. En réalité, les plantations sous forme d'île et les plantations standards pourraient varier selon la composition spécifique et le nombre d'arbres plantés (figure modifiée de Corbin & Holl, 2012).

Lorsque de grandes surfaces doivent être restaurées, il conviendrait d'utiliser le modèle de plantation d'île qui s'avère moins coûteux et qui pourrait constituer des connectivités écologiques dans un paysage fragmenté. Cependant la restauration de ces corridors doit prendre en compte la dispersion des graines et leur germination.

2. Restaurer les continuités écologiques pour favoriser la restauration des milieux dégradés

2.1. Problématique de fragmentation des milieux: la disparition des connectivités

Les activités humaines, telles que l'urbanisation, la construction des routes, l'activité minière, la déforestation ou l'intensification de l'agriculture entraînent une transformation du paysage et la dégradation des écosystèmes naturels, principale cause du déclin de la biodiversité mondiale (Pereira *et al.*, 2010; Rands *et al.*, 2010). La destruction d'habitat conduit généralement à sa fragmentation. Cette dernière décrit un ensemble de processus qui transforment une surface continue d'habitats naturels en un nombre plus ou moins important de fragments de taille variable. L'ensemble du milieu qui en résulte séparant les fragments est communément désigné par le terme de « matrice » (Wilcove *et al.*, 1986).

L'une des conséquences de la fragmentation est la formation de nouvelles lisières qui entraînent l'isolement de parcelles déconnectées impliquant une perte d'habitat et une intensification de « l'effet lisière » (Fig. 1.5). Ce dernier consiste en un changement biogéographique conduisant à des modifications de l'environnement physique (Saunders *et al.*, 1991). Il peut impacter sur une dizaine voire une centaine de mètres l'intérieur de lambeaux forestiers, en fonction de leur taille, leur forme, leur hétérogénéité, l'environnement aux alentours, la disposition spatiale et le degré de connectivité (Collinge, 1996; Laurance, 2000; Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003; Ibanez *et al.*, 2017). Les lisières des fragments nouvellement créés seront soumises à un niveau de radiation solaire élevé, une exposition importante au vent et une perturbation du régime hydrologique. Ces modifications vont exercer une influence directe sur la température et l'humidité du sol et de l'air, ainsi que sur la disponibilité en nutriment, provoquant des dommages physiques sur les plantes (Saunders *et al.*, 1991; Collinge, 1996). La sensibilité de la végétation au feu et à l'herbivorie seront accrues, affectant la capacité de recrutement du milieu ainsi que la composition spécifique des fragments d'habitats (Saunders *et al.*, 1991; Laurance *et al.*, 2006). Les espèces ombrophiles vont disparaître pour laisser la place aux espèces héliophiles et pionnières (Saunders *et al.*, 1991; Laurance *et al.*, 2006).

La structure du milieu fragmenté et sa richesse spécifique seront directement et indirectement impactées par le déclin de la quasi-totalité des processus naturels, tels que la production et la décomposition de la litière, la dispersion des graines, la capacité régénérative des plantes, les interactions biotiques et la disponibilité en ressources (Laurance, 2000; Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003). En définitive, la fragmentation éco-paysagère réduit considérablement les services écosystémiques naturels avec pour conséquence une érosion accrue du sol, une qualité amoindrie de l'eau, le cycle altéré des

nutriments, un stockage limité du CO₂ et la résilience de l'écosystème dramatiquement réduite (Laurance, 2000; Hole & Aide, 2011).

La faune et la flore des parcelles isolées sont considérablement impactées par « l'effet lisière ». En effet, pendant que le taux d'altération et celui de perte d'habitats s'accroissent, les communautés de plantes et d'animaux sont subdivisées et déclinent rapidement en taille et en diversité, voire disparaissent (Saunders *et al.*, 1991; Collinge, 1996; Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003; Laurance *et al.*, 2006; Aguilar *et al.*, 2008). Ce déclin est le résultat d'une dégradation multiple à tous les niveaux des conditions naturelles, de la structure de leur environnement physique à la modification de leur pool génétique initial. Une autre conséquence de « l'effet lisière » est la diminution du recrutement d'espèces, résultat indirect de la diminution de la production de semences, de la viabilité et de l'efficacité de la dispersion (Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003; Kettle *et al.*, 2011). Les espèces végétales dispersées par les animaux auront tendance à disparaître étant donné que leurs disséminateurs ont été largement impactés par la modification de la structure et de la composition de leur habitat (Rich *et al.*, 1994; Cramer *et al.*, 2007; Herrera & Garcia, 2010; Kettle *et al.*, 2011).

Cependant, la vulnérabilité des espèces aux effets de la fragmentation vont dépendre grandement de leurs traits de vie (durée de vie, niveau de ploïdie, stratégie de régénération, caractéristiques des semences, taux de croissance...). La nature et l'efficacité de leurs processus écologiques comme la pollinisation et la dispersion des semences vont dépendre du niveau de perturbation, de l'occurrence initiale de l'espèce, de la taille de la population après fragmentation, du degré de connectivité inter-patches et des caractéristiques de la matrice environnante (Chazdon, 2003; Nascimiento *et al.*, 2006; Cramer *et al.*, 2007; Aguilar *et al.*, 2008; Watts & Handley, 2010).

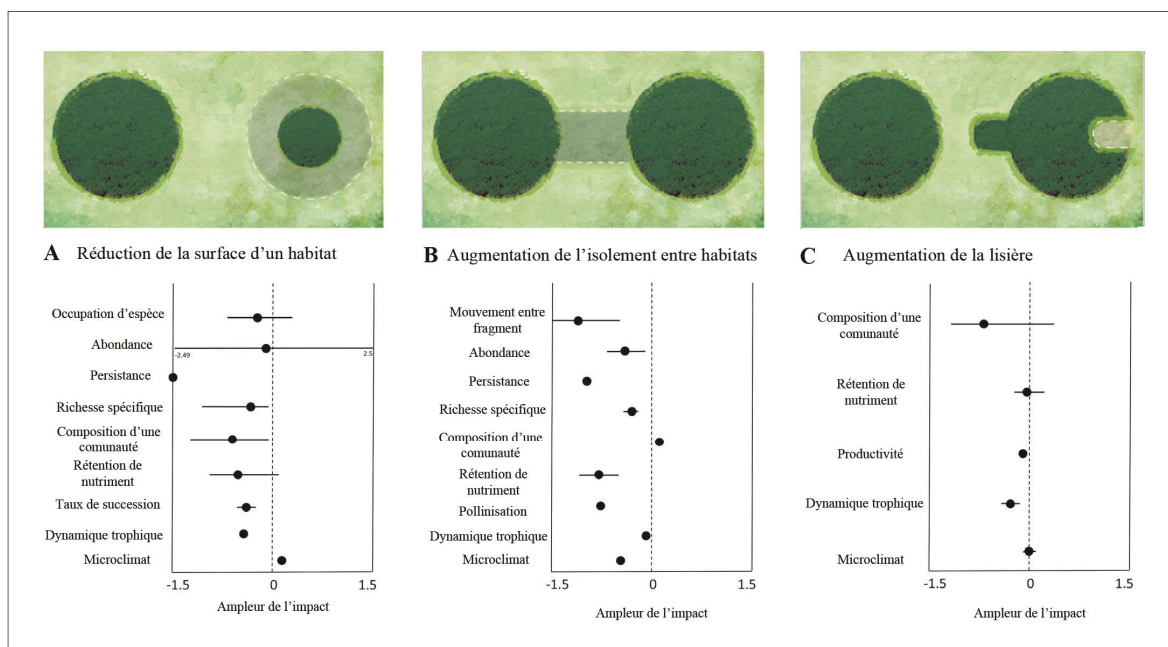


Figure 1.5. Les conséquences de la fragmentation d'habitat : A) la réduction de la surface d'un habitat, B) l'augmentation de l'isolement entre les habitats et C) l'augmentation de la lisière avec l'ampleur de leur impact sur l'écosystème dégradé (Source: Haddad *et al.*, 2015).

La gestion écologique de ces écosystèmes fragmentés doit viser dans l'absolu la limitation des effets négatifs sur le biotope, stopper la dégradation continue des habitats isolés et inverser la tendance de déclin de la taille, de la structure et de la richesse spécifique de ces milieux. C'est pourquoi, les stratégies de restauration doivent avoir pour objectif le rétablissement de connectivités entre des parcelles isolées, le renforcement des lisières existantes et l'installation d'habitats stables dans le but de tendre vers une diversité floristique spécialisée équivalente des écosystèmes originels (Finegan, 1992; Collinge, 1996; DeClerck *et al.*, 2010; Watts & Handley, 2010).

La création de corridors écologiques ou continuités écologiques vise ces objectifs, en reconnectant les habitats isolés composés des mêmes cortèges floristiques endémiques et ainsi favoriser la dynamique écologique dans et entre les parcelles reconnectées. Ainsi, la reconstitution d'habitats continus à travers un écosystème fragmenté permettra d'augmenter la taille effective des parcelles isolées, permettant l'allocation d'une ressource plus importante en termes de nutriments et de niches fonctionnelles (Saunders *et al.*, 1991; Finegan, 1992; Sieving *et al.*, 2000). Il résultera donc une nette augmentation de la biodiversité caractérisée par une richesse spécifique (nombre d'espèces de la communauté) augmentée et une meilleure résilience des populations (Collinge, 1996; DeClerck *et al.*, 2010). De surcroît, le gain de connectivité facilite également une meilleure mobilité des plantes et des populations animales en permettant la restauration des échanges intra et interspécifiques potentiellement dégradés à tous les niveaux: flux de gènes, dispersion des graines, pollinisation, mais aussi prédation et compétition (Saunders *et al.*, 1991; Finegan, 1992; Collinge, 1996; DeClerck *et al.*, 2010; Watts & Handley, 2010). In fine, la création de corridors végétalisés est censée restaurer les services écosystémiques dégradés ou perdus par la fragmentation des milieux.

2.2. Restaurer les continuités écologiques

Le corridor écologique ou continuité écologique désigne toute liaison fonctionnelle entre des écosystèmes ou entre différents habitats d'une espèce, permettant sa dispersion et sa migration. Les corridors assurent ou restaurent les flux d'espèces et de gènes qui sont vitaux pour la survie des espèces et leur évolution adaptative. Ils sont donc vitaux pour le maintien de la biodiversité animale et végétale et pour la survie à long terme de la plupart des espèces. Il a été montré que l'efficacité des corridors dépend étroitement de la relation entre le comportement d'utilisation de l'espace et la configuration du paysage pour chaque groupe taxonomique particulier (Collinge, 2000; Berggren *et al.*, 2001) et que globalement, que ce soit pour les petits et moyens mammifères, les grands mammifères, les insectes, les reptiles et amphibiens, les oiseaux et les plantes, les corridors écologiques améliorent la connectivité et réduisent les effets néfastes de la fragmentation des habitats (Degré, 2007).

En 1986, Forman et Godron ont établi une typologie des continuités écologiques basée sur leurs structures. Sont distinguées, (1) les structures linéaires: étroits, ces corridors abritent surtout des espèces de lisières forestières et des espèces de zones humides; (2) les structures plus larges: accueillant à la fois des espèces de lisière et celles ne vivant que dans les "cœurs" d'habitats; (3) la structure gué : suite d'îlots-refuges "stepping zones" ou "pas japonais" (Fig. 1.6) et (4) les zones tampons ou zones secondaires.

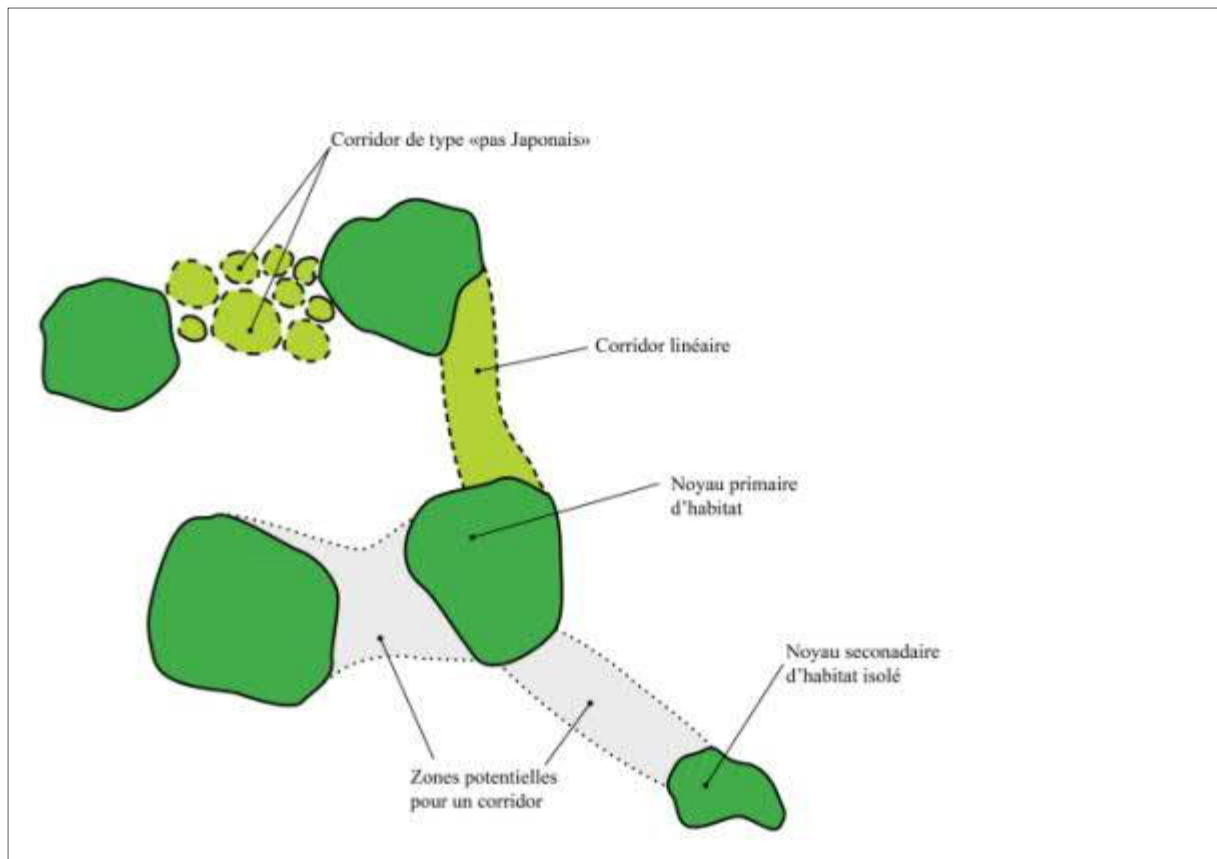


Figure 1.6. Représentation de deux types de structures de continuités écologiques : structure linéaire et « pas japonais ».

Pour qu'une connectivité écologique soit efficace, la forme, la position des fragments isolés et des habitats restaurés doivent être pris en considération afin de favoriser certains processus écologiques, comme l'attraction des disperseurs éventuels, la réduction de l'érosion des sols et de la fréquence des feux ou encore la prévention des risques d'invasions par des espèces exotiques (Collinge, 1996; Nascimiento *et al.*, 2006; DeClerck *et al.*, 2010; Morrison *et al.*, 2010).

Selon Saunders *et al.* (1991), la réussite d'une opération de restauration d'un écosystème fragmenté requiert la prise en compte des processus écologiques des zones fragmentées et de l'influence extérieure de la matrice alentour.

Certaines études ont montré que les efforts de restauration et de conservation via la mise en œuvre de corridors, avaient des effets positifs bien au-delà des corridors et notamment sur la matrice environnante. Brudvig *et al.* (2009) montrent que la richesse spécifique est accrue sur environ 30% de la largeur des parcelles de 1 ha connectées, avec comme résultante l'apparition spontanée de 10 à 18% des espèces végétales vasculaires en plus autour des parcelles d'habitat cible reliées par des couloirs. Pour les plantes, le mode de dispersion des graines a une grande importance. La dispersion hors des corridors dans des habitats non visés se fait surtout pour des espèces zoochores, les espèces anémochores sont dispersées de toute manière.

Plusieurs études ayant pour objectif la restauration écologique des forêts fragmentées ont montré l'efficacité de l'utilisation d'espèces natives adaptées et disposant de caractéristiques écologiques importantes comme la tolérance au milieu dégradé (radiation solaire importante, conditions édaphiques appauvries, cycle hydrogéologique altéré...), taux de croissance rapide et activation efficace de la succession écologique. Les espèces adéquates seront sources également de traits fonctionnels bénéficiant aux espèces secondaires : établissement rapide d'ombrage et de microclimat favorable, fixation d'azote, provision d'habitat et de ressources attirants les pollinisateurs ainsi que les disséminateurs (Chazdon, 2003; Menges, 2008; Fink *et al.*, 2009; Holl *et al.*, 2010; Holl & Aide, 2011). Une telle approche est susceptible de recouvrir et d'améliorer la diversité biologique et également de réactiver efficacement la dynamique de succession écologique et de restaurer ainsi les services écosystémiques (DeClerck *et al.*, 2010).

Une étude détaillée des caractéristiques environnementales et des traits de vie des espèces est alors judicieuse afin d'établir une sélection d'espèces adéquates susceptibles de mener à terme le projet de restauration (Holl *et al.*, 2010).

Ces dernières années, de nombreuses études écologiques se sont axées sur la compréhension de la dynamique successioneuse au niveau des trouées de forêts où les conditions climatiques et édaphiques semblent similaires en raison de l'occurrence de l'effet lisière (Swaine & Whitmore, 1988; Enright *et al.*, 1993; Finegan, 1996; Dupuy & Chazdon, 2008; York *et al.*, 2011). Ces études ont mis en évidence une catégorie d'espèces intéressantes pour la restauration des habitats fragmentés. Ces espèces sont caractérisées par une longue durée de vie et de rares phases de reproduction. Cette faiblesse écologique est balancée par une tolérance compétitive au milieu dégradé (conditions édaphiques appauvries, radiation solaire importante), traits inhabituels des espèces de cœur de forêt (Finegan, 1996; Nicotra *et al.*, 1999; Enright *et al.*, 2003; Coomes *et al.*, 2005; Dupuy & Chazdon, 2008; Gutierrez *et al.*, 2008; Rigg *et al.*, 2010). Se développant dans des trouées, ces espèces ont tendance à émerger de la canopée de par leur besoin en lumière et ne se trouvent quasiment pas en sous-bois. Ces espèces à haute valeur commerciale (forte densité du bois) sont qualifiées "d'espèces pionnières à longue durée de vie" et identifiées comme des espèces candidates à la restauration des forêts dégradés. Leur germination dépend grandement de la disponibilité en lumière et leur régénération en sous-bois à forte litière ou envahie par les fougères et les herbacées est quasi impossible (Finegan, 1996; Nicotra *et al.*, 1999; Enright *et al.*, 2003; Coomes *et al.*, 2005; Dupuy & Chazdon, 2008; Kettle *et al.*, 2011; York *et al.*, 2011).

2.3. La dispersion des fruits/graines au sein des connectivités

La mise en œuvre de connectivités écologiques est intimement liée à la dispersion des semences. En effet, ce processus écologique va conditionner aussi bien l'immigration des espèces que leur installation au niveau des corridors et en dehors de ces derniers. Il représente donc un facteur clé du repeuplement et de la recolonisation des milieux dégradés.

Van der Pijl (1982) définit la dispersion comme « les modalités et les moyens qu'emploient les plantes pour atteindre des sites où une nouvelle génération pourra s'établir ».

2.3.1. Les différents modes de dispersion des fruits/graines

Les différentes classes de dispersion sont généralement établies sur la base de leurs agents disséminateurs. Van der Pijl (1982) a proposé une classification complète des différents modes de dispersion tenant compte de la séquence évolutive de ces différentes classes:

❖ L'anémochorie

L'anémochorie désigne la dispersion des plantes par le vent et se réalise de manière aléatoire. Toutes structures telles que les ailes, les aigrettes et les plumeaux augmentant la résistance à l'air et diminuant le taux de chute des diaspores auront tendance à promouvoir la dispersion par le vent (Willson & Traveset, 1992). Certaines adaptations morphologiques vont directement promouvoir les mouvements latéraux, mais dans la grande majorité, les espèces anémochores ont tendance à ralentir la vitesse de chute des semences de l'arbre afin d'augmenter les chances de rencontrer des vents latéraux pouvant provoquer le mouvement suivant sa direction (Auspurger, 1988).

Plusieurs expérimentations de terrain mesurant la distance de dispersion par le vent montrent fréquemment une dispersion sur de courtes distances et ceci malgré la présence sur certaines espèces de structures adaptées à l'anémochorie (Vegelin *et al.*, 1997; Thomson *et al.*, 2011). La distance de dispersion est déterminée par la vitesse finale qui est elle-même modulée par la hauteur de la plante, la masse de la graine, la surface soumise au vent comme le plumeau ou l'aile plate et la forme de la semence (Augspurger, 1986; 1989).

❖ La zoochorie

La zoochorie qualifie la dispersion des végétaux par les animaux et dans la plupart des cas elle a l'avantage de transporter les graines sur de longues distances favorisant ainsi l'extension d'une espèce (Willson & Traveset, 2000). Une grande partie des plantes vivantes produisent des fruits qui attirent les animaux, chez 64% au sein des lignées de gymnospermes et 27% au sein des lignées d'angiospermes (Herrera & Pellmyr, 2002).

Certains poissons (Mannheimer *et al.*, 2003) et reptiles (Moll & Jansen, 1995) sont connus pour disperser des semences et des fruits, cependant la grande majorité des disséminateurs vertébrés sont des oiseaux ou des mammifères. La plupart du temps, les semences disséminées par les vertébrés offrent une récompense sous la forme d'une pulpe nutritive riche en sucre, en protéine et en lipide. De par le fait que les mammifères ont un sens aigu de l'odorat et qu'ils sont le plus souvent nocturnes, les semences dispersées par les mammifères sont souvent associées à des fruits odorants et ternes. Au contraire, les fruits dispersés par les oiseaux sont non odorants et de couleurs vives souvent rouge, noire ou bleue (Fenner & Thompson, 2005)

Lorsque les fruits ou les graines sont ingérés par les animaux puis déféqués intacts, on parle d'**endozochorie**. Selon Fleming *et al.*, (1987), 50 à 90% des espèces végétales

d'arbustes ou arbres en forêt tropicale sont endozoochores et dépendent donc des vertébrés frugivores pour le transport actif de leurs graines. Jordano (1995) a montré que parmi tous les traits de 910 fruits d'angiospermes provenant d'Amérique du Nord et du Sud, du Costa Rica, de l'Europe du Nord, de la Méditerranée, de l'Indonésie, de la Malaisie et d'Australie, le diamètre du fruit semble en partie s'adapter aux panels de disperseurs de semences. A titre d'exemple, en Australie, un diamètre de fruit de 2cm comme seuil limite a été estimé pour une dispersion efficace des graines par les animaux volants (Webb & Tracey, 1981; Willson *et al.*, 1989; Carpenter *et al.*, 2003). De plus, Thomson *et al.* (2011), ont trouvé pour l'endozochorie, une valeur médiane de 245 mètres des moyennes de distances de dispersion.

Dans un contexte fragmenté comme les forêts, les roussettes, qui sont des chauves-souris frugivores aussi dénommées Renards-volants, pourraient avoir un rôle fondamental. En effet, les mégachiroptères défèquent ou recrachent les graines le plus souvent en vol (Muscarella & Fleming, 2007). Aux Samoa, ils sont donc responsables de 95% des dépôts de graines en clairières et milieux ouverts (Cox *et al.*, 1992). Ainsi, les roussettes (mégachiroptères) pourraient avoir un rôle dans la restauration des milieux dégradés.

Par ailleurs, plusieurs semences sont clairement adaptées à la dispersion par adhésion (par des crochets, épines ou substances collantes) aux fourrures et aux plumes. Ce mode de dispersion est aussi appelé **épizoochorie (ou ectozoochorie)**. La dispersion par adhésion est plus efficace si l'animal disperseur n'est pas gêné par les semences qu'il transporte au risque qu'il veuille s'en débarrasser. Des travaux en Suède suggèrent qu'aussi bien les petits (Souris des bois, *Apodemus flavicollis*), que les gros (cerf, bovins) mammifères sont des disperseurs efficaces, transportant les graines au delà de 100 m et 1 km respectivement (Kiviniemi, 1996; Kiviniemi & Telenius, 1998). Sorensen (1986) a analysé la distribution de la dispersion par adhésion dans 10 régions floristiques et a conclu que celle-ci est assez rare (< 5% des espèces), et qu'elle prédomine dans les habitats de plantes à croissance lente.

Dans le cas où les fruits sont consommés par les animaux sans être ingéré et qu'ils sont perdus accidentellement lors du transport on parle de **Dyszoochorie**. Alors que si les fruits sont transportés pour être stockés dans des caches puis oubliés par les disperseurs, il s'agit de la **synzoochorie**. Ces deux modes de dispersion peuvent être réalisés par les oiseaux et les mammifères (Van der Pijl, 1982). Le succès de la dispersion des semences larges de plusieurs arbres va dépendre étroitement de l'entreposage lors de ces modes de dispersion (Vander Wall, 1990). Selon Thomson *et al.*, (2011), les graines ayant ces 2 modes de dispersion semblent être transportées sur une distance de 8,04 mètres (valeur médiane des moyennes de distances de dispersion).

Au sein de la zoochorie, la **myrmécochorie** a été répertoriée chez plus de 11000 espèces de plantes réparties dans 77 familles d'angiospermes (Lengyel *et al.*, 2010). Ce mode de dispersion est une forme de mutualisme dans laquelle la plante gagne un certain bénéfice de par la dispersion procurant en échange de la nourriture à la fourmi. La majorité des semences transportées par les fourmis disposent de poches lipidiques ou elaiosomes sur leurs surfaces procurant ainsi une source de nourriture pour ces dernières. Les elaiosomes sont consommés et les semences sont entreposées dans la déchetterie des nids de fourmis (Beattie & Culver, 1982). Ces microsites peuvent parfois disposer de conditions favorables à la germination des graines (Culver & Beattie, 1980; Horvitz & Schemske, 1994; Gómez *et al.*, 2003). De plus, les semences dispersées par les fourmis sont souvent

enterrées dans le sol sur de faible profondeur les protégeant ainsi des rongeurs (Boyd, 2001) et du feu (Christian, 2001).

Selon Gómez et Espadaler (2013), les distances de dispersion des graines par les fourmis à l'échelle globale sont plus fréquemment comprises entre 0 et 0,5 m.

❖ **Hydrochorie, Autochorie et Barochorie:**

L'hydrochorie qualifie la dispersion des végétaux par l'eau et tend à être très rare. Cependant, elle peut être efficace et notamment de par les fleuves et rivières qui peuvent s'étendre sur plusieurs dizaines de kilomètres (Danvind & Nilsson, 1997). La dispersion par l'eau est difficile à appréhender par la seule observation des semences, car bien que certaines semences disposent de structures adaptées, d'autres peuvent flotter sans aucune structure spécifique. La plupart des semences anémochores peuvent également être disséminées par l'eau de par les structures adaptées à la portance à l'air. La dispersion par l'eau est donc prioritairement un trait fonctionnel lié à l'habitat plutôt qu'à la plante.

L'autochorie s'observe lorsque la dispersion se fait par la plante elle-même. C'est le cas des fruits turgescents qui éclatent et propulsent les graines non loin des parents. Certains auteurs suggèrent que généralement, la stratégie de ce mode de dispersion tend simplement à constituer la première phase d'un processus à deux phases, se finalisant parfois par l'hydrochorie ou la myrmécochorie (Stamp & Lucas, 1983). Selon Thomson *et al.* (2011), les graines dispersées par la plante peuvent être transportées sur une courte distance de 1.01 mètre (valeur médiane des moyennes de distances de dispersion).

La barochorie est caractérisée par des diaspores qui n'ont pas de structure adaptée à la dispersion, qui tombent au sol et peuvent s'éloigner des parents en roulant sous l'impulsion de leur poids (Van der Pijl, 1982). Les graines barochores se retrouvent à de très courtes distances de la plante mère soit à 0,50 m (valeur médiane des moyennes de distances de dispersion) selon Thomson *et al.* (2011)

Ces modalités de dispersion sont généralement minoritaires et elles ne sont que très rarement utilisées dans toutes les communautés de plantes (Willson *et al.*, 1990).

2.3.2. Les intérêts biologiques de la dispersion

Quel que soit le mode de dispersion, ce processus présente plusieurs intérêts biologiques. Premièrement, le transport des graines loin des parents évite la concurrence potentielle dans l'allocation des ressources et permet à la plante d'échapper aux prédateurs et aux pathogènes attirés ou soutenus par les parents (Howe & Smallwood, 1982). Janzen (1970) et Connell (1971) notent que la dispersion des semences loin des parents est un facteur clé dans le maintien de l'importante diversité des grands arbres dans les forêts tropicales.

Deuxièmement, ce processus augmente les chances d'installation des semences par une dissémination large vers des milieux variables en réduisant ainsi les risques encourus par ces dernières (Venable & Brown, 1988).

Troisièmement, l'endozoochorie joue un rôle dans la germination des graines, car elle est liée à la suppression de la pulpe parfois à l'origine de dormance chimique ou encore à la

dégradation des tissus du fruit (endocarpe) et téguments de la graine sous l'effet de sucs digestifs. En effet, l'endozoochorie contribue à lever la dormance physique (Jaganathan *et al.*, 2016) et la dormance physiologique, morphologique et morphophysiological des graines de taille moyenne de certaines espèces (Soltani *et al.*, 2018).

Une fois la dispersion effectuée, la graine doit trouver des conditions qui lui sont favorables pour germer. La capacité germinative est étroitement liée à la capacité de résistance à la dessiccation, mais aussi aux dormances rencontrées chez les graines.

2.4. Maîtrise de la tolérance à la dessiccation des graines et leur germination pour la restauration des milieux dégradés

2.4.1. Tolérance à la dessiccation

La teneur en eau des graines et leur capacité à survivre à la dessiccation définit différents types de semences. Les graines déshydratées avec une teneur en eau qui peut être abaissée à 2-5% (Roberts, 1973) sans perdre de viabilité sont dites orthodoxes ou tolérantes à la dessiccation (Roberts, 1973; Chin *et al.*, 1989). La déshydratation de ces dernières permet d'accroître leur longévité. En effet, dans les conditions naturelles, certaines semences orthodoxes ont une durée de vie supérieure à 15 ans (semences macrobiotiques, Ewart, 1908).

Pour certaines espèces, les graines sont dites récalcitrantes ou sensibles à la dessiccation dans le cas où les graines matures ont une teneur en eau proche de 100% et que lorsque ce dernier chute de 30 à 65%, elles perdent leur viabilité (Chin *et al.*, 1989). De plus, toutes les graines récalcitrantes et beaucoup de graines orthodoxes lipidiques sont des semences microbiotiques c'est-à-dire que leur durée de vie dans les conditions naturelles n'exède pas 3 ans (Ewart, 1908)

Les graines intermédiaires sont également connus depuis de nombreuses années (Ellis *et al.*, 1990) et qualifient celles qui peuvent être séchées à certains niveaux, mais pas aussi bas que les espèces orthodoxes. Leur déshydratation en dessous de 8% de la teneur en eau est néfaste, avec une perte de viabilité constatée.

Yoshinaga et Walters (2004) estiment que les graines orthodoxes représentent 88.7% de près de 12000 espèces répertoriées au travers du monde et Wyse et Dickie (2017) estiment que 8% des plantes à graines du monde produisent des graines récalcitrantes.

La tolérance à la dessiccation des graines régie par définition la façon dont les semences doivent être traitées depuis la collecte jusqu'à leurs conditions de stockage pour une conservation à plus ou moins long terme. Ainsi, une fois le type orthodoxe ou récalcitrant de la graine déterminé, l'étape de séchage apparaît essentielle ainsi que le choix de la température et de l'humidité de conservation. Le séchage et la congélation des graines orthodoxes prolongent leur durée de conservation de manière prévisible, alors que les graines récalcitrantes ne tolèrent ni le séchage, ni la congélation et ne peuvent donc pas être conservées en banques de semences.

L'eau est également une ressource essentielle à la germination des semences.

2.4.2. Processus de germination

La germination est la phase de développement végétal qui permet de passer du stade de graine quiescente (aucune germination car les conditions de l'environnement sont défavorables) au stade de jeune plant. La germination *stricto sensu* est terminée lorsque la longueur de la radicule émergente est de 1 mm. L'absorption de l'eau par les graines pendant la germination se déroule en trois phases: 1) l'imbibition, dans laquelle l'eau et l'oxygène pénètrent au travers du tégument et sont absorbés par l'embryon (et l'endosperme s'il est présent). Les tissus sont fortement hydratés, les activités métaboliques reprennent et la respiration est très active. 2) La germination *stricto sensu* durant laquelle, peu d'eau supplémentaire est absorbée, l'hydratation est stabilisée et la respiration est à un niveau élevé. Pendant cette phase, la graine peut être réversiblement déshydratée et réhydratée sans dommage apparent pour sa viabilité. Cette phase s'achève avec l'émergence de la radicule hors des téguments séminaux. 3) La croissance, qui est caractérisée par la reprise de l'absorption de l'eau et l'augmentation de la consommation d'oxygène équivalent à un processus de croissance affectant la radicule puis l'épicotyle (tigelle).

Le taux d'imbibition est contrôlé par la perméabilité du tégument, la zone de contact entre la semence et le substrat ainsi que la différence relative de potentiel hydrique entre l'eau du sol et la semence. Une graine peut être complètement imbibée mais sans germer si ces exigences ne sont pas satisfaites. Pour cela, elle doit donc se trouver dans un environnement favorable caractérisé par un taux d'humidité élevé, une plage de température particulière, la présence d'oxygène et la présence ou l'absence de lumière.

2.4.3. Les dormances

Les espèces végétales productrices de graines ont développé des stratégies de dormance afin de permettre à leurs semences de germer seulement quand les conditions optimales pour leur développement sont réunies. Cette stratégie permet à l'individu, ou à ses descendants, d'échapper aux mauvaises conditions dans le temps ou dans l'espace, minimisant ainsi les risques de mortalité.

Une graine viable est qualifiée de dormante lorsqu'elle ne germe pas, bien qu'elle soit en présence de tous les facteurs environnementaux (température, lumière/obscurité, oxygène, etc) favorisant sa germination (Baskin & Baskin, 2004). On parle de dormance lorsqu'il faut attendre plus de 4 semaines avant la première percée radiculaire et/ou lorsque la germination est étalée dans le temps (plus de 2 mois pour un lot de graines) (Baskin & Baskin, 1998). Selon Nikolaeva (1969, 1977) il existe deux grands types de dormance organique, à savoir les dormances endogènes, qui sont induites par des caractéristiques particulières de l'embryon et les dormances exogènes engendrées par des caractéristiques particulières des structures entourant l'embryon (albumen, péricarpe...).

Récemment, de nombreux auteurs se sont accordés pour distinguer cinq classes de dormance : physiologique, morphologique, morpho-physiologique, physique et combinée (physique + physiologique) (Baskin & Baskin, 1998, 2004; Black *et al.*, 2006). Ces classes de dormance sont détaillées ci-dessous :

Physiologique (PD) : Cette forme de dormance est la plus commune et qualifie les graines perméable à l'eau dont la germination est empêchée par un mécanisme physiologique d'inhibition dans l'embryon qui empêche l'émergence de la radicule (Nikolaeva, 1969, 1977). Certaines structures qui couvrent l'embryon incluant le tégument et le péricarpe peuvent également empêcher l'émergence de la radicule. De plus, Il a été mis en évidence que dans certains cas, c'est le ratio entre l'acide abscissique (ABA) et l'acide gibbérellique (GA_3) qui peut être à l'origine de cette dormance (Finch-Savage & Leubner-Metzger, 2006). Ce ratio peut varier en fonction de facteurs environnementaux. La dormance physiologique peut être peu profonde (faible inhibition), intermédiaire ou profonde (forte inhibition). Cette dormance peut être levée en conditions contrôlées de différentes manières, sachant que chaque espèce peut nécessiter un ou plusieurs de ces traitements. Une première méthode est d'utiliser les techniques de stratification qui consistent à mettre les graines dans un environnement humide et froid ou chaud pendant une certaine période (de 5 jours à plusieurs mois) puis de changer la température (fonction du climat dans lequel se développe l'espèce). Cette dormance peut aussi être levée par l'utilisation d'agents chimiques tels que le nitrate de potassium (KNO_3), la thio-urée, la kinétine et les gibbérellines (GA_3) mais aussi par certains gaz comme le CO_2 et l'éthylène ou encore les molécules de la fumée (Wulff *et al.*, 2012). (exemple : les Asteraceae, Ellery & Chapman, 2000). Dans le milieu naturel, cette dormance est levée par le froid humide, par la présence d'éthylène ou par la conservation au sec.

Morphologique (MD) : Ce type de dormance semble être la plus primitive (Baskin & Baskin, 1998) et qualifie 1) une graine immature indifférenciée qui nécessite une première phase de différenciation des tissus de la graine puis une période de développement de l'embryon ou 2) une graine immature dont les tissus de la graine sont différenciés et qui nécessite le développement de l'embryon afin de permettre l'émergence de la radicule. Les graines possédant une dormance morphologique se développent et germent au bout de 4 semaines ou moins, lorsqu'elles sont placées dans les bonnes conditions à savoir un environnement humide, des températures appropriées et la présence ou l'absence de lumière (exemple : Ranunculaceae, Annonaceae, Martin, 1946).

Morpho-physiologique (MPD) : Comme son nom l'indique, il s'agit d'une combinaison des dormances morphologique et physiologique. Ce type de dormance est présent chez de nombreuses familles de plantes telles que les Amborellaceae (Fogliani *et al.*, 2017a), Aquifoliaceae et les Liliaceae (Grushvitzky, 1967). Avant que la graine ne germe, l'embryon dans la graine doit se développer jusqu'à atteindre une taille adéquate et la dormance physiologique doit être rompue. Pour faire germer les graines ayant ce type de dormance il est important de comprendre comment les conditions environnementales favorisent chaque événement. Ainsi, la méthode de stratification appropriée sera choisie pour lever la dormance, car certaines espèces nécessitent des stratifications au froid et/ou au chaud, avant ou après la maturation de l'embryon; et d'autres auront besoin d'une stratification alternant le chaud et le froid.

Physique (PY) : Cette forme de dormance est induite par une couche de cellules sclérifiées au niveau du tégument de la graine ou du péricarpe du fruit. Ces structures deviennent imperméables, empêchent l'embryon de s'hydrater et/ou de s'oxygéner et de

commencer sa germination. Ce type de dormance est présent dans au moins 18 familles d'angiospermes (dont les Fabaceae) et dans des graines à embryon bien développé (Baskin & Baskin, 2014; Jayasuriya *et al.*, 2010). Dans le milieu naturel, cette dormance est levée par l'action des micro-organismes du sol, par des alternances de périodes humides et sèches permettant la fragilisation du tégument ou du péricarpe, mais aussi par l'ingestion du fruit par un animal. En laboratoire, cette dormance peut être levée par une scarification mécanique (papier abrasif, scarificateur mécanique, scalpel,...), chimique (H₂SO₄, H₂O₂, solvants organiques, ...) ou bien par chauffage à sec ou humide (bain d'eau chaude).

Physique et physiologique (PY+PD) : Dans ce type de dormance combinée, le tégument de la graine ou le péricarpe du fruit sont imperméables à l'eau (dormance physique) et l'embryon est également physiologiquement dormant. La germination n'aura pas lieu tant que les deux types de dormance ne seront pas rompus (Exemple : Geraniaceae et Rhamnaceae, Van Assche & Vandepoort, 2006; Baskin & Baskin, 2014).

La classification précédente ne considère pas les dormances chimique et mécanique en tant que véritables dormances car selon Baskin et Baskin (2004), il est difficile de les distinguer de la dormance physiologique dans la plupart des cas.

La dormance chimique est caractérisée par la présence d'inhibiteurs tel que l'acide abscissique (ABA) ou encore des phénols présents dans le péricarpe du fruits. Dans ce cas, la graine peut germer seulement après que le péricarpe ait été enlevé ou lessivé (exemple : les Lauraceae, le cas de *Laurus nobilis*, Takos, 2001). Quant à la dormance mécanique, elle est décrite sur des fruits à endocarpe induré, pouvant permettre l'imbibition de la graine mais bloquant l'expansion de l'embryon. Ce type de dormance peut être levé par une stratification à chaud et ou à froid (exemple : les Verbenaceae, Baskin & Baskin, 2014; Rachmawati *et al.*, 2002).

3. Etat de l'art des connaissances sur la restauration écologique en Nouvelle-Calédonie

3.1. La Nouvelle-Calédonie et les sols ultramafiques

3.1.1. Situation géographique et climatique de la Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie est un pays de l'outre-mer français (anciennement territoire) situé entre 17° et 23° de latitude Sud, juste au-dessus du Tropique du Capricorne, et entre 163° et 167° de longitude Est. C'est un archipel de Mélanésie de l'océan Pacifique Sud, situé à environ 1500 km à l'est de l'Australie et 2000 km au nord de la Nouvelle-Zélande (Fig. 1.7A). La Nouvelle-Calédonie présente une superficie totale de 1 740 000 km² en comptant les aires maritimes avec 19 100 km² de terres émergées. Elle est centrée autour de la plus grande île, nommée Grande Terre, étroite et étirée, qui fait plus de 400 km de long et 50 km de large. Les autres principales îles sont l'île des Pins au sud de la Grande Terre, les îles Loyauté (Maré, Lifou, Tiga et Ouvéa) à l'est, ainsi que Belep au Nord de cette Grande Terre.

De plus, la Nouvelle-Calédonie est découpée en trois provinces : La Province Sud, la Province Nord et la Province des Îles Loyauté. Elles sont des collectivités disposant d'une compétence dans tous les secteurs qui ne sont pas attribuées par la loi à l'Etat, la Nouvelle-Calédonie et les communes (économie et agriculture, enseignement, environnement...). Le

code de l'environnement est propre à chaque province et concerne plusieurs activités telles que la création, la gestion et l'entretien des réserves terrestres et maritimes, et la gestion et l'aménagement de la ressource en eau.

La Nouvelle-Calédonie est située dans la zone intertropicale et bénéficie d'un climat relativement tempéré, que l'on peut qualifier de "tropical océanique".

La variation annuelle de la position de la ceinture anticyclonique subtropicale et des basses pressions intertropicales détermine deux saisons principales séparées par deux intersaisons (Morat *et al.*, 1981) :

- de mi-novembre à mi-avril : c'est la saison chaude et humide, dite "saison des cyclones". Des dépressions se forment et évoluent parfois en cyclones tropicaux qui affectent fréquemment le territoire et conduisent à de fortes pluies.
- de mi-avril à mi-mai : c'est une saison de transition. Les perturbations tropicales sont rares, la pluviosité diminue et la température décroît sensiblement.
- de mi-mai à mi-septembre : c'est la saison fraîche. La température de l'air passe par son minimum annuel.
- de mi-septembre à mi-novembre : c'est la saison sèche. La température de l'air augmente progressivement, tandis que la pluviosité est à son minimum annuel. L'alizé souffle de manière quasi permanente.

3.1.2. Situation géologique de la Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie (Grande Terre) est un morceau de croûte continentale qui appartenait au supercontinent Gondwana. Ce fragment identifié aujourd'hui sous le nom de Zelandia (continent quasi-submergé qui s'est affaissé après le détachement de l'Australie, il y a 60 à 85 Ma et de l'Antarctique il y a 130 à 85 Ma. La majeure partie de ce continent est aujourd'hui immergée sous l'océan Pacifique, la Nouvelle-Calédonie tout comme la Nouvelle-Zélande étant des parties émergées) s'est détaché et pendant près de 15 millions d'années, le socle continental de la Nouvelle Calédonie a dérivé vers le nord-est, entraîné par un phénomène de subduction qui l'a totalement immergé. Lorsque la grande terre a atteint la zone de subduction, la roche continentale a commencé à s'enfoncer, mais, du fait de sa faible densité, elle a bloqué le mécanisme et a forcé au contraire les roches de la croûte océanique de la plaque Pacifique à la chevaucher. C'est ainsi que deux fragments de lithosphère océanique se retrouvent transportés sur le socle continental néo-calédonien : c'est l'obduction des massifs basaltiques et de la nappe péridotique (Picard, 1999) qui l'a recouvert d'une nappe de roches éruptives, essentiellement des péridotites. Celles-ci auraient probablement recouvert la quasi-totalité du territoire avant d'être réduites par l'érosion (Guillon, 1975). La Nouvelle-Calédonie a alors été de nouveau émergée laissant affleurer ces roches. Les péridotites représentent l'horizon primitif des roches ultramafiques en Nouvelle-Calédonie et occupent actuellement 5500 km² (Fig. 1.7B), c'est-à-dire près du tiers de la surface totale de la Grande Terre (Proctor, 2003). On y trouve, un ensemble unique par son étendue et son homogénéité dans le Sud-Est de la Grande terre appelée « grand massif péridotitique du Sud ».

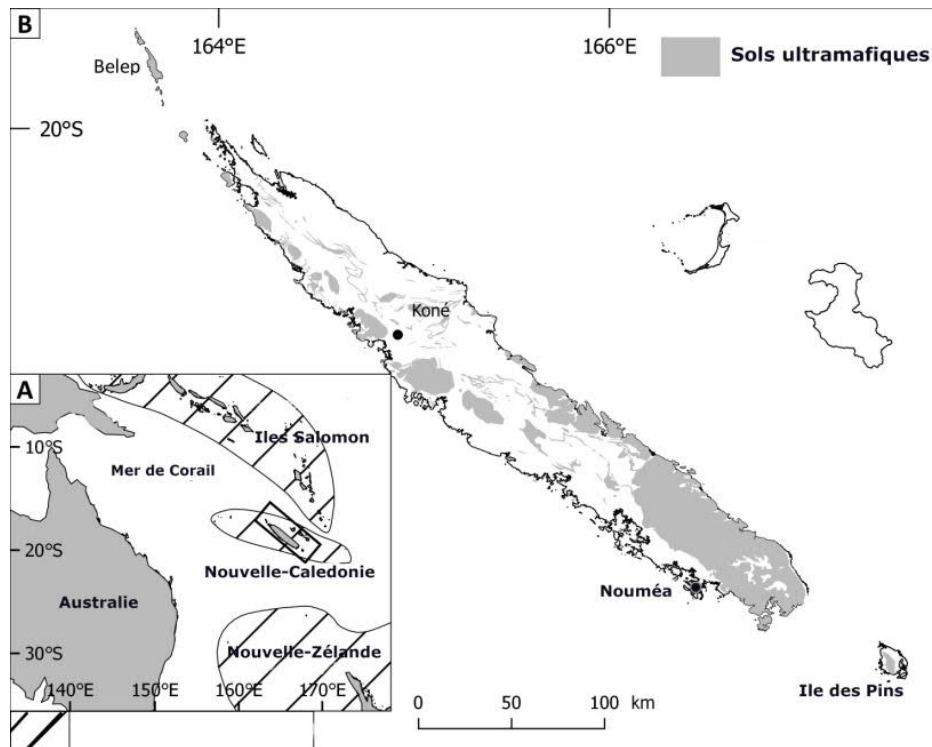


Figure 1.7. A) Situation géographique de la Nouvelle-Calédonie; B) Localisation (en gris) des sols ultramafiques (péridotites) de Nouvelle-Calédonie.

Les processus d'altérations des péridotites dus aux eaux de pluies, aux modifications de pH et aux variations climatiques, ont conduit à l'hydrolyse des silicates primaires qui les composent provoquant la libération de silice, de magnésie (éléments solubles rapidement emportés vers le fond), de fer (qui s'oxyde rapidement en oxyde ferrique insoluble transporté mécaniquement vers les zones basses) et d'éléments mineurs (le chrome, le nickel, l'aluminium, qui se concentrent dans les parties basses, le manganèse et le cobalt, qui s'oxydent et restent dans la partie moyenne). L'ensemble de ces phénomènes conduit à un profil type d'altération qui peut varier en fonction de la roche mère, du degré d'altération et de l'érosion. Celui-ci se décompose de la manière suivante du bas vers le haut (Fig. 1.8; Pelletier, 1990) :

- la roche mère constituée de péridotites dont la structure est conservée car pas ou peu altérée ;
- les saprolites qui sont des péridotites partiellement altérées dans lesquelles la structure de la roche mère est encore parfaitement reconnaissable, elles sont enrichies en produits nickélifères ;
- les latérites qui correspondent à une altération plus avancée des péridotites. La structure de la roche mère n'est plus visible, les principaux constituants sont des hydroxydes de fer plus ou moins cristallisés en goethite. On y retrouve des latérites jaunes puis rouges de bas en haut ;
- La partie supérieure qui correspond au résultat ultime de l'altération est une cuirasse constituée de goethite bien cristallisée et d'un peu d'hématite. C'est cette partie qu'un grand nombre d'êtres vivants ont colonisée et qui forme le « top-soil ». Celui-ci abrite des végétaux, des animaux et des micro-organismes contribuant à la dégradation de la matière organique morte et au recyclage des nutriments.

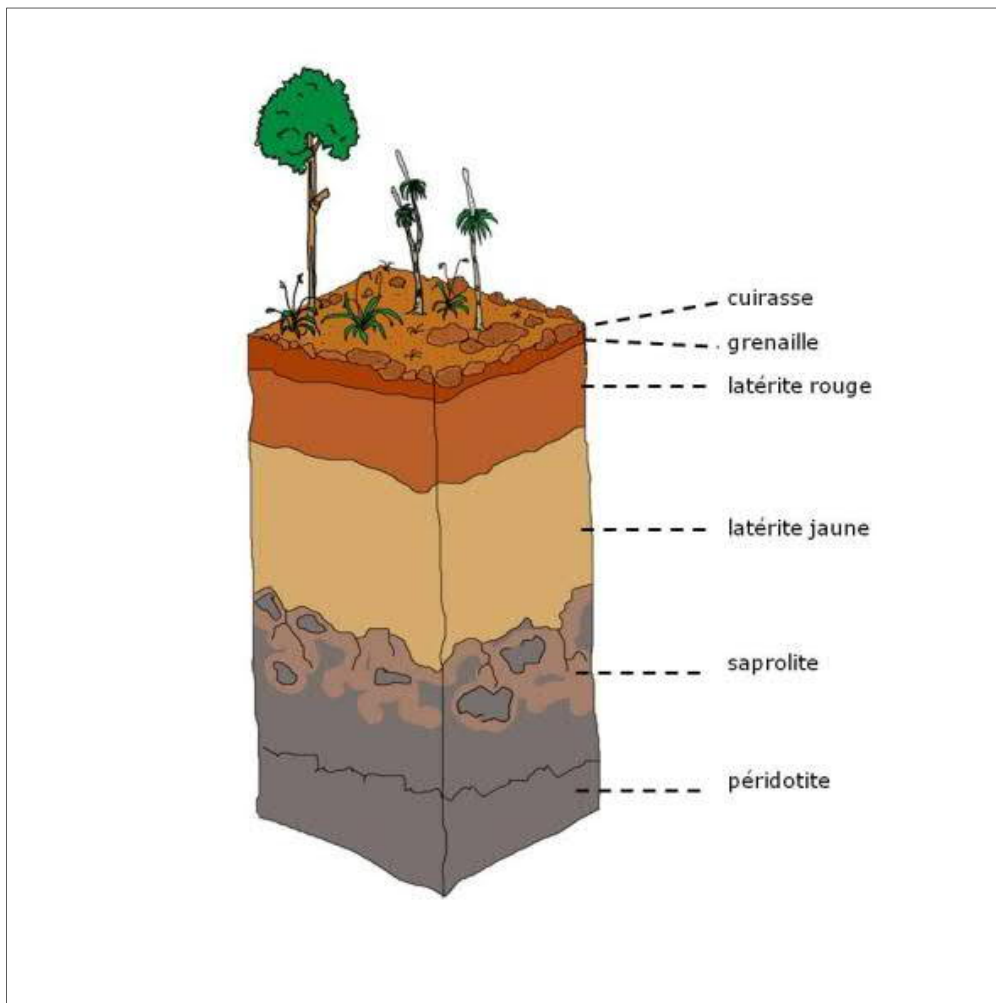


Figure 1.8. Profil d'altération latéritiques (figure modifié de Pelletier, 1990 par Pierre Loslier IAC 2018).

3.1.3. Formations végétales rencontrées sur sols ultramafiques

Du fait des conditions environnementales drastiques ayant cours sur les milieux ultramafiques, ces derniers sont très sélectifs et la végétation adaptée qui s'y développe est dotée d'un endémisme élevé : 80 % des roches ultramafiques sont aujourd'hui recouvertes d'une formation végétale appelée maquis minier et les 20 % restants sont occupées par des forêts (Brooks, 1987).

❖ Le maquis minier sur roches ultramafiques

Le maquis minier désigne en Nouvelle-Calédonie, « toute formation végétale, n'appartenant pas à la forêt, sur roches ultramafiques (péridotites et serpentinites) » (Brooks, 1987). Il s'agit de « formations héliophiles à feuilles coriaces et persistantes, arbustive plus ou moins buissonnante ou ligno-herbacée à strate cypéracéenne dense » (Morat *et al.*, 1986). Il occupe aujourd'hui 4500 km² allant du niveau de la mer à 1618 m d'altitude. Il existe trois types de maquis minier (Jaffré, 1980; Brooks, 1987) à savoir le maquis minier buissonneux, le maquis minier ligno-herbacé (beaucoup de Cyperaceae) et le maquis minier arbustif.

Selon Jaffré (1980), il existe également sur les terrains ultramafiques des formations paraforestière qui sont considéré comme une transition entre le maquis et la forêt et dont la flore comprend principalement des éléments floristiques du maquis.

❖ Les forêts

Elles occupent 600 km², on les retrouve à partir de 300 mètres d'altitude avec une pluviométrie de 1500 mm d'eau par an minimum (Proctor, 2003). Elles se rencontrent aussi localement en dessous de 300 mètres d'altitude dans le massif ultramafique du sud de la Grande Terre. Elles sont généralement dominées par les Familles des Araucariaceae et des Nothofagaceae et les espèces herbacées sont des orchidées et des fougères (Proctor, 2003).

Il a été estimé que la durée nécessaire pour passer d'un maquis ouvert buissonneux à un maquis fermé (paraforestier) serait d'environ 40 à 75 ans, de 75 à 100 ans pour atteindre un stade forestier et de plus de 250 ans pour atteindre le stade de forêt humide après le passage d'un feu sur terrain minier (McCoy *et al.*, 1999) et ce sans nouvelles perturbations.

3.1.4. La Nouvelle-Calédonie: hot spot de biodiversité

Le caractère insulaire de la Nouvelle-Calédonie, la multitude de substrats et les conditions climatiques variées ont permis l'émergence d'une riche biodiversité. En effet, la Nouvelle Calédonie abrite une diversité biologique exceptionnelle la plaçant parmi les 10 premiers "hotspots" mondiaux de biodiversité identifiés par Myers *et al.* (2000). Elle comprend à ce jour 3389 espèces vasculaires indigènes présentant un taux d'endémisme de 75.1% (Morat *et al.*, 2012; Munzinger *et al.*, 2016). Selon Isnard *et al.* (2016) 1200 de ces espèces ne poussent que sur substrat ultramafique et le taux d'endémisme de ces espèces « substrat ultramafique obligatoire » est de 96,7%. Concernant la faune, spécialement l'avifaune de Nouvelle Calédonie, elle comporte 204 taxons, appartenant à 191 espèces (Barré & Duston, 2000; Chartendraulit *et al.*, 2007). Parmi eux, soixante taxons sont uniques au territoire néo-calédonien avec 24 espèces endémiques dont le Cagou (*Rhynochetos jubatus*) qui est le seul représentant de la famille des Rhynochetidae et du genre *Rhynochetos* endémique de Nouvelle-Calédonie. De plus, 17 espèces sont inscrites à la liste rouge des oiseaux menacés de l'Union Mondiale pour la Nature (Birdlife International, 2004). Aussi, l'une des particularités de la Nouvelle-Calédonie est que les chauves-souris constituent les seuls mammifères terrestres indigènes à l'archipel (Chiroptérofaune; Brescia, 2007). Les Renards-volants ou roussettes sont des chauves-souris frugivores et nectarivores de grande taille (Mégachiroptères). On rencontre deux genres de roussettes dans le pays : le genre *Pteropus* comprend trois espèces (dont deux sont endémiques) et le genre *Notopteris* est constitué d'une seule espèce endémique (le genre ne comprend que deux espèces; Brescia, 2007). En ce qui concerne, l'herpétofaune terrestre de Nouvelle-Calédonie, elle compte actuellement 108 espèces décrites (Jourdan *et al.*, 2014). Les scinques et les geckos forment les deux groupes dominants avec un taux d'endémisme de 92%.

Une zone est définie comme "hotspot" de biodiversité si elle détient au moins 1 500 espèces végétales endémiques (au moins 0.5% de la flore mondiale) et malheureusement si elle a perdu au moins 70% de sa végétation endémique.

Le défrichement et les feux ont détruit le couvert végétal des plaines littorales en particulier sur la côte ouest de la Grande terre, sur les bas versants et dans certaines vallées

où les forêts ont été remplacées par des savanes ou des maquis miniers. L'agriculture ainsi que le développement de l'élevage ont amplifié le phénomène et dans une moindre mesure l'exploitation forestière (Jaffré, 1980). Ainsi, les forêts humides couvrent aujourd'hui moins de 50% de leur superficie initiale (Jaffré *et al.*, 1998; Jaffré, 2005 ; Jaffré *et al.*, 2008) alors qu'à l'origine, elles s'étendaient sur presque deux-tiers du territoire (Fig. 1.9; Jaffré *et al.*, 1998). De la même façon, la forêt sèche représente moins de 2% de leur superficie initiale (Jaffré *et al.*, 1998; Jaffré, 2005; Jaffré *et al.*, 2008) alors qu'on estime qu'elle occupait un tiers du territoire (Fig. 1.9; Jaffré *et al.*, 1998). Aux menaces précédentes s'ajoutent l'introduction d'espèces envahissantes et le développement de l'industrie minière. Les massifs péridotitiques sont le support d'une activité minière extrêmement développée en Nouvelle-Calédonie où est exploité le nickel et ce depuis plus d'un siècle (Jost, 1998; Angleviel, 2003; Lagadec, 2004). Selon l'International Nickel Study Groupe (ISNG, 2018) la production néo-calédonienne se situe en 6^{ième} position au niveau mondial avec 113 800 tonnes de nickel produit entre janvier et juillet 2017. Les principales compagnies productrices de nickel en Nouvelle-Calédonie sont SLN, Vale Inco NC et XSTRATA. L'exploitation minière est réalisée par des mines à ciel ouvert qui ont un impact significatif sur l'érosion de la biodiversité végétale. En milieu ultramafique dégradé par l'activité minière, la succession végétale naturelle est extrêmement lente (Jaffré *et al.*, 1994), surtout sur les sites exposés et à fort dénivelés.

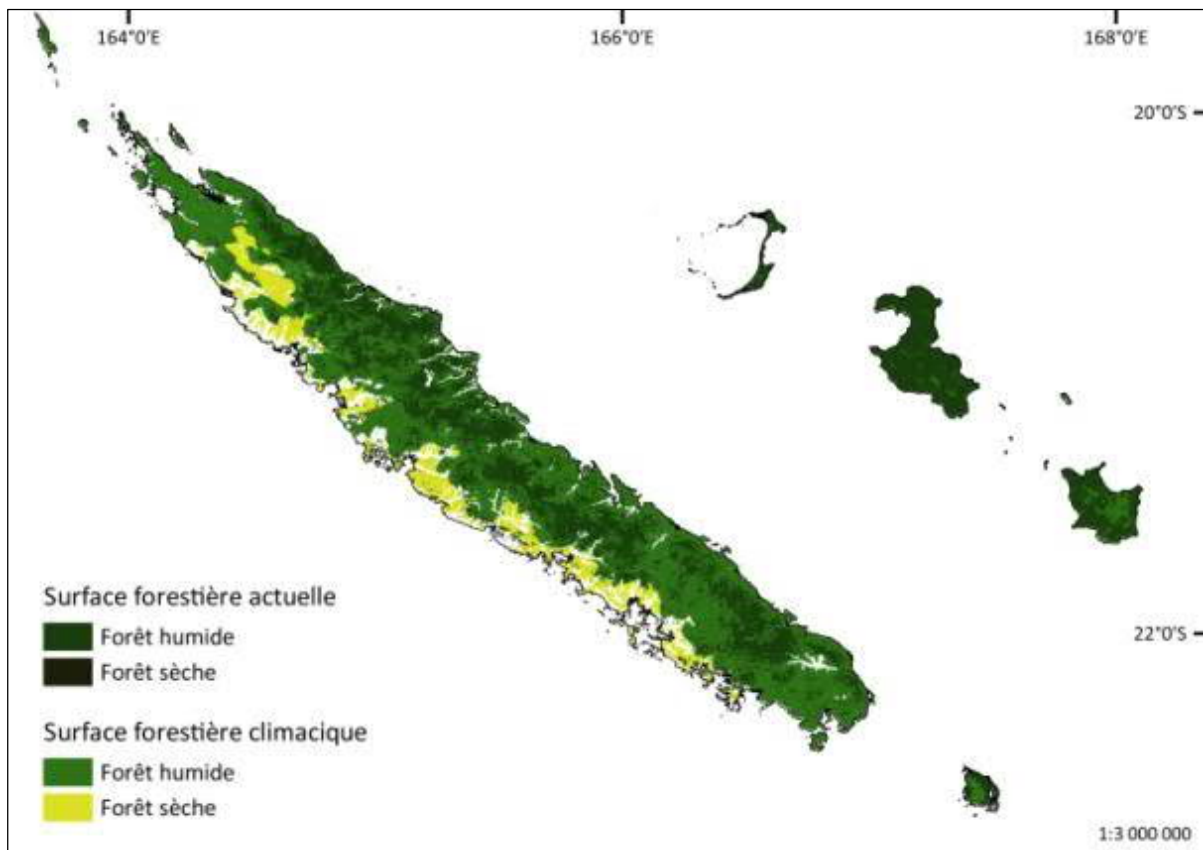


Figure 1.9. Carte des surface climaciques (avant l'arrivée de l'Homme) et surfaces actuelles occupées par la forêt humide et la forêt sèche en Nouvelle-Calédonie (Figure modifiée d'après Jaffré *et al.*, 1998). A noter que les forêts sèches actuelles ne sont pas visibles à cette échelle car elles couvrent moins de 2% aujourd'hui.

3.2. Les travaux liés à la restauration écologique en Nouvelle-Calédonie et connaissances acquises sur le site d'étude

3.2.1. Historique de la revégétalisation à la restauration écologique en Nouvelle-Calédonie

Le paysage néo-calédonien est modifié par la présence d'anciennes mines abandonnées et de mines en activités qui laissent place à des sites nus. Il a donc fallu lancer des travaux de revégétalisation. Ces derniers sont réalisés par la mise en place d'un couvert végétal qui répond à deux objectifs majeurs :

- Réguler les débits hydriques et ainsi, lutter contre les phénomènes d'érosion ;
- Limiter les impacts paysagers dus à l'exploitation minière qui a laissé des surfaces dénudées considérées comme non esthétiques.

Avant les années 1970, peu de tentatives ont été faites pour revégétaliser les sites miniers en Nouvelle-Calédonie. C'est vers les années 1970 que les premières recherches sur la revégétalisation des mines de nickel en Nouvelle-Calédonie ont été réalisées par l'ORSTOM² et le CIRAD³³ (Jaffré & Latham, 1976) dans le but de stabiliser rapidement les terrains dénudés. L'espèce exotique *Pinus caribaea* et deux espèces autochtones *Acacia spirorbis* et *Casuarina collina* ont été testées ; cependant il y a eu très peu de bons résultats avec un caractère invasif évalué pour *P. caribaea*. *A. spirorbis* et *C. collina* ont été choisies parce qu'elles étaient natives, poussaient rapidement et produisaient de grandes quantités de litières. Cependant les plantations matures de ces deux espèces étaient presque dépourvues de toute régénération ou colonisation. L'absence d'espèces de maquis a été attribuée à la lente décomposition de la litière acide et profonde (Pelletier & Esterle, 1995). Par la suite, de nombreux essais entre 1980 et les années 90 ont montré l'intérêt de l'utilisation des espèces endémiques adaptées à ce type de milieu (Jaffré & Rigault, 1991a, b; Jaffré & Pelletier, 1992; Jaffré *et al.*, 1993, 1994, 1997; Pelletier & Esterle, 1995; Luçon *et al.*, 1997; Sarrailh, 2001; McCoy *et al.*, 2002). Vers la fin des années 1990, 40 espèces de maquis ultramaïques appartenant aux familles des Cyperaceae, Casuarinaceae, Mimmosaceae, Myrtaceae et Proteaceae donnaient des résultats prometteurs pour la revégétalisation des sites miniers se rapprochant de plus en plus d'une véritable restauration écologique (Amir *et al.*, 2016, 2018).

A partir des années 2000 à aujourd'hui, des recherches ont été menées par l'Institut Agronomique néo-Calédonien (IAC) et l'Université de la Nouvelle-Calédonie (UNC) pour améliorer les connaissances des espèces végétales endémiques utilisées notamment sur la maîtrise de la germination et la conservation des graines (Fogliani *et al.*, 2004; Wulff *et al.*, 2008; L'Huillier *et al.*, 2010; Zongo 2010; Tiavouane *et al.*, 2014). Ces mêmes organismes de recherche ont également poursuivi des travaux avec l'IRD (Institut de Recherche pour le Développement) pour l'amélioration des techniques culturales et pour une meilleure connaissance des topsoils (L'Huillier, 2007; Bordez, 2015) et des symbiotes (Perrier *et al.*, 2006, Lagrange, 2009; Gensous, 2014).

² ORSTOM : Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer

³ CIRAD : Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement.

Aujourd'hui, les stratégies de la restauration écologique des sites miniers en Nouvelle-Calédonie, mises en œuvre par les sociétés minières, par les provinces et par les communes, consistent à implanter un premier couvert de végétation pionnière (espèces de maquis), résistante et pérenne ou un couvert de végétation d'espèces secondaires (L'Huillier *et al.*, 2010). Dans le premier cas, l'objectif est d'amorcer le processus de la succession secondaire et dans le second cas, il est d'accélérer ou de redynamiser la succession végétale secondaire. Chaque stade évolutif est constitué d'un noyau d'espèces qui y réalisent leur développement optimum mais la restauration intégrale d'un écosystème peut être lente et durer des centaines d'années. Les principaux facteurs limitant d'une restauration optimale sont la qualité physique, chimique et biologique des substrats à restaurer, la disponibilité des graines de plantes endémiques originaires des sites à restaurer et la germination sur sites de ces espèces endémiques qui reste lente et difficile (Lagrange, 2009).

En Nouvelle-Calédonie, la plantation (Fig. 1.1A), l'ensemencement (Fig. 1.1B) et l'utilisation de topsoil (Fig. 1.1C) sont communément appliqués (Luçon *et al.*, 1997; Pelletier, 2003; Bordez, 2015). Un guide technique directement issu des travaux du programme CNRT⁴ Recosynth (Amir *et al.*, 2018) a été remis au CNRT et sera prochainement diffusé (Fogliani *et al.*, 2018).

Depuis la fin du vingtième siècle, de nombreuses recherches ont été réalisées afin de maîtriser la multiplication d'un plus grand nombre d'espèces (Fogliani *et al.*, 2004; Wulff *et al.*, 2008; L'Huillier *et al.*, 2010; Zongo 2010; Tiavouane *et al.*, 2014). De plus en plus d'espèces endémiques sont utilisées pour la restauration des sites miniers, rendue possible par la maîtrise progressive de la germination ou de la multiplication végétative de ces espèces, mais aussi par la description de leurs phénologies (L'Huillier *et al.*, 2010; Zongo, 2010). De plus, l'état des symbioses avec des microorganismes du sol d'environ 70 espèces végétales a été décrit avec des recommandations sur leur optimisation (Amir & Ducouso, 2010) complétant ainsi de nombreux travaux (Perrier *et al.*, 2006; Lagrange *et al.*, 2009; Gensous, 2014). Le rôle important des symbioses, notamment mycorhiziennes, clairement démontré pour les écosystèmes miniers en Nouvelle-Calédonie (Amir & Ducouso, 2010), amène à préconiser un meilleur contrôle de la mycorhization, avec notamment la préconisation de favoriser la mycorhization des plants en pépinière, par apport de petites quantités de topsoils frais récupérés sous des espèces végétales connues comme ayant une forte affinité mycorhizienne (Amir & Ducouso, 2010). Selon Amir *et al.* (2014), l'apport de matière organique sous la forme de boues d'épuration permet une forte amélioration de la croissance des plants. De plus, l'amendement du sol en boues de STEP stimule la mycorhization.

C'est à partir des années 2000 que l'utilisation du topsoil est recommandée sur des surfaces nues et dégradées afin de permettre une recolonisation par une régénération naturelle. En effet si le topsoil est de bonne qualité, il contient l'ensemble des éléments nécessaires au bon développement de la végétation (stock de semences, microorganismes, nutriments, mycorhizes...). Les graines contenues dans le topsoil permettent de récupérer entre 15% et 30% de la diversité végétale (Amir *et al.*, 2014; Bordez, 2015). De plus, 97% des graines se situent dans les 5 premiers cm du sol (Amir *et al.*, 2014). Bordez (2015) a

⁴ Centre National de Recherche Technologique sur le « Nickel et son environnement »

montré que la composition en espèces de la banque de graines, ainsi que la distribution des communautés de microorganismes sont structurées par le couvert végétal. Un effet saisonnier de la récupération des topsoils a été montré, effet qui influence le potentiel germinatif de la banque de graines. Ainsi, le topsoil devrait préférentiellement être récupéré en saison chaude entre décembre et avril (Amir *et al.*, 2014). Il est recommandé de prélever les 2.5 cm de topsoil et l'appliquer immédiatement pour éviter au maximum la perte de diversité spécifique par pertes des semences non dormantes et en vue de maintenir les potentialités microbiologiques (Amir *et al.*, 2014). Toutefois le stockage en tas de 2 m montre une perte de viabilité des semences modérée à forte, dépendant du climat (particulièrement de la pluviométrie), mais aussi de la proportion en graines dormantes. Enfin le ré-étalement du topsoil doit lui aussi se faire préférentiellement en saison chaude, car les graines à dormance physiologique présentent une période de levée de dormance correspondant à la fin de la saison fraîche et jusqu'à la fin de la saison chaude (Amir *et al.*, 2014). Des techniques de revitalisation de topsoil dégradé par un stockage long (plus de deux ans) ont été testées avec un certain succès (Bordez, 2015). Très récemment un guide méthodologique sur l'utilisation des topsoils sur terrain minier reprenant l'ensemble de ces données a été produit (Bordez *et al.*, 2018).

En complément de ces travaux conduits à des échelles géographiques plutôt réduites, les travaux sur la fragmentation réalisés récemment ont initié des études à l'échelle du paysage. C'est dans la même optique que ce travail de thèse vise à proposer un plan de restauration écologique original par la mise en place de continuités écologiques entre des fragments d'habitats tout en prenant en compte la dispersion et la germination des espèces végétales retrouvées sur notre site d'étude qui est le plateau de Goro au sud de la Nouvelle-Calédonie.

3.2.2. Connaissances acquises sur le site d'étude

Les travaux de cette thèse ont été effectués sur le plateau de Goro, situé en périphérie de la plaine des lacs sur le grand massif péridotitique du Sud de la Grande Terre. Ce site est à proximité d'une exploitation minière, où est extrait le nickel et le cobalt par l'entreprise Vale NC. Des inventaires botaniques ont été réalisés sur le plateau de Goro, dans les réserves naturelles alentours ainsi que sur les terrains en périphérie de l'exploitation minière qui font l'objet de prospections géologiques. Cette zone d'inventaire couvre environ 20 400 hectares et les inventaires ont permis le recensement de 838 taxons comportant les fougères, les lycophytes, les gymnospermes et les angiospermes (McCoy, 1998; Jaffré, 2000; Jaffré *et al.*, 2004; Munzinger *et al.*, 2007; Munzinger *et al.*, 2008). Le plateau de Goro offre une diversité d'habitats et de formations végétales caractéristiques des milieux naturels rencontrés sur sols ultramafiques avec des unités de végétation de basse et de moyennes altitudes (jusqu'à 400-500m d'altitude, Munzinger *et al.*, 2008). De plus, les formations végétales de la zone sont les successions végétales naturelles allant du maquis ouvert à la forêt et elles sont représentées par une mosaïque de végétation suites aux fréquences répétées des feux (McCoy *et al.*, 1999). En effet, les feux (Stevenson & Hope, 2005), l'exploitation forestière, le décapage de la végétation pour l'extraction du minerai et l'ouverture de route pour les prospections géologiques et l'accès aux mines ont entraîné une fragmentation du paysage.

C'est notamment le cas des forêts du grand Sud de la Nouvelle Calédonie qui ont été morcelées par ces différentes activités citées précédemment. La fragmentation de cette zone est apparue il y a moins d'un siècle (Utard, 2015). Dans le Sud de la Nouvelle-Calédonie près de l'industrie minière Vale NC, l'intensification de la fragmentation forestière est perceptible sur une période de 10 ans (CNRT Dynamique. Despinoy *et al.*, 2016). En effet, ces auteurs ont montré une augmentation de la fragmentation observée entre 2004 et 2014. Birbaum *et al.* (2016) ont distingué 2 groupes de fragments forestiers dans le Sud: le premier groupe présente des grands fragments peu découpés distribués sur les flancs des montagnes, avec une valeur de la richesse spécifique plus élevée et où la majorité des espèces évaluée comme transportée par le vent; le deuxième groupe comprend des petits fragments de forêts très découpées davantage présents en plaines, avec une valeur de la richesse spécifique très faible et où la majorité des espèces évaluée comme dispersée par les oiseaux. Dans ce même paysage de forêt fragmentée, l'abondance et la richesse spécifique des espèces évaluée comme dispersées par les animaux diminuent avec l'augmentation de la proximité au bord de la forêt, et la proportion d'espèces évaluée comme dispersées par le vent diminuent de l'intérieur à la bordure de la forêt avec une accentuation vers 25-30m de la bordure (Ibanez *et al.*, 2017). Ces mêmes auteurs notent un changement de la composition spécifique près de la bordure des fragments de forêt avec une dominance des espèces pionnières tolérantes au stress.

Il est recommandé par Ibanez *et al.* (2017) de conserver les fragments de forêt, et d'intégrer dans la législation locale (codes de l'environnement des provinces) la protection des forêts secondaires et de la matrice environnante des fragments de forêt afin de promouvoir l'extension des forêts.

Certains écosystèmes sévèrement dégradés par les impacts cités précédemment, n'ont plus la capacité à retrouver un état d'équilibre par leurs propres moyens *via* des processus naturels. C'est dans ce cadre qu'est mise en place la restauration écologique de ces systèmes dégradés.

3.2.3. Etudes menées sur la dispersion en NC et intérêt pour la restauration de continuités écologiques

Des études sur le mode de dispersion des semences ont été réalisées dans les forêts humides sur substrats ultramafiques en Nouvelle-Calédonie. Il a été montré globalement une forte proportion d'espèces anémochores, soit 21% présentes dans 12 familles de plantes (Carpenter *et al.*, 2003). Plus précisément, 23% des 199 espèces étudiées dans les fragments de forêt du Sud présentent ce même mode de dispersion (Ibanez *et al.*, 2017). La proportion importante relative de l'anémochorie dans ce milieu en Nouvelle-Calédonie est étroitement liée à l'infertilité des sols et au peu de diversité de vertébrés. Il est également connu que l'anémochorie prévaut aussi dans des milieux où la topographie est abrupte et où les forêts sont plus ouvertes. L'anémochorie procure un gain fonctionnel important aux espèces et un exemple marquant en Nouvelle-Calédonie est celui des nombreuses espèces du genre *Araucaria spp.* émergeant de la canopée tels des gratte-ciels. On peut noter également deux angiospermes originaux, le *Myodocarpus fraxinifolius* et le *Cerberiopsis candelabra*. Le *Myodocarpus* est unique dans la lignée des Araliads pour ses fruits secs ailés (Plunkett & Laowry, 2001) et le *C. candelabra* est connu pour fructifier et mourir de manière assez synchrone (Veillon, 1971).

Par ailleurs, sur les 116 arbres de forêt humide étudiés par Carpenter *et al.* (2003), 59% possèdent des fruits charnus de type drupes, baies ou figues. En rajoutant les espèces dont la graine possède un appendice charnu, on porte donc à 72% le nombre des espèces qui sembleraient être adaptées pour une dispersion par les vertébrés. De leur côté, Ibanez *et al.* (2017) ont montré dans les fragments de forêt du massif du Sud de Nouvelle-Calédonie, que sur les 199 espèces étudiées, 69% sont dispersées par les animaux.

En Nouvelle-Calédonie, les mammifères terrestres sont absents (Diamond, 1984) à l'exception des chiroptères (microchiroptères et mégachiroptères). Dans les forêts humides néo-calédoniennes, 16% des 123 espèces d'arbres étudiées par Carpenter *et al.* (2003) possèdent des fruits charnus (drupes, baies, ou figues) d'un diamètre supérieur à 2 cm, ce qui laisserait entendre que ces derniers seraient potentiellement disséminés par les mégachiroptères du genre *Pteropus* et le Notou (*Ducula goliath*), pigeon arboricole (Carpenter *et al.*, 2003). Malheureusement ces deux groupes d'espèces sont menacés principalement par la chasse excessive et l'impact des espèces animales envahissantes. Par ailleurs, Barré *et al.* (2003) ont montré qu'à la Forêt Plate (forêt dense humide sur la commune de Pouembout au nord de la Nouvelle-Calédonie), les Notous (*Ducula goliath*) consommaient les fruits de 23 espèces végétales en incluant les fruits larges tel que le *Canarium oleiferum* (42x33mm) ou *Diospyros macrocarpa* (52x30 mm) et les petits fruits tel que *Ficus* sp. (10x8mm). Selon Létocard (1988), le Notou (*Ducula goliath*) peut consommer les fruits de 40 espèces végétales présentes au parc de la Rivière Bleue. La spécificité du genre *Ducula* est la capacité du bec à s'écarter largement de la base, ce qui permettrait à l'oiseau d'avaler des fruits jusqu'à 5 cm de diamètre (Létocard, 1988).

Quant aux semences dispersées uniquement par les oiseaux, elles sont souvent associées à des fruits non odorants et habituellement très colorés, et notamment rouges, noirs, bleus et souvent des combinaisons de ces dernières, caractéristiques que l'on retrouve abondamment dans les forêts humides sur roches ultramafiques de la Nouvelle-Calédonie (Carpenter *et al.*, 2003; Ibanez *et al.*, 2017). Toujours dans les forêts humides, en croisant des informations de consommation des fruits, avec des données sur les tailles de fruits, il apparaît que la guilda des consommateurs de fruits de moins de 20x20mm est assez conséquente, puisqu'elle dénombre pas moins de 8 espèces d'oiseaux : Merle noir (*Aplonis striatus*), Echenilleur calédonien (*Coracina caledonica*), Collier blanc (*Columba vitiensis*), Pigeon vert (*Drepanoptila holosericea*), Ptilope de Grey (*Ptilinopus greyii*), Stourne calédonienne (*Aplonis striatus*), Zostérops (*Zosterops* sp.) et Notou (*Ducula goliath*) (Barré *et al.*, 2003).

Concernant la dispersion par les fourmis, 8% (31 espèces) des 113 espèces étudiées par Cateine (2017) sont myrmécochores. Ces mêmes travaux ont permis d'identifier 27 genres de fourmis candidates à la dispersion des graines regroupant 103 espèces dont 59% sont endémiques, 17% natives et 23% introduites. Les abondances de la myrmécofaune sont au maximum en janvier (début de saison chaude et humide) coïncidant étroitement avec la période de maturation des fruits en Nouvelle-Calédonie (Chazeau *et al.*, 2000). Cateine (2017) a pu également évaluer que les distances de dispersion par les fourmis sont faibles ; pour les graines d'*Acacia spirobis*, elles sont disséminées sur une distance moyenne de 37 cm et 103 cm par *Solenopsis geminata* et *Polyrhachis guerini* respectivement. Quant aux graines de *Lepidosperma perteres*, elles sont transportées sur une distance moyenne de 26 cm par *S. germinata*.

L'existence d'un service de dispersion rendu par une espèce de grillon diurne, *Bullita obscurata* a été révélé lors des expériences de Cateine (2017). Cependant une étude

approfondie devrait être menée afin d'identifier le rôle de ces macro-arthropodes dans la dispersion des graines en journée et durant la nuit afin d'évaluer plus précisément leur implication dans la succession végétale.

Enfin, il a été montré dans les fragments de forêt humide de Nouvelle-Calédonie, que le taux de barochorie est faible et oscillerait entre 7% (Carpenter *et al.*, 2003) et 8% (Ibanez *et al.*, 2017).

Comme le montrent les travaux cités précédemment, l'étude de la dispersion s'est focalisée jusqu'à présent essentiellement sur les espèces présentes en forêt. Il apparaissait donc judicieux d'étudier ce trait de vie au sein des autres formations végétales de la Nouvelle-Calédonie et notamment des maquis miniers et des formations végétales en transition entre le maquis et la forêt.

3.2.4. Etudes menées sur la germination et la conservation des graines et intérêt pour la restauration de continuités écologiques

En Nouvelle-Calédonie, plusieurs travaux ont été réalisés sur l'étude germinative d'espèces végétales endémiques afin de les intégrer dans les programmes de revégétalisation des milieux miniers dégradés. Deux espèces de Cunoniaceae: *Cunonia macrophylla* et *Geissois pruinosa* ont été déterminées comme non dormantes (Fogliani *et al.*, 2004). Dans l'ouvrage « Mines et Environnement » (L'Huillier *et al.*, 2010), la connaissance de la dormance (présence ou absence de dormance) de 52 espèces végétales endémiques est rapportée. En complément, Zongo (2010) a déterminé la dormance (ou la non dormance) de 10 espèces, puis Wulff *et al.* (2012) ont identifié celle de 2 espèces végétales endémiques : *Hibbertia pancheri* et *Scaevola montana*. Enfin, la dormance de 10 espèces supplémentaires a été caractérisée par Tiavouane *et al.* (2014). Au total, 76 espèces endémiques ont fait l'objet d'études dont 57 sont non dormantes et 19 possédant une dormance.

En 2012, 190 espèces végétales ont été produites par germination des graines et par reproduction végétative au sein de la pépinière de Vale NC (Mc Coy, 2012). Dans les années 1990, 1 à 5 espèces seulement étaient utilisées en revégétalisation alors qu'aujourd'hui (entre 2016 et 2018) 49 espèces en moyenne ont été plantées au Parc Provincial de la Rivière Bleue (com par Mc Coy). Bien que le nombre d'espèces utilisées aujourd'hui ait augmenté, ce nombre reste insuffisant au regard des 2095 plantes vasculaires recensées sur milieux ultramafiques (Isnard *et al.*, 2016) et doit encore être amélioré.

L'étude de la tolérance à la dessiccation des graines ainsi que les techniques de conservation ont également été étudiées pour certaines espèces endémiques en Nouvelle-Calédonie. Cependant, le nombre d'espèces étudiées est faible. L'Huillier *et al.* (2010) ont développé une première approche sur 27 espèces dont les graines ont été déterminées comme orthodoxes. De plus, Toublanc-Lambault *et al.* (2019, in press) ont étudié 45 espèces dont 29 se sont révélées tolérantes à la dessiccation et 16 ont été identifiées comme sensibles à la dessiccation. On dénombre donc que seulement 72 espèces ont fait l'objet

d'expériences afin d'appréhender leur capacité de tolérer la dessiccation des graines. L'identification du comportement des graines face à la dessiccation détermine la façon dont elles seront conservées ou non. La conservation des graines en conditions contrôlées avant leur utilisation que ce soit pour de l'hydroseeding ou pour la production en pépinière est spécifique à chaque espèce et il est recommandé de l'étudier au moins à l'échelle du genre (Amir *et al.*, 2014).

Chapter 2 : Etude des traits de vie de taxons présents sur le « plateau de Goro » dans le Sud de la Nouvelle-Calédonie.

1. Résumé

Introduction

Les communautés végétales et animales sont fortement impactées par la destruction des habitats et la fragmentation de ces derniers. Elles déclinent alors en taille et en diversité avant de disparaître. La conservation des habitats et la création de continuités écologiques apparaissent donc essentielles pour le maintien de ces communautés. La création de corridors écologiques passe par l'établissement de plans de restauration qui nécessitent des études détaillées sur les traits de vie des espèces. Ces études permettent de sélectionner les espèces qui sont appropriées à la restauration d'un habitat dégradé. C'est dans cette optique que nous avons évalué le mode de dispersion, les types de dormance et la tolérance à la dessiccation des graines des espèces qui participent à la succession écologique de la zone d'étude. Ces traits de vie déterminent le mouvement des espèces et leur établissement dans et hors des continuités écologiques. L'objectif attendu de cette étude est de sélectionner une gamme d'espèces qui pourront être utilisées lors de la mise en place des continuités écologiques dans la zone d'étude sujette à la fragmentation des habitats.

Matériels et méthodes

La zone d'étude est située dans le sud de la Grande Terre de la Nouvelle-Calédonie et notamment sur le grand massif péridotitiques dont une partie est exploitée pour le minerai de nickel.

Cette étude s'est basée sur l'établissement d'une liste de 838 taxons (comprenant fougères, lycophytes, gymnospermes et angiospermes) compilés à partir d'inventaires botaniques existants et fournis par Vale NC. Les inventaires ont été réalisés par l'exploitant minier et par l'Institut de Recherche et de Développement (IRD). Ces relevés floristiques ont été effectués sur les concessions minières de Vale NC et leurs zones périphériques, ainsi que dans les réserves naturelles du sud. A partir de ces 838 taxons, nous avons sélectionné tous ceux (hors ptéridophytes) présents dans le maquis (M, N = 201) plus les taxons trouvés à la fois dans le maquis et dans la forêt humide (FM, N = 206). Par la suite, une base de données spécifique a été créée et elle a permis de compiler les traits fonctionnels de ces 407 taxons. Le mode de dispersion a été déterminé en fonction de la morphologie du fruit et de la graine. La dormance des semences a été attribuée à un taxon lorsqu'un test de germination a été réalisé, ou, elle a été considérée comme hypothétique lorsque les connaissances étaient existantes au niveau du genre. La tolérance à la dessiccation des semences a été affectée lorsqu'une expérience a été réalisée sur le taxon, tandis que pour d'autres taxons, elle a été évaluée par le modèle de Wyse et Dickie (2018). Des comparaisons statistiques ont été effectuées en croisant les traits de vie et les types de végétation.

L'essentiel à retenir

Nous avons pu attribuer des caractéristiques de dispersion pour 97,3% des taxons présents dans le maquis (M) ou rencontrés à la fois en maquis et en forêt (FM). La zoochorie semble être le mode de dispersion le plus représenté avec respectivement 53% puis 14%, 17% et 13% des taxons dispersés par le vent, par le vent ou la gravité et par la gravité. Le transport des graines par les animaux est plus important en FM (64,7%) qu'en M (41,8%).

Nous avons également constaté que 34% des taxons possédaient des graines dormantes (confirmées ou probables) et que la dormance physiologique était la plus importante. De plus, 31% des taxons évalués possèdent des graines non dormantes (confirmées ou probables) et sont davantage représentées chez les espèces appartenant au M qu'au FM.

En ce qui concerne la tolérance à la dessiccation, les graines orthodoxes sont les plus représentées avec 72,9% (confirmées ou probables) et sont plus importantes pour les taxons de M que pour ceux présents à la fois en FM. Ainsi, les graines récalcitrantes sont plus importantes en FM qu'en M.

Nous avons souligné le fait que les espèces anémochores ont principalement des graines non dormantes et orthodoxes, tandis que les espèces zoochores possèdent des semences dormantes et récalcitrantes.

Sur la liste des 407 taxons (M plus FM), on dénombre 70 taxons (17,2%) pour lesquels la germination des graines est maîtrisée et qui sont aujourd'hui utilisées pour la restauration écologique. Ces 70 taxons ont été analysés. L'anémochorie (42,5% en M et 40% en MF) semble être le type de dispersion des graines le plus important. Les graines non dormantes sont majoritaires à la fois en M (82,5%) et en FM (90%). Pour ce qui est de la tolérance à la dessiccation, l'orthodoxie (confirmé ou probable) a le taux le plus élevé dans les deux types de végétation (respectivement 95% et 66% en M et FM). Cette évaluation permet de conclure que les espèces zoochores sous représentées, doivent être étudiées davantage et doivent être mieux prises en compte dans les futures expériences de restauration écologique, en particulier dans la mise en place de continuités écologiques. En Nouvelle-Calédonie, comme ailleurs, les espèces zoochores dépendant de l'abondance de leurs disséminateurs ; cependant, certains comme le Notou (*Ducula Goliath*) et les roussettes (mégachiroptères) voient leurs populations décliner à cause d'une chasse parfois excessive. Il conviendrait donc de poursuivre et renforcer la mise en place des mesures de gestion/protection de ces animaux afin de maintenir le transport de graines de grandes tailles qui ne peut l'être que par ces derniers.

Enfin, suite à cette étude, des poursuites d'études scientifiques sur le sujet et des recommandations pratiques à destination des gestionnaires ont été émises et sont listées ci-dessous :

- Des études de terrain afin de confirmer la dispersion zoochores des plantes ainsi que des études en laboratoire sur la germination et la tolérance à la dessiccation des graines doivent être développées sur les espèces appartenant aux stades secondaires et intermédiaires de la succession écologique.
- Les plans de restauration doivent contenir une grande diversité d'espèces zoochores pour attirer les oiseaux et renforcer la colonisation des plantes dans les continuités écologiques et entre eux.
- La protection des roussettes et des grands oiseaux doit être assurée pour maintenir la dispersion des grosses graines et la dispersion sur de longues distances.
- Une évaluation de la distance de dispersion pour chaque espèce doit être estimée afin d'optimiser la répartition spatiale des continuités écologiques.
- Les connaissances sur la germination et la tolérance à la dessiccation des graines doivent être améliorées afin d'accroître la diversité des espèces à utiliser dans les programmes de la restauration écologique en Nouvelle-Calédonie et dans la région.

2. Article: Life traits of ultramafic plant taxa from the Goro plateau in the tropical hotspot of New Caledonia

Running head: Life traits of ultramafic plant of New Caledonia

^{1*}ITITIATY Y., ¹BRESCIA F., ¹BORDEZ L., ¹GENSOUS S., ²MCCOY S. & ¹FOGLIANI B.

¹Institut Agronomique néo-Calédonien (IAC), Equipe ARBOREAL (AgricultuRe BiOdiveRsité Et vAlorisation), BP 73, 98890 Païta, Nouvelle-Calédonie.

²VALE NC, Service Préservation de L'Environnement, BP 218, 98845, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.

*Corresponding author: Address: Institut Agronomique néo-Calédonien, BP 73, 98890 Païta, Nouvelle-Calédonie, phone: (+687)43.74.46; Fax: (+687) 43.74.16; Email: ititiaty@iac.nc.

Author contributions: BF, FB and YI conceived the research, YI implemented the data base; LB, SG and YI analyzed the data; YI, BF, FB and YI wrote the manuscript.

Abstract:

Plant and animal communities decline their size and their diversity by habitat fragmentation before disappearing. The conservation and restoration of ecological continuities thus appears to be essential. Here we evaluated seed dispersal, seed dormancy and seed desiccation tolerance of 407 species that participate to the ecological succession in the south of New Caledonia on ultramafic environment; to target appropriate species selection. The results show that zoochory appears to be the most represented type with 53%. We also found that 34% and 72.9% of the taxa have a seed dormancy and orthodox seeds (confirmed or probable) respectively. We highlighted that anemochorous species have predominantly non-dormant and orthodox seeds whereas zoochorous species have more dormant seed and a higher recalcitrant trend. From the 407 taxa list, 70 taxa for which germination is managed and that are used in ecological restoration were analysed. Anemochory (42.5% in Maquis (M) and 40% both in Forest and Maquis (FM)) appears to be the most important seed dispersal type, non-dormant seeds represent the larger type both in M (82.5%) and FM (90%) and orthodoxy represents the largest seed desiccation tolerance capacity type (confirmed or probable) in both vegetation types (95% and 66% respectively in M and FM). It allows concluding that zoochorous species need to be more considered for future experiments (dispersal distance, germination test and conservation test) to increase their diversity and density in ecological restoration program in particular considering ecological continuities.

Keywords: Dispersal traits, seed dormancy class, seed desiccation tolerance, ecological restoration, ecological continuities.

Implication for practice

- Results provide knowledge of the dispersion type, dormancy and desiccation tolerance capacity for 407 species, which will facilitate their use in revegetation.
- Zoochorous species to attract birds and enhance colonization in corridor and between them have to be considered in restoration plans
- Flying foxes and big birds have to protect to maintain large seed dispersion and long distance dispersal.
- Species belonging to secondary and middle stages of ecological succession need more studies.
- A precise evaluation of dispersal distance has to be estimated in order to optimize spatial repartition of continuities.
- Dormancy and desiccation tolerance of seeds need to be better known to increase species diversity to be used for ecological restoration in New Caledonia and possibly in the region.

Introduction

Land clearance for human activities constitutes the most serious threat to the Earth's biodiversity leading to habitat loss and fragmentation (Collinge 1996; Haddad et al. 2015). Fragmentation is the process whereby a large expanse of habitat is transformed into a number of smaller patches of smaller area (Wilcove et al. 1986). One of the consequences of habitat fragmentation is edge effect that involves a biogeographic shift leading to modifications of physical and biological environment (Saunders et al. 1991; Laurance et al. 2006). The nature and effectiveness of ecological process such as seed dispersal will depend on perturbation level, initial occurrence of species, the population size after fragmentation, degree of inter-patches connectivity and characteristics of the surrounding matrix (Laurance et al. 2000; Benítez-Malvido & Martínez-Ramos 2003; Chazdon 2003; Nascimiento et al. 2006; Cramer et al. 2007; Aguilar et al. 2008; Watts & Handley 2010). The ecological management of a fragmented ecosystem has to target the limitation of negative effects on the biotope, stop the continuous degradation of isolated habitats and inverse the decline in size, structure and specific richness (Collinge 1996; DeClerck et al. 2010). In addition to habitat conservation, ecological restoration plans have to aim to reestablish the connectivity between isolated patches with stable habitats by promoting ecological processes in and between reconnected patches (Jaffré et al. 1997; DeClerck et al. 2010; Watts & Handley 2010). In this way, the recovery of continuous habitats across a fragmented ecosystem will allow isolated patches to increase in size, permitting more resource allocation which is important in maintaining nutrient and functional ecological niches (Finegan 1992; Sieving et al. 2000). Furthermore, increased connectivity, facilitates better plant and animal population mobility allowing to restore intraspecific and interspecific exchanges which are degraded at all levels: gene flow, seed dispersal, pollination, predation and competition (Finegan 1992; Watts & Handley 2010).

According to Saunders et al. (1991), restoration success requires to take into account the ecological processes of the fragmented zone and surrounding matrix. In this way, the active restoration strategy can be used and consists to plant a selection of adapted pioneers species (e.g. with fast growth). Proof of the effectiveness of active restoration in tropical forest recovery comes notably from increased regeneration and fertility (Chazdon 2003; Holl et al. 2010). A detailed study of species life traits is useful for targeting appropriate species selection for flora restoration projects (Holl et al. 2010). Dispersal appears to be one of the ecological processes that is blocked or limited by habitat fragmentation and so it must be taken into account in restoration projects. Van der Pijl (1982) defines dispersal as strategies used by plants to get to sites where a new generation will be able to install. After the dispersal success, a seed needs to have the best conditions for germination, characterized by a high humidity level, a particular temperature range, the presence of oxygen and sometimes light. In certain conditions that should allow germination, some viable seeds don't have the capacity to germinate and are qualified as dormant. Dormancy is a key trait for survival and fitness (Linkies et al. 2010) as it allows for delayed germination that avoids all seeds germinating at the same time. Finally, in addition to these processes, seed desiccation tolerance appears to be essential for seed survival persistence in the soil seed bank and exposure to environmental stress (Leprince et al. 1993). Seed desiccation tolerance is considered as an adaptive strategy

that is also used to determine what seed conditioning needs exist from the collection to their storage conditions for long term conservation.

New Caledonia defined as a biodiversity hotspot owing to its high species richness, its level of endemism appears to be a model for scientific studies. The conservation issues it has to tackle, in light of increased vegetation disturbance by open cast nickel mining, anthropogenic burning and forest logging is important (Myers et al. 2000). Today, logging for agriculture and forestry is negligible while mining is expanding (L'Huillier & Jaffré 2010) and has emerged as one of the main threats to New Caledonian biodiversity (Richer de Forges & Pascal 2008) after fire. It was recently shown in southern New Caledonia a shift in the species composition occurred near forest edges after fragmentation with a dominance of stress-tolerant pioneer species. Hence, Ibanez et al. (2017) recommended New Caledonian authorities to target the conservation of large and continuous forest fragments along with their surrounding secondary forest around the edges. Habitat restoration operations in the future may have to also take into account the necessity of using species that occur naturally in the zone for recreating ecological continuities between fragments. Hence, success of the ecological restoration will depend on the functional traits of the species used.

In the present study, we focused on dispersal mechanisms, germination modes and seed desiccation tolerance of the species found in the study zone that is located on ultramafic soils near a nickel mining exploitation zone. These ecological processes will determine species “movement” and their establishment in and outside ecological continuities. We expected that results would allow selecting a range of species that have to be used for restoration to recreate ecological continuities in this fragmented vegetation area. We also expected to prove that species actually used for revegetation need to be diversified to response to this target.

Materials and Methods

Study area and data

New Caledonia is a tropical archipelago in the southwest Pacific Ocean roughly between latitudes 20 and 22°S. The main island of New Caledonia is about 16890km² in area, with an elongate shape 500km long and 50km wide. An ultramafic substrate covers about one-third of the main island area (Fig. 1A) but less than 1% of the Earth's land area (Brooks 1987). It includes the study area that is located on the large ultramafic massif in the South. These substrates are unfavourable for plant growth due to their low levels of macronutrients, high concentrations of metals such as nickel, and low water-holding capacity (Brooks 1987). These substrates are also the focus of open cut mining operations. The most extensive nickel deposit is located on the southern massif and a part of it is exploited by Vale NC society, which extracts nickel and cobalt.

The zone studied is found on the Vale NC Fer mining concession and surrounding native habitats including several rainforest Reserves managed by the Southern Province. Species lists were obtained from a list of plants identified compiled from several inventories both by Vale NC and botanists from French Research Institute for Development (IRD) between 2000 and 2015 (McCoy 1998; Jaffré 2000; Jaffré et al. 2004; Munzinger et al. 2007;

Munzinger et al. 2008; Grignon et al. 2011). The floristic prospecting of the different habitats encountered covers an area of around 20400 hectares (Fig. 1B) and led to the identification of 838 taxa (including ferns, lycophytes, gymnosperms and angiosperms). The plant taxa names and general habitat of all taxa were evaluated based on FLORICAL vers. 22.IV.2016 (Morat et al. 2012; Munzinger et al. 2016). FLORICAL habitat codes are as follows: Dense evergreen rainforest (F), dry sclerophyllous forest (L), "maquis" (M), savanna (S), halophytic vegetation (G), wetlands (R), and secondary thickets and ruderal vegetation (N). Many species have occurrences that overlap different habitat types. The "maquis" is described as "heliophilous formation with leathery and evergreen leaves, shrubby more or less bushy growth or wooden and herbaceous with dense Cyperaceae layer" (Jaffré 1980; Morat et al. 1986). It includes all non-forest formations on ultramafic substrate ("maquis miniers") as well as shrubby and low woody-herbaceous assemblages on siliceous substrates.

We selected taxa (except ferns and lycophytes) occurring in maquis (M) or both in maquis and rainforest that we attributed a code (FM) because these species are fundamental along the ecological succession from "maquis" to the rainforest (McCoy et al. 1999). We then created a database that compiles functional features of dispersal, seed dormancy and seed desiccation tolerance for each species (Table 1).

Assignment of dispersal traits

The mechanisms that have been developed through plant evolution to achieve seed dispersal from the mother plant includes: anemochory (wind-dispersed), hydrochory (water-dispersed), barochory (gravity-dispersed) and zoochory (animal-dispersed) (Fenner & Thompson 2005). Zoochory can be divided into epizoochory when seeds can be transported on the outside of animals, endozoochory when seed dispersed is via ingestion by animals, myrmecochory (ant-dispersed) and chiropterachory (Bats-dispersed) (Van der Pijl 1982).

Dispersal traits here were determined according to fruit and seed morphology. Animal dispersed or zoochory is here defined for taxa that possess pulpy fruit, aril or caruncle as reward for the disperser. We divided the zoochory into 4 classes with 3 of them based on fruit size. The two first classes correspond to endozoochory processes and depend on the ingestion capacities of birds that occur in New Caledonia and on the study site (Barré & Desmoulin 2005_unpublish data; Boissenin et al. 2006_unpublish data). The smallest class (i) include fruits whose length and width are less than 2 cm that can be whole eaten by birds as the striated starling *Aplonis striatus*, the Melanesian cuckoo-shrike *Coracina caledonica*, the metallic Pigeon *Columba vitiensis*, the cloven-feathered dove *Drepanoptila holosericea*, the red-bellied fruit dove *Ptilinopus greyii*, the Green-backed white eye *Zosterops xanthochroa* and the New Caledonian imperial-pigeon *Ducula goliath* (Webb & Tracey 1981; Carpenter et al. 2003; Barré & Desmoulin 2005_unpublish data; Boissenin et al. 2006_unpublish data); (ii) the frugivorous native imperial pigeon *Ducula goliath* is then the only disperser of medium-sized fruits with sizes between 2 and 5 cm in length and 2 and 3 cm in width (Barré et al. 2003). (iii) As *Ducula goliath*, the biggest pigeon in New Caledonia, can't swallow these fruit that those sizes it's superior to 5cm length and 3 cm width, we defined a third class for these

larger type of fruits. Indeed they can be grabbed and dispersed by flying foxes (Chiropterachory) that are not able to swallow fruit whose size it's superior to 4 mm (Meehan et al. 2002; McConkey & Drake 2015). (iv) The last class is composed of seed with an elaiosome that attract ants (myrmecochory, Lengyel et al. 2009).

Among species not dispersed by animals, three dispersal syndromes were distinguished: wind dispersal defined as anemochory, gravity dispersal defined as barochory. Anemochory or barochory species are defined as those lacking any obvious dispersal mechanism or disperser reward (Fenner & Thompson 2005). Species having membranous wings and plume (aigrette) are classed as anemochorous. All species having small and flat seed drop from follicle or capsule and fruit with a woolly structure (case of *Codia* fruit) are classified as wind or gravity dispersal.

For assessment of functional feature of dispersal, we used our observations both in the field and in laboratory (observation of 10 seeds per species); information from literature (Aubréville et al. 1967-2004) and specimens and collector's notes lodged in the IRD Herbarium in Nouméa (NOU) were used to complete these features.

Assignment of seed dormancy type and seed desiccation tolerance

For assessment of these two characters, we used several results from published data (e.g. Zongo 2010; L'Huillier et al. 2010; Wulff et al. 2012, Baskin & Baskin 2014). We also used unpublished data coming from our researches at IAC that are presented in several reports (e.g. Tiavouane et al. 2014_unpublish data; Birnbaum et al. 2016_unpublish data).

Seed dormancy type, considered if seed needs to wait more than four weeks to observe the first radicle emergence (Baskin and Baskin 2004), is attributed to a taxon when we carried out a germination test. If not, we reported all dormancy types identified within the same genus and we defined it as probable according to Baskin and Baskin (2014). They distinguish five dormancy categories: physiological (PD), morphological (MD), morphophysiological (MPD), physical (PY) and combined.

The moisture content in the seed defines different categories of seed desiccation tolerance: orthodox (O), intermediate (I) and recalcitrant (R) (Côme and Corbineau, 2000).

For example, *Cunonia macrophylla* has no dormancy and orthodox seeds (L'Huillier et al. 2010), so we supposed that all taxa from *Cunonia* genus have no dormancy and orthodox seeds (Appendix 1).

In addition, our list of taxa was submitted to the model of Wyse and Dickie (2018) to identify seed desiccation tolerance (orthodox or recalcitrant only as for intermediate category there was insufficient data to include it within the model) using results from the SID database of Royal Botanical Garden, Kew (<http://data.kew.org/sid/>). When the probability appears to be 1 or 0, desiccation tolerance type is considered as established. When this character was identified in terms of genus, family or order, data are considered probable. It is important to

notice that the probability is better at the genus level than at the family level and lesser at order level.

For some species, no data were obtained from the model. We then checked our database and established the desiccation tolerance type through experiments already done. It led to change for some probable issued from the model to sure. In contrast we assigned in some other cases a probable type estimated from knowledge at a genus level.

The model here is used to provide decision-making support prior to seed collection, and use for restoration.

All the data collection of these studies was centralised in our database at the New Caledonian Agronomic Institute.

Statistical analysis

The data was analysed using number of taxa in function of habitat type and their life traits. The Chi square test was used to identify differences (1) between species in M and FM depending on seed dispersion, seed dormancy and seed desiccation tolerance; (2) and between life traits overlapping (example: non dormancy seed among zoochorous and anemochorous taxa). Chi square test was performed using R software version 3.3.1 (R Development Core Team 2008) using MASS package.

Results

General analysis of functional traits

According to vegetation types in FLORICAL (Morat et al. 2012; Munzinger et al. 2016), on 838 taxa of the list provided by Vale NC, 361 occur in rainforest (F: strictly or both in rainforest and other type of vegetation except maquis), while 206 are found both in maquis and forest (FM), 201 live in maquis (M: strictly or both in maquis and other type of vegetation except rainforest) and 70 occur in other formations as dry forest or savannah (Fig. 2A).

Our study focused then on the 407 taxa occurring in M or in FM showed that the most well represented families with more than 10 taxa (at least 64% of all taxa) are Myrtaceae, Orchidaceae, Rubiaceae, Apocynaceae, Cunoniaceae, Rutaceae, Sapotaceae, Cyperaceae, Proteaceae, Ericaceae, Euphorbiaceae, Phyllanthaceae and Sapindaceae. Moreover, the first height families possess at least 15 taxa and represent 50.6% of all taxa (Fig. 2B). In addition, the most abundant genus with more than 5 taxa are *Syzygium*, *Phyllanthus*, *Hibbertia*, *Eugenia*, *Pleioluma*, *Tristaniopsis*, *Alyxia*, *Costularia*, *Dendrobium*, *Pancheria* and *Styphelia* (Fig. 2C).

We were able to assign dispersal syndromes up to 97.3% (396) of the taxa occurring in M or in FM. Indeed, dispersal traits couldn't be determined for 11 taxa (3%) because the fruit has never been observed (Fig. 3A). Zoochory appears to be the most represented type with 217 taxa or 53% (Fig. 3A). Then 57 (14%), 69 (17%) and 53 (13%) taxa are dispersed by wind, wind or gravity and gravity, respectively. For zoochory, we identified endozoochory as

the largest type with 173 (42%) taxa; myrmecochory and chiroperochory are represented by 31 (8%) and 13 (3%) of the taxa respectively (Fig. 3A). Considering endozoochory, we can differentiate vectors of dispersal as 139 (34%) taxa have their fruits that can be ingested and dispersed by different birds including *Ducula goliath* whereas only 34 (8%) can be ingested and dispersed exclusively by *Ducula goliath*. Finally, we didn't note any potential ectozoochory in the taxa list.

Within the same 407 species list, we determined that 128 taxa (i.e. 31.5%) are confirmed to be (61 taxa i.e. 15%) or probably (67 taxa i.e. 16.5%) non dormant. Also, for 75 taxa (i.e. 18.4%) we can't find any information on seed dormancy type. Regarding the remaining 204 taxa, we showed that only 16 of them have a confirmed dormancy type identifying by experiments: 7 (1.7%), 2 (0.5%), 5 (1.2%) and 2 (0.5%) taxa possess a PY, MD, PD and MPD type respectively (Fig. 3B). In contrast, we found 121 taxa (i.e. 29.7%) characterizing by one or two supposed types. For those, 109 taxa showed one probable dormancy type: 12 (3%), 2 (0.5%), 62 (15.2%) and 33 (8%) taxa have probably PY, MD, PD and MPD type respectively (Fig. 3B) whereas for 12 taxa two probable dormancy types have been attributed: 8 (2%) and 4 (1%) taxa have probably PD or MPD and MD or MPD respectively. Finally, 67 (16.5%) taxa could have no dormancy or a physiological dormancy type.

Based on the 407 species list, we identified that 45 taxa have a seed desiccation tolerance based on experiments, and that the majority of those i.e. 42 have orthodox seeds (Fig. 3C). Considering the remaining taxa (362), for 342, desiccation tolerance type is only supposed using Wyse and Dickie (2018) model and 20 have no data (Fig. 3C). Within the 342 taxa with probable desiccation tolerance type, 256 (62.9%) have probably orthodox seeds with 70, 174 and 12 for which the probability was determined at a genus, family and order level respectively (Fig. 3C). For the remaining 86 (21.1%) taxa, a recalcitrant behaviour has been predicted for 42, 43 and 1 at a genus, family and order level respectively (Fig. 3C).

Figure 4 permits to highlight the overlapping life traits and to evaluate if there are correlations between the three studied life traits (Dispersal trait, seed dormancy and seed desiccation tolerance). Regarding dormancy, the proportion of non dormant taxa is significantly ($p < 0.001$) more important in anemochory (46 taxa i.e. 80.7%) than in zoochory (40 taxa i.e. 18.4%) or barochory (10 taxa i.e. 18.9%). The same tendency ($p < 0.01$) can be observed between the anemochory or barochory (Fig. 4B) compared to barochory and zoochory but with a lesser value (32 taxa i.e. 46.4%). De facto, the proportion of dormancy follows the opposite trend. Considering dormancy types, physiological dormancy appears to be more important in barochory (26.4%) than in zoochory, but not significantly ($p > 0.05$) and significantly higher ($p < 0.01$) than in anemochory or barochory (8.7%) and anemochory (5.3%). For hypothetical dormancy group that contains at least two possible dormancies, it's interesting to notice that they represent 32.3% (70 taxa) of all the zoochorous taxa and are composed mainly by ND or PD seeds (59 taxa). Seed desiccation tolerance type is dominated by orthodox taxa that are more significantly ($p < 0.001$) represented in anemochory or barochory (97.1%), anemochory (89.5%) and barochory (84%) than in zoochory (58%). Finally excepted for the anemochory, it appears that the number of non-determined dormancy (no data) represents a non-negligible proportion between 16.5% and 26.5%.

Comparison of dispersal traits, seed dormancy classes and seed desiccation tolerance, between taxa found in maquis (M) and those found both in maquis and rainforest (FM).

The comparison was made on 407 taxa of the list, composed of 206 in M and 201 in FM (Fig. 2A).

It shows that anemochory appears to be more important in FM (32 taxa i.e. 15.5%) than in M (25 taxa i.e. 12.4%) whereas it's not significant ($\chi^2=0.81$; $p>0.05$). For barochory it's the opposite and it's significant ($\chi^2=6.76$; $p<0.01$) with 35 taxa (17.4%) in M and 18 taxa (8.7%) in FM. The same pattern is observed for taxa with anemochory or barochory type with 51 taxa (25.4%) in M and 18 taxa (8.7%) in FM ($\chi^2=20$; $p<0.001$). Whatever the considered vegetation unit, zoochory is the most representative type of dispersal traits with a higher significant ($\chi^2=33.19$; $p<0.001$) percentage and number of taxa in FM (133 taxa i.e. 64.7%) than in M (84 taxa i.e. 41.8%). Regarding types of zoochory, endozoochory appears to be the highest (72% <> 82%) followed by myrmecochory (12% <> 16%) and chiropterochory (6%) whatever the considered vegetation unit (Fig. 5A).

Figure 5B shows first that the taxa for which no dormancy type is known are split between M (34) and FM (41) representing around 20% of the total proportion. Taxa with non-dormant seeds (ND) classed as confirmed or probable represent the larger type both in M (69) and FM (59) with a higher proportion in M (34.3% vs. 28.6%) whereas it's not significant ($\chi^2=1.53$; $p>0.05$). Physiological dormancy (PD) appears to be the most important dormancy type (confirmed or probable) in both vegetation types with also a higher proportion in M (18.9% vs. 14.1%) whereas it's not significant ($\chi^2=1.72$; $p>0.05$). It is reinforced by the fact that a large proportion of taxa could be ND or PD both in M (21 i.e. 10.4%) and in FM (46 i.e. 22.3%). Taking into account other types of dormancy (confirmed or probable), from the highest to the lowest, MPD appears first followed by PY and finally MP both in M and FM always with a higher proportion in M (10%, 5.5% and 1% respectively vs. 7.3%, 3.9% and 1%) whereas it's not significant ($p>0.05$). Finally, the number and proportion of taxa with two possible types of dormancy are low in both vegetation types (6 taxa i.e. 3% for each), their final determination may not affect the relative proportion between all dormancy types.

Figure 5C shows the comparison of seed desiccation tolerance capacities which permitted to highlight that taxa with seeds known to be orthodox (O) after experiments or seeds probably orthodox (O?) are significantly ($\chi^2=14.20$; $p<0.001$) more important in M (32 and 132 taxa respectively) than in FM (10 and 124 taxa respectively). In both cases, orthodoxy represents the larger seed desiccation tolerance capacity type in both vegetation types (81.6% and 65% respectively in M and FM). It appears clearly that taxa with probable recalcitrant seeds are more significantly ($\chi^2=14.12$; $p<0.001$) represented in FM (59 taxa) than in M (27 taxa). It is also interesting to notice that up until now, no taxa have been confirmed as recalcitrant by experiment in M and few 3 (1.5%) in FM.

Taxa used in revegetation/ecological restoration based on vegetation unit, dispersal traits, seed dormancy and seed desiccation tolerance capacity.

Seventy taxa were chosen for which germination is managed and used in ecological restoration (Appendix 1), to characterize their functional traits in order to evaluate their

potential efficiency in these programs. We determined that 40 taxa grow strictly in M and that 30 are found in FM (Table 2).

Table 2 also shows that anemochory (42.5% in M and 40% in FM) is the most important seed dispersal type. Zoochory is more represented in FM (37%) than in M (17.5%) whereas it's not significant ($\chi^2=3.30$; $p>0.05$). No myrmecochory or chiropterochory were detected in M.

As for the general analysis (N=407), non-dormant seeds represent the larger type both in M (33 taxa or 82.5%) and FM (27 taxa or 90%), followed by physical dormancy with a higher proportion in M (5 taxa or 12.5%) compared to FM (2 Taxa or 7%) whereas it's not significant ($\chi^2=0.65$; $p>0.05$) (Table 2). Physiological dormancy and morphophysiological dormancy represent a small part with 2 taxa (5%) in M and 1 taxa (3%) in FM respectively (Table 2).

Table 2 also shows that orthodoxy represents the largest seed desiccation tolerance capacity type (confirmed or probable) in both vegetation types of vegetation (95% and 66% respectively in M and FM). These observations are similar to those obtained for the analysis with all taxa (N=407). In the same way, the recalcitrant seeds are significantly ($\chi^2=8.94$; $p<0.01$) more represented in FM (27%) than in M (2.5%).

Finally, there is no information for 1 (2.5%) and 2 (7%) taxa in M and FM respectively (Table 2).

Discussion:

New Caledonia is renowned for its exceptional biodiversity and is considered as one of the world's most important biodiversity hotspots (Myers et al. 2000). At the same time it has to face several threats due essentially to human activities. In the south of New Caledonia, logging, mining and bushfires (McCoy et al. 1999) cause habitat fragmentation. Ibanez et al. (2017) observe a change in tree assemblages depending on distance from forest edge of remnant forest. These authors urge to protect the vegetation surrounding fragmentation to promote the long process of forest extension as Wulff et al. (2013) and Jaffré et al. (1997a). To reduce the negative effects of habitat fragmentation, one of the strategies used by animals is to move through corridors and this movement helps maintaining genetic flow among populations (Vos et al. 2002). For this reason, it appears necessary to promote the maintenance of existing corridor but also the creation of new ones between forest fragments by planting selected species that can create a favourable environment to attract fauna (Williams et al. 2005). In order to restore such type of habitats, it appears necessary to study the dispersal syndrome of the species developing on the area in particular those growing both on maquis and rainforest, the maquis being the first step of the succession from open maquis to rainforest (McCoy et al. 1999). From now the only studies realized in south of New Caledonia, where we developed our work, were made by Carpenter (2003) and Ibanez et al. (2017) that essentially studied seed dispersion of forest species, 116 rainforest species and 199 species in forest fragment respectively. So there is significant lack of information on species belonging to the maquis (M taxa) and species of transition between rainforest and maquis i.e. belonging both to the maquis and the rainforest (FM taxa).

In order to address this problematic, we used a list of 838 taxa compiled from existing inventories made of the study site and selected all taxa occurring in maquis (N=201) plus taxa

found both in maquis and rainforest (N=206) and that could be good candidates in restoration programs. Indeed, they participate in the ecological succession and are usually either pioneers species in the maquis. FM species are generalists that are adapted to both light and shade in maquis and the forest (Jaffré & Pelletier 1992; Jaffré et al. 1997b; McCoy et al. 1999).

Results show that 43% of the 838 species are present in rainforest and 24% in maquis (Fig. 2A). These percentages follow the same trend of the global flora of New Caledonia with 46% and 21% respectively (Morat et al. 2012; Munzinger et al. 2016). For taxa occurring in FM, our results (25%) are higher than for the global flora (14%). This higher result could be related to the mosaic nature of the vegetation of our studied zone which reflects a post fire succession from historical logging and fires and is composed on open maquis to rainforest (McCoy et al. 1999; Ibanez et al. 2017).

The floristic composition of our selected list of 407 species reflects the general proportional representation found in the global angiosperm flora of New Caledonia at a family and genus level (Morat et al. 2012; Munzinger et al. 2016). This proportional representation indicates that there is a predominance in the diversity of Myrtaceae followed by Orchidaceae, Rubiaceae, and Apocynaceae families (Fig. 2B & 2C). There are also specificities within the selected list of species. The Sapotaceae family is represented but with a low number of species (16 with 7 belonging to the *Pleioluma* genus formerly *Beccariella*) compared with the 120 New Caledonian taxa. This low representation could be linked to two factors: firstly they occur predominantly in forest (52 %) and secondly they are in limited quantity of the area's inventoried (only 37 taxa i.e. 31% of the Sapotaceae species of the global flora). Phyllanthaceae and Primulaceae families that are well represented within the global flora with 171 and 114 taxa (Munzinger et al. 2016) giving them the respective rank of 4th and 7th, are very poorly represented in our list with only 11 and 4 species (Appendix 1). The genus *Phyllanthus* is the second most diverse genus after *Syzygium* (Myrtaceae) in our list regarding number of species (10). The same reasons exposed for the Sapotaceae are also applicable for Primulaceae which a forest group that is poorly represented with only 14% of the species listed on the area. Ericaceae, Proteaceae and Cunoniaceae families are well represented in our study because 47.8%, 25.5% and 20% respectively of their species belonging to the New Caledonian flora are present. This result is consistent with Isnard et al. (2016) which showed that the majority of ultramafic endemic species in maquis belong to Dilleniaceae, Ericaceae, Proteaceae, Cunoniaceae and Myrtaceae families. In contrast, Dilleniaceae doesn't appear as important in species diversity here. It is however interesting to note that the genus *Hibbertia* is the 3rd most important genus with 8 species (35% of the total *Hibbertia* species of the flora). Ericaceae and Cunoniaceae families are predominantly represented by 6 *Pancheria* (22% of the total *Pancheria* species of the flora) and 6 *Styphelia* (67% of the total *Styphelia* species of the flora). The herbaceous species that play an essential role at the beginning of the ecological succession (McCoy et al. 1999) are represented by only sedges *Costularia*, *Gahnia*, and *Schoenus* genera with more than 40% of the species of the total flora. The gymnosperms are only represented by 6 species.

The seed dispersal traits, seed germination and capacity to tolerate desiccation were used as criteria to select species out of the list of 407 available for use in restoration programs and to prioritize future knowledge acquisition.

The first thing to highlight is that several gaps are observed in our results on life traits and we tried to explain it. For 11 of the studied taxa, no data could be found on the fruit type due to the fact that the fruit was not observed or not mature preventing its description and therefore their seed dispersal trait. *Acianthus*, *Calochilus*, *Dendrobium*, *Phaius* and *Xyris* genus are ground orchids which have been taxonomically described as possessing a capsular fruit type (Aubréville et al. 1967-2004; <https://florabase.dpaw.wa.gov.au>; De Oliveira Nardi et al. 2015). We can therefore postulate for the species from our list belonging to this genus that seed dispersion can be anemochory or barochory. *Myrsine* and *Pycnandra* genus have a drupe fruit type (Heenan & Lange 2004; Jackes 2005) or berry (Aubréville et al. 1967-2004). We can suppose that species of these genera are dispersed by animals (birds). Seventy-five taxa have no information on their seed dormancy type. This list includes 17 taxa belonging to the Orchidaceae that are endemic to New Caledonia (*Eriaxis rigida* and *Gonatostylis vieillardii*) or restricted to New Caledonia and other islands such as Vanuatu (*Earina deplanchei*, *Megastylis* spp.). In addition there is no information on the dormancy type of 28 angiosperm taxa belonging to 17 genera that are endemic to New Caledonia such as *Artia*, *Beauprea*, *Jaffrea*, *Maxwellia*, and *Myrtopsis*. The 30 remaining taxa where there is no information on dormancy type belong to genera that are represented in the Pacific region such as *Agatea* (New Caledonia, Papua New Guinea, Salomon, Fiji and Tonga) or *Quintinia* (Philippines, New Guinea, New Zealand, New Caledonia, Vanuatu and Australia).

Finally, only 45 taxa studied have a desiccation tolerance identified while the others are assessed by the Wyse and Dickie model (Wyse & Dickie 2018). Even if the model uses all results from the large SID database of Royal Botanical Garden, Kew (<http://data.kew.org/sid/>), 10 taxa have no result including 3 taxa belonging to New Caledonian endemic genus. One of the taxa (*Storckiella pancheri* subsp. *acuta*) is actually used in revegetation or ecological restoration program.

Seed dispersal by animals is the best represented with 53% (Fig. 3A) within our list. This high proportion is consistent with Wunderle (1997), who showed that zoochory seems to be prevalent and the most efficient dispersal type in tropical and subtropical regions. Our case study indicates that there is a proportional increase of the taxa dispersed by animals along the ecological succession. Indeed 41.8% of the species of the maquis are zoochorous whereas 64.7% of the species belonging both in maquis and rainforest present this type of dispersal trait (Fig. 5A) and finally Carpenter et al. (2010) and Ibanez et al. (2017) estimated it at 72% and 69% of the rainforest species. If zoochory shows an increase along the ecological succession, other types of dispersion show the opposite tendency (Fig. 3A). This result is consistent with the post fire successional floristic description of the zone by McCoy et al. (1999) which has also been documented along an ecological succession from grassland to forest (Duncan & Chapman 1999). It also reinforces data showing that the abundance and richness of animal dispersed trees decrease with increasing proximity to forest edges obtained by Ibanez et al. (2017) in New Caledonia and Magnago et al. (2014) on Brazilian Atlantic forest. It therefore appears obvious that this dispersal trait must be taken into account in later stages of ecological restoration program once anemochorous pioneers have generated sufficient cover for zoochorous species persistence.

It appears that endozoochory is the predominant type (79.7% globally) of zoochory irrespective of the vegetation type (82.1% in M and 78.2% in FM). The endozoochory is a

mode of seed dispersal ingested by animals eating the fruit that is nutritious. It is considered that there has been selective pressure on plants favoring the modification of anatomical structures to turn them in food rewards. These modifications have been relatively easy to evolve and have not involved many genetic changes (Herrera & Pellmyr 2009). The New Caledonian species follow this rule.

Ducula Goliath is the largest forest pigeon in New Caledonia and is essential for the dispersal of 8% of the endozoochorous species which are too large for smaller pigeons (Fig. 3A) to swallow or transport on long distances (Barré et al. 2003). Unfortunately, *Ducula goliath* as well as Flying foxes of the genus *Pteropus* are threatened by illegal over hunting (Mickelburgh et al. 1992; Barré & Dutson 2000; Oedin et al. 2018). The impact of hunting could be important as seed dispersal may be reduced over time and seedling aggregation will increase around parent trees (Kurten 2013). Flying foxes are important dispersers (13 taxa in our study) in disturbed landscapes and often contribute to disperse seeds between forest fragments or in the regenerating matrix on long distances (Bollen et al. 2004). Protection and conservation of these species is essential in order to reduce forest fragmentation (Cramer et al. 2007).

Thirty-one taxa possess seeds with elaiosome rich in lipids and proteins that attract ants. They all belong to the census list established by Cateine (2017) which compiled 113 species for all the New Caledonian Flora. These 31 taxa are distributed in 11 families including 7 that were previously described as myrmecochorous by Lengyel et al. (2010). The Picrodendraceae, Dilleniaceae and Violaceae families here represented by 6, 4 and 1 taxa respectively are reported by Lengyel et al. (2010) as the families that possess more than 50% of their species characterized by this dispersion type.

Based on the work of Thomson et al. (2011), who found mean median dispersion distance of 0.50, 2.12, 1.06, and 245 meters for barochory, anemochory, myrmecochory, and endozoochory respectively; we estimate that endozoochorous species are dispersed on medium distance (100-500 m) while species carried by ants or wind and unassisted species are move on proximal distance (<10m).

Of the 70 species already used in ecological restoration, only 18 are considered as zoochorous (Table 2). This represents only the quarter of these species whereas it should be more than 50% considering the proportion of zoochorous species within the 407 taxa belonging in M and FM. The main reason for this fact is that the mine restoration managers prioritize on pioneer species that are abundant in open habitats and easy to collect large quantities of seed that are easy to germinate. It thus appears essential to integrate more zoochorous species into restoration of degraded ultramafic environment in New Caledonia similar to programs initiated by Duncan and Chapman, (1999) for grassland to forest restoration in Africa. It is well known that anemochorous species produce large quantities of light seed and that are predominantly non dormant (Fenner & Thompson 2005). It is here confirmed by the fact that more than 85% of the anemochorous species have ND seeds (confirmed or probable). This tendency is observed for the anemochorous or barochorous species with nearly 50% of ND seeds (confirmed or probable) whereas the tendency is reverse for barochorous and zoochorous species that possess predominantly dormant seeds (Fig. 4). Also integrating the seed desiccation tolerance capacity, it clearly appears that anemochorous species (with predominantly ND seed) have orthodox seeds. It could be linked to their

capacity to wait favorable conditions in hard environment to germinate. By contrast zoochorous species that are more represented in forest (humid conditions) have generally more recalcitrant seed that need to germinate quickly (Baskin & Baskin 2014).

In our study, zoochorous plants are based on fruit or seed description but dispersion effectiveness and dispersers have to be verified by field studies. *Melicope vieillardii* and *Xylopia pancheri* are good examples as we classified them in barochory type however the capsule's inside of *M. vieillardii* is orange and the follicle's inside of *X. pancheri* is red and those can be considered as a "mimesis", which is defined by Van der Pijl (1982) as a functional strategy that consists to have a colored seed attractive to birds (Van der Pijl 1982). The *Gahnia* genus can also be included under "mimesis" due to the red plus black coloration of his akene.

Endozoochory also contributes to dispersal of seed by breaking seed dormancy. However the degree of contribution depends on seed size and type of dormancy. Indeed, the passage through the animal's digestive system can increase the percentage of seeds germinating by weakening the impermeable tissues physical dormancy i.e. non permeable to water (Jaganathan et al. 2016) irrespective of seed size. The passage through digestive tract can also act only on medium seeds with physiological/morphological or morphophysiological dormancy (Soltani et al. 2018).

Of the 407 taxa studied, only 75 have a clear identified dormancy with a dominance of ND seeds (61 taxa). The predominance of ND seeds could be linked with the fact that species used for restoration are mostly pioneer and anemochorous and are thus well known. In addition 67 taxa are supposed to be ND. Zongo (2010) established that this category of species represent one of the strategy developed by plant belonging to the maquis minier to recolonize the land. This species type possesses woody fruits containing seeds with a thin integument and a large embryo linked with their non-dormancy characteristic, and that are dispersed by wind due to their low weight. It is interesting to notice that ND seeds (confirmed or probable) are more represented in species belonging in M (34.3%) than species belonging in FM (28.6%). Such as trend contrasts with Baskin and Baskin (2004) which show that non dormant seeds are important in tropical rainforest (48.7%) and that their percentage decrease in zones with less precipitation and higher temperature, conditions that are characteristic of the maquis. However, there is a high level of uncertainty for species with ND or PD seeds (10.4% in M for 22.3% in FM) which could inverse this fact and show consistency with Baskin and Baskin (2004). Species producing seed with dormancy represent larger component of all vegetation types and physiological dormancy (PD) appears to be the most important dormancy type (confirmed or probable) such as established by Baskin and Baskin (2004). However, 188 taxa still not confirmed for their dormancy type and need to be studied to establish the way to break them. It will also enhance the use of zoochorous species as 35% of the species (141 taxa) are also confirmed or presumed to be dormant.

Some recent works reveal that dormancy type may also differ in terms of their relationships with other seed traits, for instance desiccation sensitivity was found in 12.3% of the PD species in a dataset of trees and shrubs used by Tweddle et al. (2003), but only in 1.4%

of PY. In our study, even if 90% of the species have only a probable desiccation tolerance type, it clearly appears that nearly 75% could be orthodox. This finding is consistent with Tweddle et al. (2003) who studied a large panel of tropical species, and concluded that 70.2% were orthodox, 2.3% were intermediate and 27.5% were recalcitrant. In maquis, 81.6% of the taxa have orthodox seeds (verified and probable). This level decreases to 65% in FM. Such a decline is consistent with findings by Tweddle et al. (2003) that showed that orthodox seed diversity decrease from dry woodland and savanna (88.7%) to evergreen rainforest (50.6%). Because FM is the transition between maquis and rainforest, we can hypothesize that the proportion of rainforest species with orthodox seed would be less than 65%. The knowledge on desiccation tolerance type of New Caledonian species is an inevitable challenge both to understand the plant ecology and to establish the optimal seed storage that is essential in restoration and conservation programs. At present there is data on the desiccation tolerance type for only 50% of the species of the 70 used in restoration.

The present study is an important compilation of results so far for a species list of 407 species found in habitats of southern New Caledonia. The results of this compilation also pinpoint topics where knowledge is needed and for which efforts have to be developed both for M and FM species in addition to classic maquis actually used. This will ensure a better success of future restoration programs. To complete dispersal trait studies, observations of interaction between animals and plants have to be developed to verify the zoochorous taxa (217 i.e.53%) and evaluate their survivorship from parent host trees to final their destination as seedlings. This evaluation on dispersal distance capacities of the different species has to be estimated in order to refine corridor structure in order to optimize spatial repartition of ecological continuities. Also, greater knowledge of dormancy and desiccation tolerance capacity of seeds, in particular zoochorous species is essential for managing storage and germination so as to increase the species diversity to be used for ecological restoration in New Caledonia and possibly in the region.

Acknowledgements

The authors thank Charly Zongo with whom we started the database, Jacqueline Fambart-Tinel as well as all the team at the Noumea herbarium (NOU) for access to all herbarium voucher specimen; Phillipe Birnbaum and Maureen Cateine for sharing with us their data on fruit and seed morphology.

Our thanks are also addressed to Ruth Bone from the millennium Seed Bank (Kew) for submitting our data to the model of Wyse and Dickie.

We are also grateful to the GIP CNRT 'Nickel et son environnement' for its financial support in relation with the CNRT BIOINDIC project, and Vale New Caledonia for access to floristic inventories lists and to sites the mine concession which were the focus of the study.

References

Aguilar R, Quesada M, Ashworth L, Herrerias-diego Y, Lobo J (2008) Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology* 17: 5177-5188

- Aubréville A, Leroy J-F, MacKee HS, Morat P et al (1967-2004) Flore de la Nouvelle-Calédonie et Dépendances. Volume 1-25. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris
- Augspurger CK (1979) Irregular Rain Cues and the Germination and Seedling survival of a Panamanian Shrub (*Hybanthus prunifolius*). *Oecologia* (Berl.) 44: 53-59
- Barré N, De Garine-Wichatitsky M, Lecoq R, Maillard J-C (2003) Contribution to the knowledge of the New Caledonian imperial pigeon *Ducula goliath* (Gray 1859) with emphasis on sexual dimorphism. *Notornis* 50: 155–160
- Barré N, Dutson G (2000) Oiseaux de Nouvelle Calédonie. Liste commentée. Supplément à la revue *Alauda* (68) fascicule 3, septembre 2000. Unpublished report, 49 pages
- Baskin CC, Baskin JM (2014) Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego
- Baskin JM, Baskin CC (2004) A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research* 14: 1-16
- Benítez-Malvido J, Martínez-Ramos M (2003) Influence of Edge Exposure on Tree Seedling Species Recruitment in Tropical Rainforest Fragments. *Biotropica* 35(4): 530-541
- Birnbaum P, Mangeas M, Maggia L, Ibanez T, Despinoy M, Marmey P, Hequet V, GomezC, Bideau G, Chambrey C, Vandrot H, Blanchard E (2016) Caractérisation des connectivités structurelle et fonctionnelle des paysages fragmentés sur sols ultramafiques. Projet Corifor. CNRT Nickel & son environnement. Unpublished report, 84 pages
- Bollen A, Van Elsacker L, Ganzhorn JU (2004) Relations between fruits and disperser assemblages in a Malagasy littoral forest: A community-level approach. *Journal of Tropical Ecology* 20: 599–612
- Brescia FM (2007) Amélioration des connaissances et recommandations pour la sauvegarde des populations de Mégachiroptères (Roussettes) en Province Sud de la Nouvelle-Calédonie. Institut Agronomique néo-Calédonien, Unpublished report n° 2/2007, 147 pages
- Brooks RR (1987) *Serpentine and its vegetation: a multidisciplinary approach*. Dioscorides Press, Portland
- Carpenter RJ, Read J, Jaffré T (2003) Reproductive traits of tropical rain-forest trees in New Caledonia. *Journal of Tropical Ecology* 19: 351-365
- Cateine M (2017) La myrmecochorie en Nouvelle-Calédonie: importance du contexte et impact des fourmis introduites sur ce service. Thèse de doctorat, Université de la Nouvelle-Calédonie
- Chazdon RL (2003) Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 51-71
- Collinge SK (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59-77
- Côme D, Corbineau F (2000) Storage of seeds. Pages 755-770 In: Artes F, Gill MI, Conesa MA (eds) *Improving Postharvest Technologies of Fruits, Vegetables and Ornamentals*
- Cramer JM, Mesquita RCG, Williamson BG (2007) Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological Conservation* 137: 415-423

- DeClerck FAJ, Chazdon R, Holl KD, Milder JC, Finegan B, Martinez-Salinas A, Imbach P, Canet L, Ramos Z (2010) Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. *Biological Conservation* 143: 2301-2313
- De OliveiraNardi K, Vera L, Scatena VL, Oriani A (2015) Development of ovule, fruit and seed of *Xyris* (Xyridaceae, Poales) and taxonomic considerations. *Botanical Journal of the Linnean Society* 177: 619–628
- Duncan RS, Chapman CA, (1999) Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecological Applications* 9(3): 998-1008
- Fenner M, Thompson K (2005) *The ecology of seeds*. Cambridge, UK: Cambridge University Press
- Finegan B (1992) The management potential of neotropical secondary lowland rainforest. *Forest Ecology and Management* 47: 295-321
- Grignon C, Chambrey C, Rigault F, Muzinger J (2011) Recensement du patrimoine botanique des aires protégées terrestres de la Province Sud, Synthèse de l'étude, Caractérisation et cartographie des formations végétales des 24 aires protégées terrestres de la Province Sud. IRD, AMAP, Province Sud, République Française. Unpublished report.
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton O, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song D-X, Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2): e1500052
- Heenan PB, de Lange PJ (2004) *Myrsine aquilonia* and *M. umbricola* (Myrsinaceae), two new species from New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 42(5): 753-769
- Herrera CM, Pellmyr O (2009) *Plant Animal Interactions: An Evolutionary Approach*. John Wiley & Sons
- Holl KD, Zahawi RA, Cole RJ, Ostertag R, Cordell S (2010) Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. *Restoration Ecology* 19(4): 470-479
- Hopkins HCF, Pillon Y, Hoogland RD (2014) *Cunoniaceae: Flore de la Nouvelle-Calédonie*, volume 26. Publication scientifique du Muséum, Paris; IRD, Marseille
- Ibanez T, Hequet V, Chambrey C, Jaffré T, and Birnbaum P (2017) How does forest fragmentation affect tree communities? A critical case study in the biodiversity hotspot of New Caledonia. *Landscape Ecology* 32: 1671–1687
- Jackes BR (2005) Revision of *Myrsine* (Myrsinaceae) in Australia. *Australian Systematic Botany* 18: 399-438
- Jaffré T (1980) *Végétation des roches ultramafiques en nouvelle-Calédonie*. Travaux et documents de l'ORSTOM, 124. Unpublished report, 273 pages
- Jaffré, T (2000) *Caractéristiques floristiques de la zone de Prony et Goro*. Rapport de Consultance pour SIRAS et INCO SA. Unpublished report, 39 pages
- Jaffré T, Bouchet P, Veillon, JM (1997a) Threatened plants of New Caledonia: Is the system of protected areas adequate? *Biodiversity and Conservation* 7: 109-135

- Jaffré T, Dagostini G, Rigault F, Coic N (2004) Inventaire floristique des unités de végétation de la zone d'implantation des infrastructures minières et industrielles de Goro Nickel. IRD, Nouméa, Rapport de Consultance. Unpublished report, 69 pages
- Jaffré T, McCoy S, Rigault F, Dagostini G (1997b) Quelle méthode de végétalisation pour la réhabilitation des anciens sites miniers de Nouvelle-Calédonie. The ecology of ultramafic and metalliferous areas, Documents scientifiques et techniques O.R.S.T.O.M. III(2): 285-288
- Jaganathan GK, Yule K, Liu B (2016) On the evolutionary and ecological value of breaking physical dormancy by endozoochory. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 22: 11-22
- Kurten EL (2013) Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation* 163: 22–32
- Laurance WF, Delamônica P, Laurance SG, Vasconcelos HL, Lovejoy TE (2000) Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836
- Laurance WF, Nascimiento HEM, Laurance SG, Andrade AC, Fearnside PM, Ribeiro JEL, Capretz RL (2006) Rainforest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87(2): 469-482
- Lengyel S, Gove AD, Latimer AM, Majer JD, Dunn RR (2009) Ants sow the seeds of global diversification in flowering plants. *PLoS ONE* 4: e5480
- Lengyel S, Gove AD, Latimer AM, Majer JD, Dunn RR (2010) Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: a global survey. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 12, 43–55
- Leprince O, Hendry G, McKersie B (1993) The mechanisms of desiccation tolerance in developing seeds. *Seed Science Research* 3(4): 231-246
- L'Huillier L, Jaffré T, Wulff A, (2010) Mine et environnement en Nouvelle-Calédonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration. Editions IAC, Nouméa, Nouvelle-Calédonie
- Magnago LFS, Edwards DP, Edwards FA, Magrach A, Martins SV, Laurance WF (2014) Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology* 102(2): 475–485
- McConkey KR, Drake DR (2015) Low redundancy in seed dispersal within an island frugivore community. *AoB Plants* 7: plv088
- McCoy S (1998) The dynamics of *Gymnostoma maquis* on ultramafic soils in New Caledonia. Ph.D Dissertation, Australian National University, Canberra
- McCoy S, Jaffré T, Rigault F, Ash JE (1999) Fire and succession in the ultramafic maquis of New Caledonia. *Journal of biogeography* 26: 579-594
- Meehan HJ, McConkey KR, Drake DR (2002) Potential disruptions to seed dispersal mutualisms in Tonga, Western Polynesia. *Journal of Biogeography* 29: 695-712
- Mickleburgh SP, Hutson AM, Racey P A (1992) Old World Fruit Bats : An Action Plan for their Conservation. IUCN, Gland, Switzerland
- Morat P, Veillon JM, MacKee HS (1986) Affinités floristiques et considérations sur l'origine des maquis miniers de la Nouvelle-Calédonie. *Adansonia* 2: 133-182

- Morat P, Jaffré T, Tronchet F, Munzinger J, Pillon Y, Veillon J-M, Chalopin M (2012) Le référentiel taxonomique FLORICAL et les caractéristiques de la flore vasculaire indigène de la Nouvelle-Calédonie. *Adansonia* 34(2): 177-221
- Munzinger J, Dagostini G, Rigault F, Kurpisz D (2007) Inventaire de la réserve de la Forêt Nord. Expertise pour Goro-Nickel SA, IRD, Nouméa. Unpublished report.
- 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 N°6024-60/2005. Unpublished report, 74 pages
- Munzinger J, Morat PH, Jaffré T, Gâteblé G, Pillon Y, Tronchet F, Veillon JM, Chalopin M (2016) FLORICAL: Checklist of the vascular indigenous flora of New Caledonia. vers. 22.IV.2016. <http://www.botanique.nc/herbier/florical>
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858
- Nascimento HEM, Andrade ACS, Camargo JL, Laurance WF, Laurance SG, Ribeiro JEL (2006) Effects of the Surrounding Matrix on Tree Recruitment in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology* 20(3): 853-860
- Oedin M, Brescia F, Boissenin M, Cassan JJ, Vidal E, Millon A (2018) Monitoring the trend in harvested species of high cultural significance: the case of flying-foxes in New Caledonia. Australasian Bat Society Conference, Western Sydney University, Richmond, NSW, Australia (3-6 April 2018). The Australasian Bat Society Newsletter, Number 50, Early 2018, p 43
- Richer de Forges B, Pascal M (2008) La Nouvelle-Calédonie, un « point chaud » de la biodiversité mondiale gravement menacé par l'exploitation minière. *Journal de la société des océanistes* 126-127: 95-112
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32
- Soltani E, Baskin CC, Baskin JM, Heshmati S, Mirfazeli MS (2018). A meta-analysis of the effects of frugivory (endozoochory) on seed germination: role of seed size and kind of dormancy. *Plant Ecology* 219(11): 1283-1294
- Sieving KE, Willson MF, De Santo TL (2000) Defining Corridor Functions for Endemic Birds in Fragmented South-Temperate Rainforest. *Conservation Biology* 14(4): 1120-1132
- Thokchom R, Maitra S, Sharma S (2017) *In vitro* Mass Propagation of Endangered Terrestrial Orchid *Phaius tankervilleae* (L'Her.) Blume through Green Seed Pod Culture. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*: 6(5): 722-728
- Thomson FJ, Moles AT, Auld TD, Kingsford RT (2011) Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology* 99 : 1299–1307
- Tiavouane J, Kurpisz D, Fogliani B, L'Huillier L (2014) Etude d'espèces cicatricielles endémiques candidates à la reconstitution d'une couverture forestière en milieu de maquis dans le Grand Massif du Sud. Institut Agronomique néo Calédonien, rapport de convention. Unpublished report, 70 pages

- Tweddle JC, Dickie JB, Baskin CC, Baskin JM (2003) Ecological aspects of seed desiccation sensitivity. *Journal of Ecology* 91: 294-304
- Van der Pijl L (1982) *Principles of Dispersal in Higher Plants*. 3rd edition. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York
- Vos C, Baveco H, Grashof-Bokdam C (2002) Corridors and species dispersal. Pages 84-104 In: Gutzwiller KJ (Eds) *Applying landscape ecology in biological conservation*. New York: Springer Verlag
- Watts K, Handley P (2010) Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Ecological Indicators* 10: 552-557
- Webb LJ, Tracey JG (1981) Australian rainforests: patterns and change. Pages 605–694 In Keast JA (eds) *Ecological biogeography of Australia*. The Hague: Junk
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soule ME (eds) *Conservation biology: the Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, 237–256
- Williams P, Hannah L, Andelman S, Midgley G, Araújo M, Hughes G, Manne L, Martinez-Meyer E, Pearson R (2005) Planning for climate change: identifying minimum dispersal corridors for the Cape proteaceae. *Conservation Biology* 19: 1063–1074
- Wilson AM, Thompson K (1989) A comparative study for reproductive allocation in 40 British grasses. *Functional Ecology* 3: 297-302
- Wulff A, Hollingsworth PM, Ahrends A, Jaffré T, Veillon J-M, L’Huillier L, Fogliani B (2013) Conservation priorities in a biodiversity hotspot: analysis of narrow endemic plant species in New Caledonia. *PLoS one* 8 (9): e73371
- Wulff AS, Turner SH, Fogliani B, L’Huillier L (2012) Smoke stimulates germination in two divergent Gondwanan species (*Hibbertia pancheri* and *Scaevola montana*) endemic to the biodiversity hotspot of New Caledonia. *Seed science research* 22(4): 311-316
- Wunderle Jr JM (1997) The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223–235
- Wyse SV, Dickie JB (2018) Taxonomic affinity, habitat and seed mass strongly predict seed desiccation response: a boosted regression trees analysis based on 17 539 species. *Annals of Botany* 121: 71-83
- Zongo C (2010) *Données biologiques et physiologiques sur les semences de quelques espèces de milieux ultramaïques néo-calédoniens*. Thèse de doctorat, Université de la Nouvelle-Calédonie

Illustrations

Table 1. Details of the database based on character and their attributes measured or recorded for each taxa (*see appendix 1)

Character	Attributes
Fruit length and width	
Fruit type:	berry, drupe, fig, pod, follicle, capsule, achene, samare, seed-cone
Dispersal unit:	fruit, seed
Fruit/seed appendages:	fleshy, aril, caruncle, elaiosome, wings, wool, none
Dispersal syndrome:	anemochory, anemochory or barochory, barochory, zoochory: endozoochory, chiropterochory, myrmecochory
Vector of dispersal:	wind, wind or gravity, gravity, birds*, <i>Ducula goliath</i> , flying foxes, ants
Fruit colour:	red, purple, black, blue, violet, yellow, orange, brown, white, green
Dormancy class and non dormancy	no dormancy (ND), physical dormancy (PY), morphological dormancy (MD), physiological dormancy (PD), morphophysiological dormancy (MPD), ? for probable dormancy type
Seed desiccation tolerance	orthodox, recalcitrant, ? for probable

Table 2. Number (and percentage) of vegetal taxa for which dormancy and treatment to break it is known (N=70) according to vegetal unit: living strictly in maquis (M) or both in maquis and forest (FM); dispersal syndrome, seed dormancy and SDT*: seed desiccation tolerance. (?) seed desiccation tolerance probable.

		Taxon number and percentage by vegetal unit		
		M	FM	total
		40	30	70
Dispersal syndrome	Anemochory	17 (42,5%)	12 (40%)	29 (41%)
	Anemochory or barochory	14 (35%)	4 (13%)	18 (26%)
	Barochory	2 (5%)	3 (10%)	5 (7%)
	Endozoochory	7 (17,5%)	8 (27%)	15 (21,5%)
	Myrmecochory	0 (0%)	2 (7%)	2 (3%)
	Chiropterochory	0 (0%)	1 (3%)	1 (1,5%)
Seed dormancy	No dormancy	33 (82,5%)	27 (90%)	60 (86%)
	Physical dormancy	5 (12,5%)	2 (7%)	7 (10%)
	Physiological dormancy	2 (5%)	0 (0%)	2 (3%)
	Morphophysiological dormancy	0 (0%)	1 (3%)	1 (1%)
SDT*	Orthodox	27 (67,5%)	7 (23%)	34 (49%)
	Orthodox?	11 (27,5%)	13 (43%)	24 (34%)
	Recalcitrant?	1 (2,5%)	8 (27%)	9 (13%)
	No data	1 (2,5%)	2 (7%)	3 (4%)

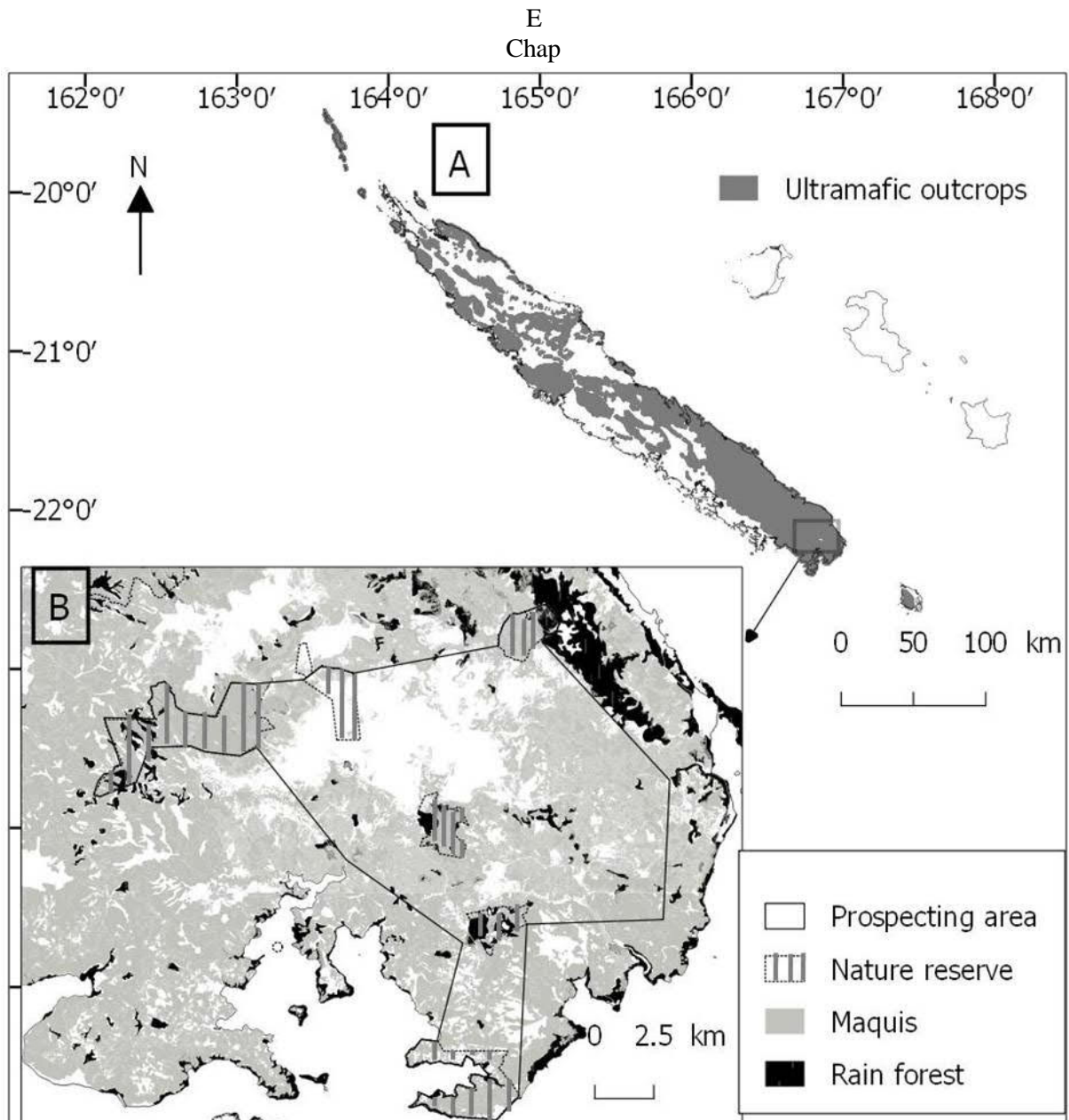


Figure 1. (A) Map of the ultramafic outcrops of New Caledonia (in grey). (B) Map of prospecting area on south ultramafic massif with maquis (in grey) and rainforest (in black).

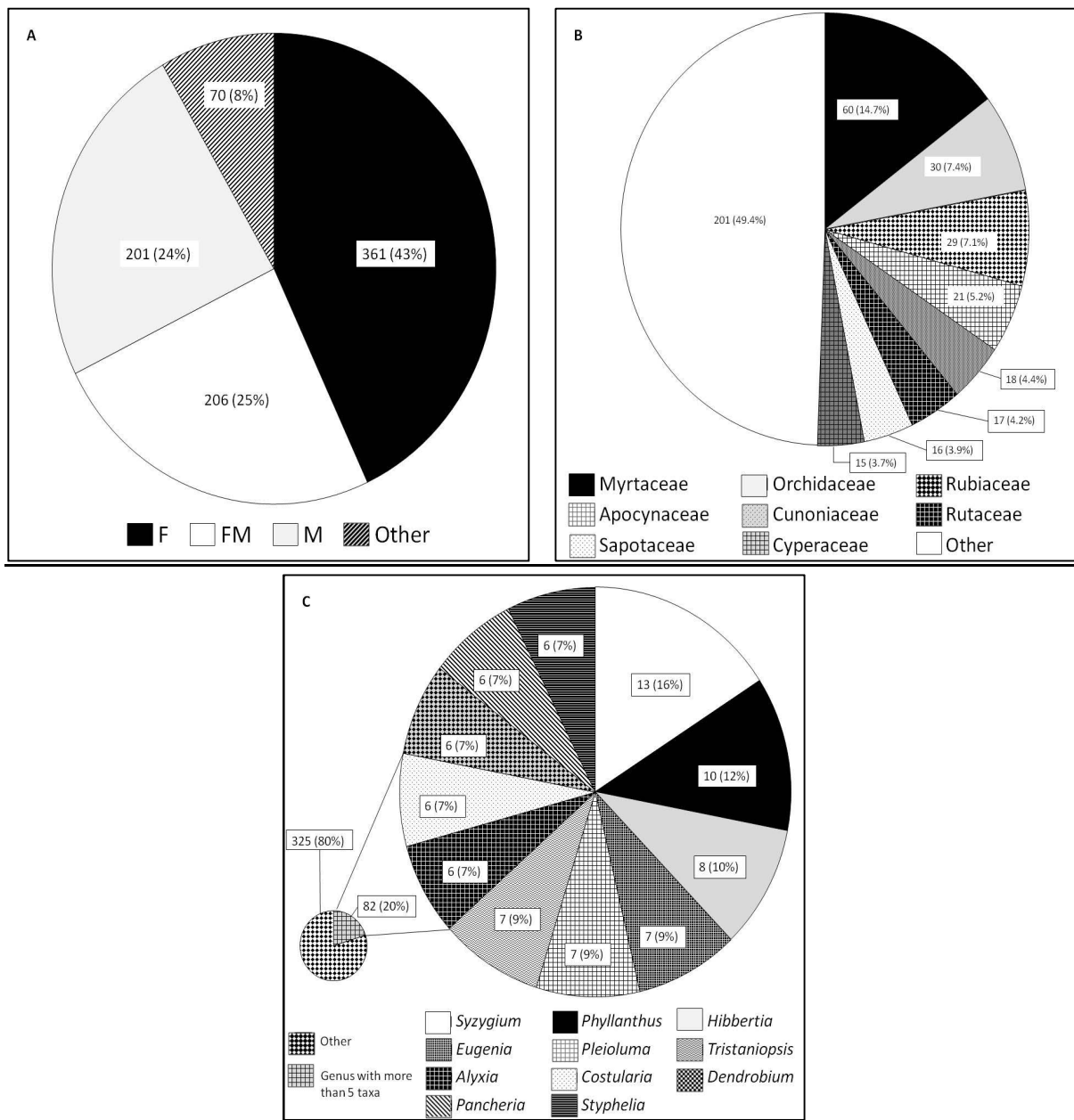


Figure 2. (A) Number (and percentage) of vegetal taxa according to vegetation units present on Goro plateau, N=838 (F: rainforest, FM: both in maquis and forest, M: maquis); (B) Number (and percentage) of vegetal taxa occurring in M or in FM, and the concerned family (with more than 15 taxa), N=407; (C) Number (and percentage) of vegetal taxa found in M or in FM, and the concerned genus (with more than 5 taxa), N=407.

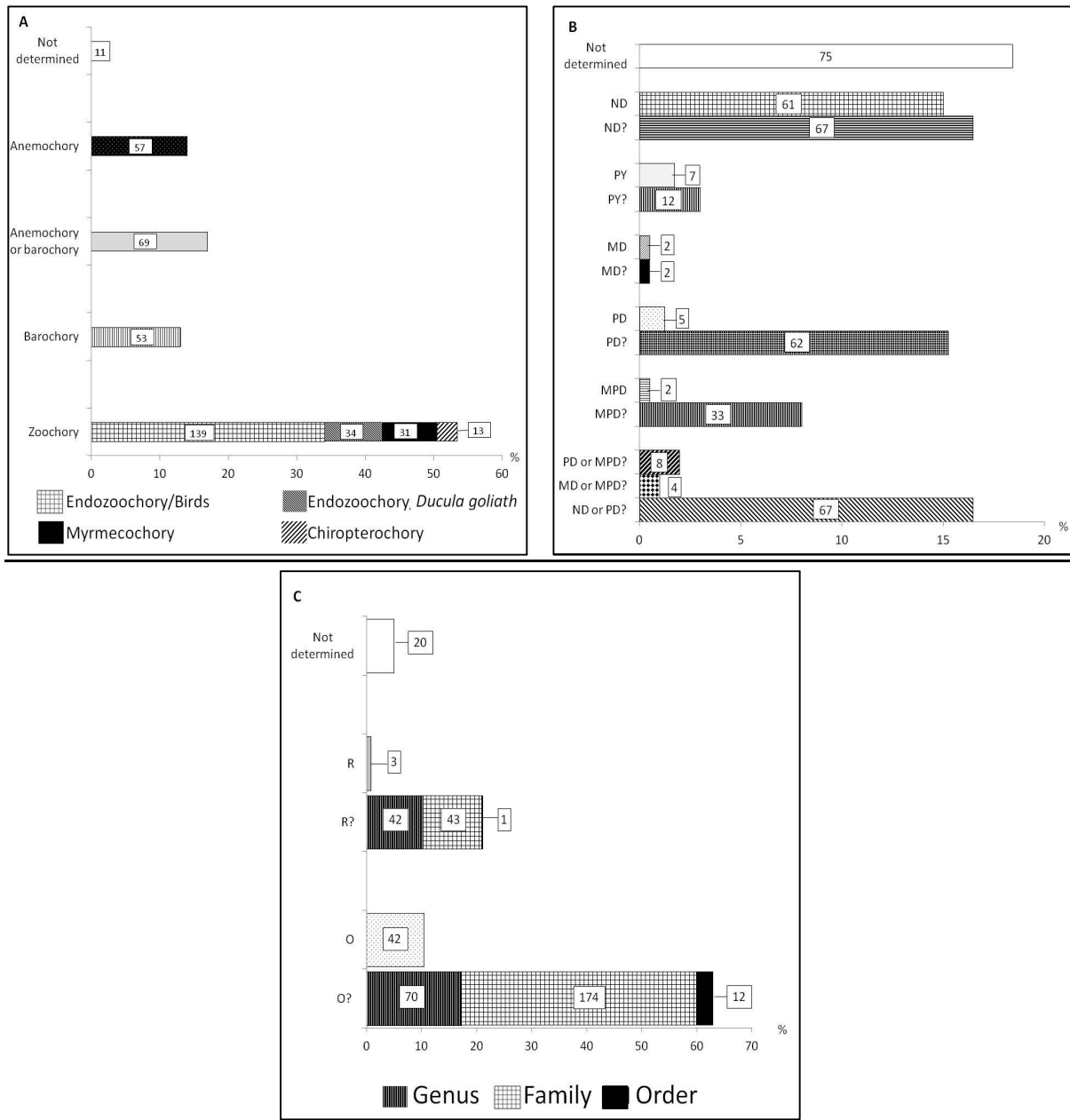


Figure 3. Number (in histogram) and percentage of Goro plateau taxa living strictly in maquis (M) or both in maquis and rainforest (FM), N=407, (A) according to their dispersal syndrome type and the vector of dispersal (birds are defined in appendix 1); (B) according to their seed dormancy type (ND: no dormancy, PY: physical dormancy, PD: physiological dormancy, MD: morphological dormancy, MPD: morphophysiological dormancy, (?) for probable dormancy type, Not determined: No data); (C) according to their desiccation tolerance capacity (O: orthodox, R: recalcitrant, (?): probable desiccation tolerance capacity estimated at genus, family or order level according to Wyse and Dickie (2018), Not determined: No data).

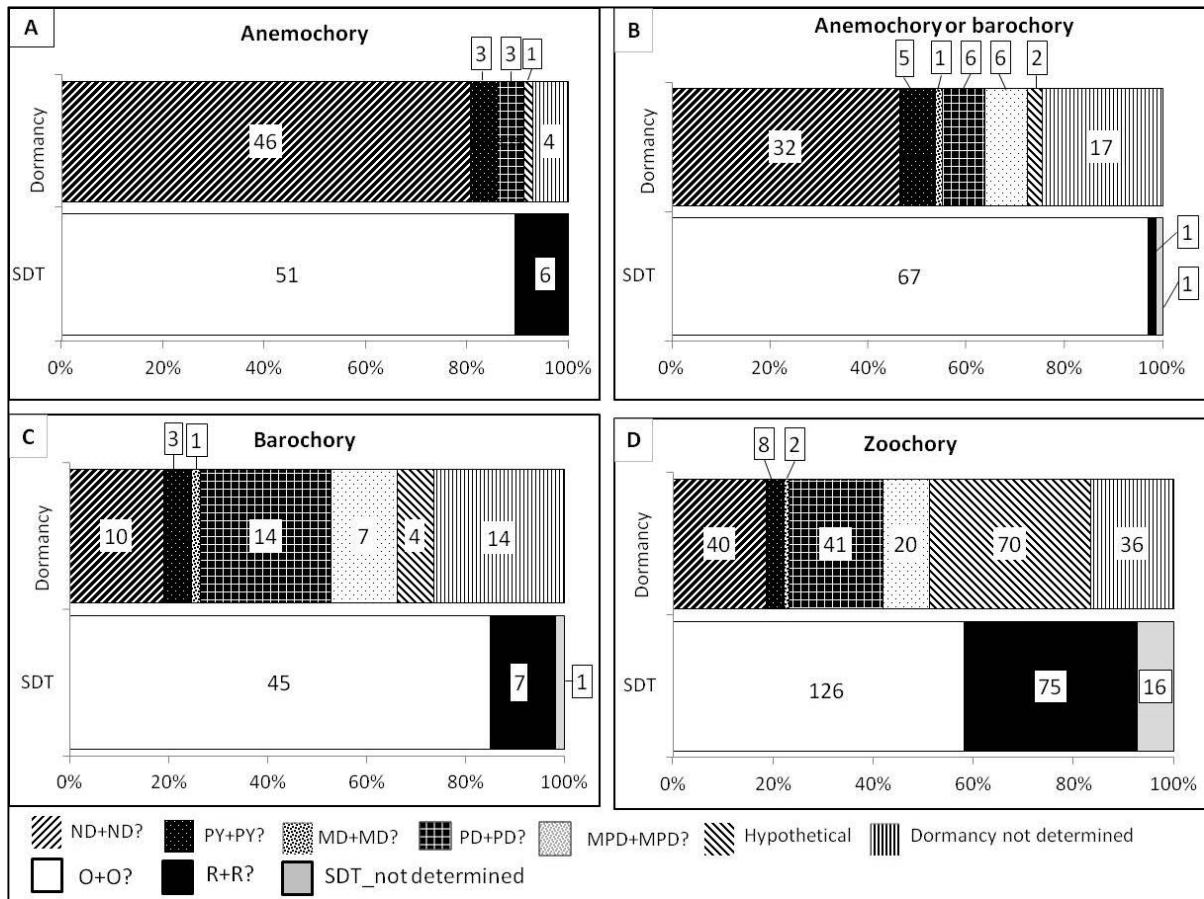


Figure 4. Number (in histogram) and percentage of Goro plateau taxa living strictly in maquis (M) or both in maquis and rainforest (FM), N=407 according to their seed dormancy (ND: no dormancy, PY: physical dormancy, PD: physiological dormancy, MD: morphological dormancy, MPD: morphophysiological dormancy, Hypothetical: two possible dormancies) and seed desiccation tolerance (SDT; O: orthodox, R: recalcitrant) in relation with their dispersal trait (A-anemochory, B-anemochory or barochory, C-barochory and D-zoochory). (?) for dormancy type or desiccation tolerance probable. Not determined: No data

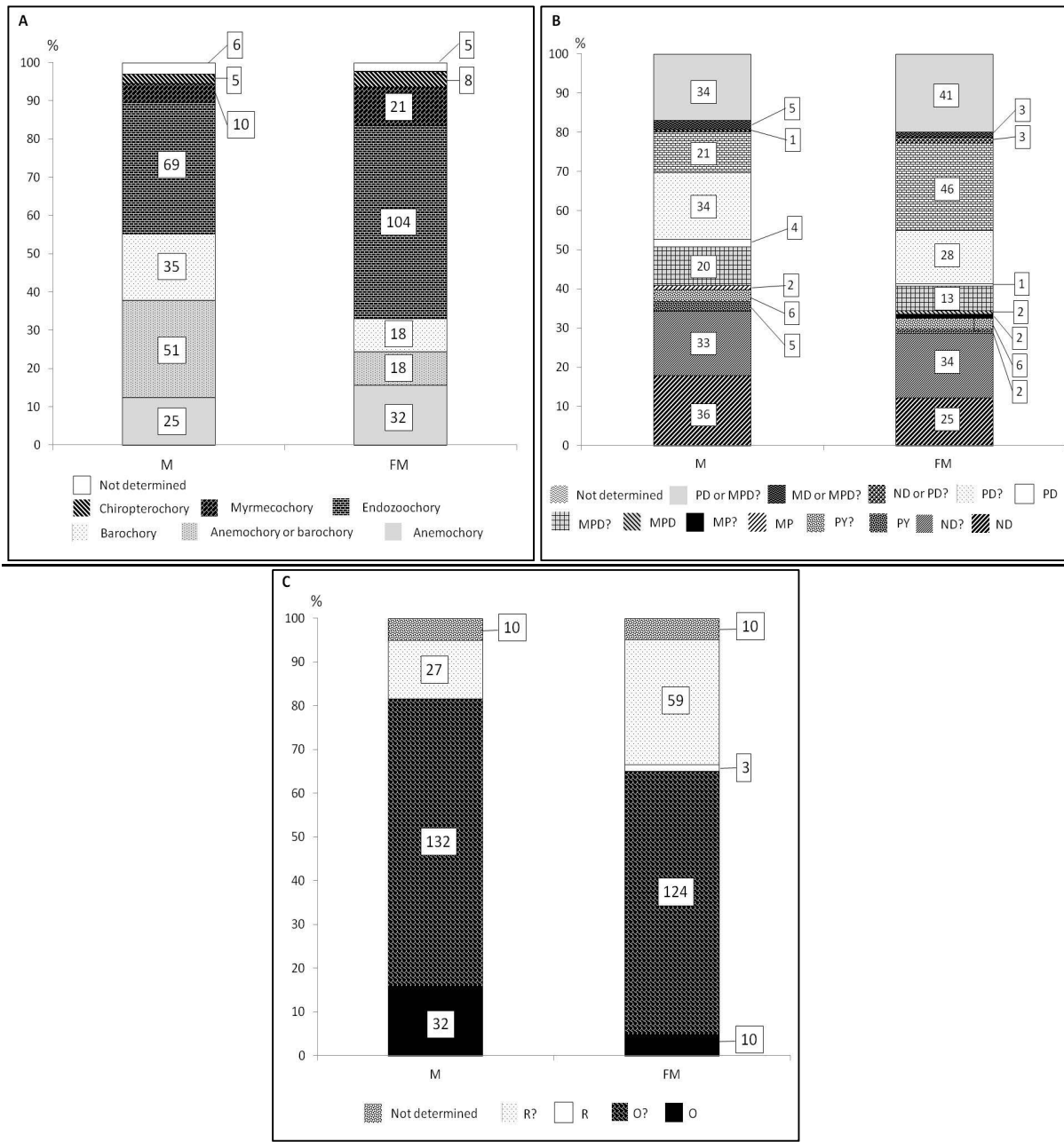


Figure 5. Comparison of the number (in histogram) and percentage of Goro plateau taxa living strictly in maquis (M, N=201) or both in maquis and forest (FM, N=206), according to their dispersal syndrome type (A), their seed dormancy type (B) and their desiccation tolerance capacity (C). ND: no dormancy, PY: physical dormancy, PD: physiological dormancy, MD: morphological dormancy, MPD: morphophysiological dormancy, O: orthodox, R: recalcitrant, and (?) for dormancy type or desiccation tolerance probable. Not determined: No data

3. Annexe de l'article

Appendix 1. Dispersal traits, dormancy class or nondormancy (D/ND) and seed desiccation tolerance (SDT) for some taxa from maquis or maquis and forest in New Caledonia, including taxa which can be used in revegetation or restoration program (line highlighted in grey). ^a taxa based on FLORICAL vers. 22.IV.2016 (Morat *et al.*, 2012; Munzinger *et al.*, 2016). ^b type of plant formations based on FLORICAL vers. 22.IV.2016 (Morat *et al.*, 2012; Munzinger *et al.*, 2016). ^c dispersal traits based on fruit or seed structure. ^d references of fruit or seed type and structure. ^e ND: no dormancy, PY: physical dormancy, PD: physiological dormancy, MD: morphological dormancy, MPD: morphophysiological dormancy, (?) for dormancy type probable, and not determined: no data for taxon and genus. ^fO: orthodox, R: recalcitrant, (?) for seed desiccation tolerance type probable, and not determined: no data for taxon and genus. ^g fruits are ingested by different birds: *Aplonis striatus*, *Coracina caledonica*, *Columba vitiensis*, *Drepanoptila holosericea*, *Ptilinopus greyii*, *Zosterops xanthochroa* and *Ducula goliath*. ^h hbNC: specimens and collector's notes lodged in the IRD Herbarium in Nouméa (New Caledonia) (<http://herbier-noumea.plantnet-project.org>). ⁱSID: data base of Kew botanical garden (<http://data.kew.org/sid/>). ^jlaboratory IAC-EcoRCE: Our data base from the New Caledonia Agronomic Institute (IAC) specifically the result of EcoRCE (Ecology of restoration and conservation of vegetal species) laboratory.

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax.lev ^{el}	References of SDT
<i>Acianthus aegeridantennatus</i> N.Hallé	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Acianthus amplexicaulis</i> (F.M.Bailey) Rolfe	Orchidaceae	FM	Not determined	Not determined		Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Acianthus elegans</i> Rchb.f.	Orchidaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Acianthus halleanus</i> Kores	Orchidaceae	M	Not determined	Not determined		Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Acianthus tenuilabris</i> Schltr.	Orchidaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Acridocarpus austrocaledonicus</i> Baill.	Malpighiaceae	M	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Acronychia laevis</i> J.R.Forst. & G.Forst.	Rutaceae	LMN	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	HbNC ^h	PD	laboratory IAC-EcoRCE ^j	O	Species	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Adenodaphne uniflora</i> (Guillaumin) Kosterm. var. <i>uniflora</i>	Lauraceae	M	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Agatea longipedicellata</i> Baker f.	Violaceae	M	Anemochory	Wind	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Agathis ovata</i> (C.Moore ex Vieill.) Warb.	Araucariaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al.,1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alphitonia neocaledonica</i> (Schltr.) Guillaumin	Rhamnaceae	FLM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h ; Zongo, 2010	PY	L'Huillier et al., 2010	O	Species	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alstonia coriacea</i> Pancher ex S.Moore	Apocynaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alstonia lanceolifera</i> S.Moore	Apocynaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax.lev ^g	References of SDT
<i>Alstonia legouixiae</i> Van Heurck	Apocynaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alstonia lenormandii</i> Van Heurck & Müll.Arg.	Apocynaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alyxia clusiophylla</i> (Baill.) Guillaumin	Apocynaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alyxia cylindrocarpa</i> Guillaumin	Apocynaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alyxia glaucophylla</i> Van Heurck & Müll.Arg.	Apocynaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alyxia leucogyne</i> Van Heurck & Müll.Arg.	Apocynaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alyxia sarasinii</i> Guillaumin	Apocynaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Alyxia tisserantii</i> Montrouz.	Apocynaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Amyema scandens</i> (Tiegh.) Danser	Loranthaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	MD?	Baskin and Baskin, 2014	NA	NA	
<i>Araucaria luxurians</i> (Brongn. & Gris) de Laub.	Araucariaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Araucaria muelleri</i> (Carrière) Brongn. & Gris	Araucariaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Archidendropsis macradenia</i> (Harms) I.C.Nielsen	Fabaceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al.,1967-2004	PY?	Baskin and Baskin, 2014; SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Archirhodomyrtus turbinata</i> (Schltr.) Burret	Myrtaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Argophyllum montanum</i> Schltr.	Argophyllaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	ND?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Arillastrum gummiferum</i> (Pancher ex Brongn. & Gris) Baill.	Myrtaceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al.,1967-2004; Tiavouane et al., 2014	ND	Tiavouane et al., 2014	O	Species	Tiavouane et al., 2014
<i>Arthropodium neocaledonicum</i> Baker	Asparagaceae	FM	Barochory	Gravity	HbNC ^h	MD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Artia francii</i> (Guillaumin) Pichon	Apocynaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Arytera lepidota</i> Radlk.	Sapindaceae	FLM	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	ND?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Atractocarpus vaginatus</i> Baill. ex Guillaumin	Rubiaceae	M	Chiropterochory	Fling foxes	HbNC ^h	Not determined		R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Austroboxus brevipes</i> AiryShaw	Picrodendraceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Austroboxus carunculatus</i> (Baill.) Airy Shaw	Picrodendraceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al.,1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Austroboxus cuneatus</i> (AiryShaw) Airy Shaw	Picrodendraceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Austroboxus ellipticus</i> McPherson	Picrodendraceae	M	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Austroboxus rubiginosus</i> (Guillaumin) Airy Shaw	Picrodendraceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	Formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Balanophora fungosa</i> J.R.Forst. & G.Forst. subsp. <i>fungosa</i>	Balanophoraceae	FLM	Not determined	Not determined		Not determined		NA	NA	
<i>Balanops pancheri</i> Baill.	Balanopaceae	FM	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	HbNC ^h	Not determined		O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Baloghia alternifolia</i> Baill.	Euphorbiaceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Baloghia buchholzii</i> Guillaumin	Euphorbiaceae	M	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Baloghia deplanchei</i> (Baill.) Pax	Euphorbiaceae	MR	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Baloghia neocaledonica</i> (S.Moore) McPherson	Euphorbiaceae	M	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	L'Huillier et al., 2010	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Basselinia deplanchei</i> (Brongn. & Gris) Vieill.	Arecaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	py?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Beauprea gracilis</i> Brongn. & Gris	Proteaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Beauprea montana</i> (Brongn. & Gris) Viot	Proteaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Beauprea montisfontium</i> Guillaumin	Proteaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Beauprea pancheri</i> Brongn. & Gris	Proteaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Beauprea spathulaefolia</i> Brongn. & Gris	Proteaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Bocquillonina goniorrhachis</i> AiryShaw	Euphorbiaceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Bocquillonina sessiliflora</i> Baill.	Euphorbiaceae	LM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Boronia pancheri</i> (Baill.) Duretto & Bayly	Rutaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Boronia parvifolia</i> (Baker f.) Duretto & Bayly	Rutaceae	FM	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Caladenia catenata</i> (Sm.) Druce	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Callitris pancheri</i> (Carrère) Byng	Cupressaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014; SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Calochilus neocaledonicus</i> Schltr.	Orchidaceae	M	Not determined	Not determined		Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Casearia deplanchei</i> Sleumer	Salicaceae	LM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Casearia silvana</i> Schltr.	Salicaceae	FLM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Casuarina collina</i> J.Poiss.	Casuarinaceae	LMRN	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND?	Baskin and Baskin, 2014; SID ^j	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cleidion vieillardii</i> Baill. var. <i>vieillardii</i>	Euphorbiaceae	FM	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cleistanthus stipitatus</i> (Baill.) Müll.Arg.	Phyllanthaceae	FLM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cloezia artensis</i> (Montrouz.) Thorne var. <i>artensis</i>	Myrtaceae	LM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Cloezia artensis</i> var. <i>basilaris</i> J.W.Dawson	Myrtaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Cloezia deplanchei</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cloezia floribunda</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	MR	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Cocconerion minus</i> Baill.	Euphorbiaceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Codia albifrons</i> (Brongn. ex Schinz & Guillaumin) Baker f.	Cunoniaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Codia discolor</i> (Brongn. & Gris) Guillaumin	Cunoniaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Codia nitida</i> Schltr.	Cunoniaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Codia spatulata</i> Brongn. & Gris	Cunoniaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Comptonella baudouinii</i> (Baill.) T.G.Hartley	Rutaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	PD?	laboratory IAC-EcoRCEJ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Comptonella drupacea</i> (Labill.) Guillaumin	Rutaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	PD?	laboratory IAC-EcoRCEJ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Comptonella sessilifolia</i> (Guillaumin) T.G.Hartley	Rutaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	PD?	laboratory IAC-EcoRCEJ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Costularia arundinacea</i> (Sol. ex Vahl) Kük.	Cyperaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	L'Huillier et al., 2010	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Costularia comosa</i> (C.B.Clarke) Kük.	Cyperaceae	MR	Anemochory or barochory	Wind or gravity	L'Huillier et al., 2010	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Costularia fragilis</i> (Däniker) Kük.	Cyperaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Costularia nervosa</i> J.Raynal	Cyperaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	L'Huillier et al., 2010	MD	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Costularia pubescens</i> J.Raynal	Cyperaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Costularia stagnalis</i> (Däniker) Kük.	Cyperaceae	MR	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cryptocarya longifolia</i> Kosterm.	Lauraceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cryptocarya mackeei</i> Kosterm.	Lauraceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cunonia balansae</i> Brongn. & Gris	Cunoniaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cunonia lenormandii</i> Vieill. ex Brongn. & Gris	Cunoniaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cunonia macrophylla</i> Brongn. & Gris	Cunoniaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Cunonia pterophylla</i> (Brongn. & Gris) Schltr.	Cunoniaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cunonia vieillardii</i> Brongn. & Gris	Cunoniaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cupaniopsis myrmocotona</i> Radlk.	Sapindaceae	FM	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	ND?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cupaniopsis oedipoda</i> Radlk.	Sapindaceae	FM	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	PD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	Formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Cyathopsis albicans</i> (Brongn. & Gris) Quinn	Ericaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD or MPD?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cyathopsis floribunda</i> Brongn. & Gris	Ericaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD or MPD?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Cyclophyllum balansae</i> (Baill.) Guillaumin	Rubiaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dacrydium × suprinii</i> Nimsch	Podocarpaceae	MR	Barochory	Gravity	HbNC ^h	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dacrydium araucarioides</i> Brongn. & Gris	Podocarpaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dendrobium closterium</i> Rchb.f. var. <i>closterium</i>	Orchidaceae	FM	Not determined	Not determined		MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dendrobium cymatoleguum</i> Schltr. var. <i>cymatoleguum</i>	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dendrobium ngoyense</i> Schltr.	Orchidaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dendrobium odontochilum</i> Rchb.f.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dendrobium polycladium</i> var. <i>atractoglossum</i> N.Hallé	Orchidaceae	FM	Not determined	Not determined		MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dendrobium sarcophilum</i> var. <i>megalorhizum</i> (Kraenzl.) N.Hallé	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dendrobium steatoglossum</i> Rchb.f.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dendrobium verruciferum</i> Rchb.f.	Orchidaceae	LM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Denhamia fourneri</i> subsp. <i>drakeana</i> (Loes.) M.P.Simmons	Celastraceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Deplanchea speciosa</i> Vieill.	Bignoniaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	Tiavouane et al., 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Diospyros glans</i> F.White	Ebenaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Diospyros pancheri</i> Kosterm.	Ebenaceae	FLM	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Diospyros parviflora</i> (Schltr.) Bakh.f.	Ebenaceae	FLM	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Diospyros umbrosa</i> F.White	Ebenaceae	FM	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Diospyros vieillardii</i> (Hiern) Kosterm.	Ebenaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R	Species	Birnbaum et al., 2016
<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq. subsp. <i>viscosa</i>	Sapindaceae	LMN	Anemochory	Wind	Zongo, 2010	PY	L'Huillier et al., 2010	O	Species	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dracophyllum involucreatum</i> Brongn. & Gris	Ericaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dracophyllum ramosum</i> Pancher ex Brongn. & Gris	Ericaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dracophyllum verticillatum</i> Labill.	Ericaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Drosera neocaledonica</i> Raym.-Hamet	Droseraceae	MR	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dubouzetia campanulata</i> Pancher ex Brongn. & Gris	Elaeocarpaceae	M	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax.lev ^g	References of SDT
<i>Dubouzetia confusa</i> Guillaumin & Viot	Elaeocarpaceae	M	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dubouzetia elegans</i> Brongn. & Gris var. <i>elegans</i>	Elaeocarpaceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dysoxylum canalense</i> (Baill.) C.DC.	Meliaceae	FM	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dysoxylum minutiflorum</i> C.DC.	Meliaceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Dysoxylum rufescens</i> Vieill. ex Pancher & Sebert subsp. <i>Rufescens</i>	Meliaceae	M	Barochory	Gravity	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Earina deplanchei</i> Rchb.f.	Orchidaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Elaeocarpus alaternoides</i> Brongn. & Gris	Elaeocarpaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Elaeodendron cunninghamii</i> Montrouz.	Celastraceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Elaphanthera baumannii</i> (Stauffer) N.Hallé	Santalaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Endiandra baillonii</i> (Pancher & Sebert) Guillaumin	Lauraceae	FM	Chiropterochory	Fling foxes	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Eriaxis rigida</i> Rchb.f.	Orchidaceae	MR	Anemochory	Wind	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Erythroxylum novocaledonicum</i> O.E.Schulz	Erythroxylaceae	LM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Eugenia brongniartiana</i> Guillaumin	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Eugenia calycorectioides</i> Guillaumin	Myrtaceae	FM	Chiropterochory	Fling foxes	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Eugenia gacognei</i> Montrouz.	Myrtaceae	LM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Eugenia hurlmannii</i> Guillaumin	Myrtaceae	FM	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Eugenia ovigera</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	FM	Chiropterochory	Fling foxes	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Eugenia rubiginosa</i> N.Snow & Callm.	Myrtaceae	FM	Chiropterochory	Fling foxes	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Eugenia stricta</i> Pancher ex Brongn. & Gris	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Exocarpos neocaledonicus</i> Schltr. & Pilg.	Santalaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Exocarpos phyllanthoides</i> Endl. var. <i>phyllanthoides</i>	Santalaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Exocarpos phyllanthoides</i> var. <i>brachystachys</i> Stauffer	Santalaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Exocarpos pseudocasuarina</i> Guillaumin	Santalaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Ficus asperula</i> Bureau	Moraceae	FM	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Flagellaria indica</i> L. var. <i>indica</i>	Flagellariaceae	FLM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	Formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Flagellaria neocaledonica</i> Schltr.	Flagellariaceae	FMR	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Flindersia fourneri</i> Pancher & Sebert	Rutaceae	FM	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND	Tiavouane et al., 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gahnia aspera</i> (R.Br.) Spreng.	Cyperaceae	LM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Zongo, 2010	PY	Zongo, 2010; L'Huillier et al., 2010	O	Species	Zongo, 2010
<i>Gahnia novocaledonensis</i> Benl	Cyperaceae	MR	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	PY?	Zongo, 2010; L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gahnia sieberiana</i> Kunth	Cyperaceae	MR	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	PY?	Zongo, 2010; L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gahnia sinuosa</i> J.Raynal	Cyperaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	PY?	Zongo, 2010; L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Garcinia amplexicaulis</i> Vieill.	Clusiaceae	MN	Endozoochory	Ducula goliath	HbNC ^h	ND	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Garcinia balansae</i> Pierre	Clusiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND	Tiavouane et al., 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Garcinia hennecartii</i> Pierre ex Schltr.	Clusiaceae	M	Endozoochory	Ducula goliath	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Baskin and Baskin, 2014
<i>Garcinia neglecta</i> Vieill.	Clusiaceae	FLM	Chiropterochory	Fling foxes	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gardenia aubryi</i> Vieill.	Rubiaceae	FM	Chiropterochory	Fling foxes	HbNC ^h	ND	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Garnieria spathulaefolia</i> (Brongn. & Gris) Brongn. & Gris	Proteaceae	M	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gea platycarpa</i> (Montrouz.) Achille, ined.	Rubiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		NA	NA	
<i>Geissois pruinosa</i> Brongn. & Gris var. <i>pruinosa</i>	Cunoniaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Geodorum densiflorum</i> (Lam.) Schltr.	Orchidaceae	LM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	Roy and Banerjee, 2001	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gmelina neocaledonica</i> S.Moore	Lamiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gonatostylis vieillardii</i> (Rchb.f.) Schltr.	Orchidaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gossia alaternoides</i> (Brongn. & Gris) N.Snow var. <i>alaternoides</i>	Myrtaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND?	Guymer and Mayhew, 2009	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gossia clusioides</i> var. <i>ploumensis</i> (Däniker) N.Snow, comb. ined.	Myrtaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND?	Guymer and Mayhew, 2009	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gossia pancheri</i> (Brongn. & Gris) N.Snow	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND?	Guymer and Mayhew, 2009	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gossia vieillardii</i> (Brongn. & Gris) N.Snow	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND?	Guymer and Mayhew, 2009	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Grevillea exul</i> subsp. <i>rubiginosa</i> (Brongn. & Gris) Viot	Proteaceae	M	Anemochory	Wind	L'Huillier et al., 2010	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Grevillea gillivrayi</i> Hook. & Arn. var. <i>gillivrayi</i>	Proteaceae	MR	Anemochory	Wind	L'Huillier et al., 2010	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010

Taxa names ^a	Family	Formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Guettarda glabrescens</i> (Schltr.) Guillaumin	Rubiaceae	M	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	NA	NA	
<i>Guioa glauca</i> (Labill.) Radlk. var. <i>glauca</i>	Sapindaceae	FM	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	PY?	L'Huillier et al., 2010	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Guioa glauca</i> var. <i>vulgaris</i> Welzen	Sapindaceae	FM	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	PY?	L'Huillier et al., 2010	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Guioa ovalis</i> Radlk.	Sapindaceae	FM	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	PY?	L'Huillier et al., 2010	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Guioa villosa</i> Radlk.	Sapindaceae	FMN	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	PY?	L'Huillier et al., 2010	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gymnostoma deplancheanum</i> (Miq.) L.A.S.Johnson	Casuarinaceae	M	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	Birnbaum et al., 2016
<i>Gynochthodes candollei</i> (Montrouz.) Razafim. & B.Bremer	Rubiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gynochthodes glaucescens</i> (Schltr.) Razafim. & B.Bremer	Rubiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gynochthodes kanalensis</i> (Baill. ex Guillaumin) Razafim. & B.Bremer	Rubiaceae	FM	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Gynochthodes mollis</i> (A.Gray) Razafim. & B.Bremer	Rubiaceae	LMN	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Halfordia kendack</i> (Montrouz.) Guillaumin	Rutaceae	FLMN	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hedycarya parvifolia</i> Perkins & Schltr.	Monimiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hibbertia bouletii</i> Veillon	Dilleniaceae	MR	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014; Wulff et al., 2012	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hibbertia ebracteata</i> Bureau ex Guillaumin	Dilleniaceae	M	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014; Wulff et al., 2012	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hibbertia lanceolata</i> Bureau ex Guillaumin	Dilleniaceae	M	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014; Wulff et al., 2012	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hibbertia lucens</i> Brongn. & Gris ex Sebert & Pancher	Dilleniaceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014; Wulff et al., 2012	O	Species	L'Huillier et al., 2010; SIDI
<i>Hibbertia pancheri</i> (Brongn. & Gris) Briq.	Dilleniaceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	MPD	Wulff et al., 2012	O	Species	L'Huillier et al., 2010; SIDI
<i>Hibbertia pulchella</i> (Brongn. & Gris) Schltr.	Dilleniaceae	MR	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014; Wulff et al., 2012	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hibbertia tontoutensis</i> Guillaumin	Dilleniaceae	M	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014; Wulff et al., 2012	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hibbertia trachyphylla</i> Schltr.	Dilleniaceae	M	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014; Wulff et al., 2012	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Homalium austrocaledonicum</i> Seem.	Salicaceae	M	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014; SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Homalium deplanchei</i> (Vieill.) Warb.	Salicaceae	LM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014; SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	Formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Homalium kanaliense</i> (Vieill.) Briq. var. <i>kanaliense</i>	Salicaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	ND?	Baskin and Baskin, 2014; SID ^l	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hugonia penicillanthemum</i> Baill. ex Pancher & Sebert	Linaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hugonia racemosa</i> Schltr.	Linaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hunga minutiflora</i> (Baker f.) Prance	Chrysobalanaceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hunga rhamnoides</i> (Guillaumin) Prance	Chrysobalanaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hybanthus caledonicus</i> (Turcz.) Cretz.	Violaceae	FLM	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	ND?	Augsburger, 1979	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Hypserpa vieillardii</i> Diels	Menispermaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Ilex sebertii</i> Pancher & Sebert	Aquifoliaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h ; Tiavouane et al., 2014	MPD	Tiavouane et al., 2014; Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Ixora francii</i> var. <i>angustifolia</i> Schltr. & K.Krause	Rubiaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Ixora oligantha</i> Schltr. & K.Krause var. <i>oligantha</i>	Rubiaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Jaffrea erubescens</i> (Baill.) H.C.Hopkins & Pillon	Rhamnaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		NA	NA	
<i>Jaffrea xerocarpa</i> (Baill.) H.C.Hopkins & Pillon	Rhamnaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		NA	NA	
<i>Jasminum didymum</i> G.Forst.	Oleaceae	FLM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O	Species	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Jasminum neocaledonicum</i> Schltr.	Oleaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Jasminum simplicifolium</i> subsp. <i>leratii</i> (Schltr.) P.S.Green	Oleaceae	LM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O	Species	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Joinvillea plicata</i> (Hook.f.) Newell & Stone subsp. <i>plicata</i>	Joinvilleaceae	MN	Endozoochory	Birds ^g	Zongo, 2010	MPD?	L'Huillier et al., 2010	O	Species	Zongo, 2010
<i>Lasiochlamys planchonellifolia</i> (Guillaumin) Sleumer	Salicaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Lepidosperma perteres</i> C.B. Clarke	Cyperaceae	MR	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Lethedon oblonga</i> (Schltr.) Kosterm.	Thymelaeaceae	FM	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Liparis chalandei</i> Finet	Orchidaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Liparis disepala</i> Rchb.f.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Litsea ripidion</i> Guillaumin	Lauraceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Litsea triflora</i> Guillaumin	Lauraceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Lomandra insularis</i> Schltr.	Asparagaceae	M	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Longetia buxoides</i> Baill.	Picrodendraceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax.lev ^{el}	References of SDT
<i>Macaranga coriacea</i> (Baill.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Macaranga vieillardii</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Machaerina deplanchei</i> (Boeck.) T.Koyama	Cyperaceae	MN	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	PY	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Margaritopsis collina</i> (Labill.) Barrabé & Mouly	Rubiaceae	FLM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		NA	NA	
<i>Margaritopsis oleoides</i> (Baill.) Barrabé & Mouly	Rubiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		NA	NA	
<i>Marsdenia billardierei</i> Decne.	Apocynaceae	M	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND?	SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Marsdenia ericoides</i> Schltr.	Apocynaceae	MR	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND?	SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Marsdenia nigriflora</i> Guillaumin	Apocynaceae	FM	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND?	SID ^j	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Maxwellia lepidota</i> Baill.	Malvaceae	FLM	Anemochory	Wind	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Medicosma leratii</i> (Guillaumin) T.G.Hartley	Rutaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Megastylis gigas</i> (Rchb.f.) Schltr.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Megastylis latilabris</i> (Schltr.) Schltr.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Megastylis rara</i> (Schltr.) Schltr.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Meiogyne tiebaghiensis</i> (Däniker) Heusden	Annonaceae	FLM	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Melaleuca buseana</i> (Guillaumin) Craven & J.W.Dawson	Myrtaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Melaleuca dawsonii</i> Craven	Myrtaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Melaleuca pancheri</i> (Brongn. & Gris) Craven & J.W.Dawson	Myrtaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Melaleuca quinquenervia</i> (Cav.) S.T.Blake	Myrtaceae	MRS	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O	Species	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Melicope vieillardii</i> (Baill.) Baill. ex Guillaumin	Rutaceae	FM	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Melodinus balansae</i> Baill.	Apocynaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ^l	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Meryta pachycarpa</i> Baill.	Araliaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Metrosideros laurifolia</i> Brongn. & Gris var. <i>laurifolia</i>	Myrtaceae	FM	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND	Zongo, 2010	O	Species	Zongo, 2010
<i>Metrosideros nitida</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Microtis unifolia</i> (G.Forst.) Rchb.f.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Montrouziera sphaeroidea</i> Pancher ex Planch. & Triana	Clusiaceae	M	Chiropterochory	Fling foxes	Zongo, 2010	PD?	Tiavouane et al., 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Montrouziera verticillata</i> Planch. & Triana	Clusiaceae	M	Chiropterochory	Fling foxes	HbNC ^h	PD?	Tiavouane et al., 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Morinda citrifolia</i> L.	Rubiaceae	FLMN	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	HbNC ^h	PD	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myodocarpus crassifolius</i> Dubard & R.Vig.	Myodocarpaceae	FM	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND?	L'Huillier et al., 2010; Tiavouane et al., 2014	O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myodocarpus fraxinifolius</i> Brongn. & Gris	Myodocarpaceae	FM	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myodocarpus involucreatus</i> Dubard & R.Vig.	Myodocarpaceae	FM	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND	Tiavouane et al., 2014	O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myodocarpus lanceolatus</i> Dubard & R.Vig.	Myodocarpaceae	FM	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND?	L'Huillier et al., 2010; Tiavouane et al., 2014	O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myoporum crassifolium</i> G.Forst.	Scrophulariaceae	LMG	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myrsine asymmetrica</i> (Mez) Ricketson & Pipoly subsp. <i>asymmetrica</i>	Primulaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myrsine asymmetrica</i> subsp. <i>parvifolia</i> (M.Schmid) Ricketson & Pipoly	Primulaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	SID ^j
<i>Myrsine diminuta</i> (Mez) Ricketson & Pipoly	Primulaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myrsine pronyensis</i> (Guillaumin) Ricketson & Pipoly	Primulaceae	M	Not determined	Not determined		ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myrtastrum rufopunctatum</i> (Pancher ex Brongn. & Gris) Burret	Myrtaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myrtopsis calophylla</i> (Baill.) Guillaumin	Rutaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myrtopsis macrocarpa</i> Schltr.	Rutaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myrtopsis myrtoidea</i> (Baill.) Guillaumin	Rutaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myrtopsis novaecaledoniae</i> Vieill. ex Engl.	Rutaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Myrtopsis sellinii</i> Guillaumin	Rutaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Neoguillauminia cleopatra</i> (Baill.) Croizat	Euphorbiaceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	Tiavouane et al., 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Neoschmidia pallida</i> T.G.Hartley	Rutaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Nepenthes viellardii</i> Hook.f.	Nepenthaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	SID ^j
<i>Normandia neocaledonica</i> Hook.f.	Rubiaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Olax hypoleuca</i> Baill. var. <i>hypoleuca</i>	Oleaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Osmanthus austrocaledonicus</i> (Vieill.) Knobl. var. <i>austrocaledonicus</i>	Oleaceae	MR	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PY	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Osmanthus austrocaledonicus</i> var. <i>crassifolius</i> (Guillaumin) P.S.Green	Oleaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PY	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Oxera nerifolia</i> (Montrouz.) Beauvis. subsp. <i>neriifolia</i>	Lamiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Oxera palmatinervia</i> Dubard	Lamiaceae	FM	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pancheria alaternoides</i> Brongn. & Gris	Cunoniaceae	MR	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010

Taxa names ^a	Family	Formation ^b	Dispersal syndrome ^c	dispenser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Pancheria billardierei</i> (D. Don) Pamp.	Cunoniaceae	MN	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Pancheria confusa</i> Guillaumin	Cunoniaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Pancheria gatopensis</i> Vieill. ex Guillaumin	Cunoniaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pancheria hirsuta</i> Vieill. ex Pamp.	Cunoniaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pancheria ternata</i> Brongn. & Gris	Cunoniaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Parsonia effusa</i> S. Moore	Apocynaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Parsonia flexuosa</i> Baill.	Apocynaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Parsonia longiflora</i> Guillaumin	Apocynaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Peperomia insularum</i> Miq.	Piperaceae	FM	Not determined	Not determined		MD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Peripterygia marginata</i> (Baill.) Loes.	Celastraceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phaius tankervilleae</i> (Banks) Blume	Orchidaceae	MS	Not determined	Not determined		PD	Thokchom et al., 2017	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus aeneus</i> Baill. var. <i>aeneus</i>	Phyllanthaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus aeneus</i> var. <i>cordifolius</i> M. Schmid	Phyllanthaceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus castus</i> S. Moore	Phyllanthaceae	FMR	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus chrysanthus</i> var. <i>chrysanthus</i>	Phyllanthaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus francii</i> Guillaumin	Phyllanthaceae	M	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus kanalensis</i> Baill.	Phyllanthaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus pronyensis</i> Guillaumin	Phyllanthaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus tenuipedicellatus</i> M. Schmid var. <i>tenuipedicellatus</i>	Phyllanthaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus vulcani</i> Guillaumin var. <i>vulcani</i>	Phyllanthaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Phyllanthus yaouhensis</i> Schltr.	Phyllanthaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Piliocalyx francii</i> Guillaumin	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Piliocalyx laurifolius</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	FM	Chiropterochory	Fling foxes	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pittosporum deplanchei</i> Brongn. & Gris	Pittosporaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pittosporum gracile</i> Pancher ex Brongn. & Gris	Pittosporaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al., 1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax.lev ^g	References of SDT
<i>Pittosporum hematomallum</i> Guillaumin	Pittosporaceae	M	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al.,1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pittosporum pronyense</i> Guillaumin	Pittosporaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al.,1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pittosporum scythophyllum</i> Schltr.	Pittosporaceae	M	Barochory	Gravity	Aubréville et al.,1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Planchonella baillonii</i> (Zahlbr.) Dubard	Sapotaceae	MR	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Planchonella lauracea</i> (Baill.) Dubard	Sapotaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Planchonella microphylla</i> Pierre ex Dubard	Sapotaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Planchonella reticulata</i> (Baill.) Pierre ex Dubard	Sapotaceae	M	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pleioluma azou</i> (P.Royen) Swenson & Munzinger	Sapotaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pleioluma baueri</i> (Montrouz.) Swenson & Munzinger	Sapotaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pleioluma crebrifolia</i> (Baill.) Swenson & Munzinger	Sapotaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pleioluma lasiantha</i> (Baill.) Swenson & Munzinger	Sapotaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pleioluma longipetiolata</i> (Aubrév.) Swenson & Munzinger	Sapotaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	
<i>Pleioluma lucens</i> (P.Royen) Swenson & Munzinger	Sapotaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pleioluma sebertii</i> (Pancher) Swenson & Munzinger	Sapotaceae	M	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al.,1967-2004	ND	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pleurocalyptus pancheri</i> (Brongn. & Gris) J.W.Dawson	Myrtaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Podocarpus novaecaledoniae</i> Vieill. ex Brongn. & Gris	Podocarpaceae	MR	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Podonophelium homei</i> (Seem.) Radlk.	Sapindaceae	FM	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	Not determined		R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Polyscias bracteata</i> (R.Vig.) Lowry subsp. <i>bracteata</i>	Araliaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	MD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Polyscias dioica</i> (Vieill. ex Pancher) Harms	Araliaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	MD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Polyscias pancheri</i> (Baill.) Harms	Araliaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	MD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Prasophyllum calopterum</i> Rchb.f.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pseuderanthemum comptonii</i> S.Moore	Acanthaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pseuderanthemum variabile</i> (R.Br.) Radlk.	Acanthaceae	LM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Psychotria cardiochlamys</i> (Baill.) Schltr.	Rubiaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Psychotria gabriellae</i> (Baill.) Guillaumin	Rubiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	Formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Psychotria pseudomicrodaphne</i> Baill. ex Guillaumin	Rubiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Psychotria rupicola</i> (Baill.) Schltr.	Rubiaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Psychotria semperflorens</i> (Pancher ex Beauvis.) Guillaumin	Rubiaceae	FLM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Psydrax odorata</i> (G.Forst.) A.C.Sm. & S.P.Darwin	Rubiaceae	LM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	PD	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pycnantra deplanchei</i> (Baill.) Swenson & Munzinger subsp. <i>deplanchei</i>	Sapotaceae	M	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pycnantra francii</i> (Guillaumin & Dubard) Swenson & Munzinger	Sapotaceae	M	Chiropterochory	Fling foxes	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pycnantra glabella</i> Swenson & Munzinger	Sapotaceae	M	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Pycnantra goroensis</i> (Aubrév.) Munzinger & Swenson	Sapotaceae	MR	Not determined	Not determined		PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	
<i>Pycnantra lissophylla</i> (Pierre ex Baill.) Swenson & Munzinger	Sapotaceae	M	Endozoochory	Ducula goliath	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Quintinia resinosa</i> (Schltr.) Schltr.	Paracryphiaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		NA	NA	
<i>Randia pseudoterminalis</i> Guillaumin	Rubiaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Rauvolfia semperflorens</i> (Müll.Arg.) Schltr. var. <i>sempreflorens</i>	Apocynaceae	LM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Rauvolfia sevenetii</i> Boiteau	Apocynaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Rhodamnia andromedoides</i> Guillaumin	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Rourea balansana</i> Baill.	Connaraceae	M	Myrmecochory	Ants	HbNC ^h	PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Salaciopsis sparsiflora</i> Hürl.	Celastraceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Sannantha leratii</i> (Schltr.) Peter G.Wilson	Myrtaceae	MRS	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Sannantha virgata</i> (J.R.Forst. & G.Forst.) Peter G.Wilson	Myrtaceae	LMS	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Sarcochilus rarus</i> Schltr.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Sarcomelicope argyrophylla</i> Guillaumin	Rutaceae	FM	Endozoochory	Ducula goliath	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Scaevola balansae</i> Guillaumin	Goodeniaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Scaevola beckii</i> Zahlbr.	Goodeniaceae	MR	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Scaevola cylindrica</i> Schltr. & K.Krause	Goodeniaceae	MN	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O	Species	Birnbaum et al., 2016
<i>Scaevola montana</i> Labill.	Goodeniaceae	MN	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD	L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Scagea depauperata</i> (Baill.) McPherson	Picrodendraceae	FM	Myrmecochory	Ants	Aubréville et al., 1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax.lev ^g	References of SDT
<i>Scagea oligostemon</i> (Guillaumin) McPherson	Picrodendraceae	MR	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Schoenus juvenis</i> C.B. Clarke	Cyperaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Schoenus neocaledonicus</i> C.B. Clarke	Cyperaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Schoenus tendo</i> var. <i>triander</i> Kük.	Cyperaceae	MN	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Serianthes petitiiana</i> Guillaumin	Fabaceae	LM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	PY?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Smilax neocaledonica</i> Schltr.	Smilacaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Solanum tetrandrum</i> R.Br.	Solanaceae	LMN	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Solmsia calophylla</i> Baill.	Thymelaeaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Soulamea pancheri</i> Brongn. & Gris	Simaroubaceae	M	Anemochory	Wind	HbNC ^h	PY?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Soulamea trifoliata</i> Baill.	Simaroubaceae	M	Anemochory	Wind	HbNC ^h	PY?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Spiraeanthemum meridionale</i> (Hoogland) Pillon	Cunoniaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	Zongo, 2010	O	Species	Zongo, 2010
<i>Spiraeanthemum pubescens</i> Pamp.	Cunoniaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	Zongo, 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Spiranthes sinensis</i> (Pers.) Ames	Orchidaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	HbNC ^h	ND?	SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Stenocarpus comptonii</i> S. Moore	Proteaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Stenocarpus milnei</i> Hook. & Arn.	Proteaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Stenocarpus umbelliferus</i> (J.R. Forst. & G. Forst.) Druce var. <i>umbelliferus</i>	Proteaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Stenocarpus umbelliferus</i> var. <i>billardieri</i> (Brongn. & Gris) Guillaumin	Proteaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Storckielia pancheri</i> subsp. <i>acuta</i> I.C. Nielsen, Labat & Munzinger	Fabaceae	FM	Barochory	Gravity	Aubréville et al., 1967-2004	PY	L'Huillier et al., 2010	NA	NA	
<i>Storthocalyx pancheri</i> (Baill.) Radlk.	Sapindaceae	FM	Barochory	Gravity	HbNC ^h	Not determined		R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Styphelia coryphila</i> (Guillaumin) Sleumer	Ericaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Styphelia cymbulae</i> (Labill.) Spreng.	Ericaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	MD	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Styphelia longistylis</i> (Brongn. & Gris) Sleumer	Ericaceae	MR	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Styphelia macrocarpa</i> var. <i>breviloba</i> Viot	Ericaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax.level	References of SDT
<i>Styphelia pancheri</i> (Brongn. & Gris) F.Muell.	Ericaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	PD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O	Species	Birnbaum et al., 2016
<i>Styphelia veillonii</i> Viot	Ericaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	PD or MPD?	Baskin and Baskin, 2014; L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Symplocos montana</i> var. <i>munda</i> (S.Moore) Noot.	Symplocaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium austrocaledonicum</i> (Seem.) Guillaumin	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium baladense</i> (Brongn. & Gris) J.W.Dawson	Myrtaceae	FM	Chiropterochory	Fling foxes	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium deplanchei</i> (Guillaumin) J.W.Dawson	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium frutescens</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium laxeracemosum</i> (Guillaumin) J.W.Dawson	Myrtaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium mouanum</i> Guillaumin	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium multipetalum</i> Pancher ex Brongn. & Gris	Myrtaceae	FMR	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R	Species	Birnbaum et al., 2016
<i>Syzygium ngoyense</i> (Schltr.) Guillaumin	Myrtaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium nitens</i> J.W.Dawson	Myrtaceae	M	Chiropterochory	Fling foxes	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium pancheri</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	FMR	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R	Species	Birnbaum et al., 2016
<i>Syzygium pterocalyx</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	M	Endozoochory	<i>Ducula goliath</i>	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium rhopalanthum</i> Schltr.	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Syzygium wagapense</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND or PD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Tabernaemontana cerifera</i> Pancher & Sebert	Apocynaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al.,1967-2004	ND	Tiavouane et al., 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Tarenna hexamera</i> (Schltr. & K.Krause) Jérémie	Rubiaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Tarenna microcarpa</i> (Guillaumin) Jérémie	Rubiaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Tarenna rhyalostigma</i> (Schltr.) Bremek.	Rubiaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND or PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Thelymitra longifolia</i> J.R.Forst. & G.Forst.	Orchidaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al.,1967-2004	Not determined		O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Thiollierea campanulata</i> (Brongn.) Baum.-Bod.	Rubiaceae	MR	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Thiollierea macrophylla</i> (Brongn.) Baum.-Bod.	Rubiaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Thiollierea parviflora</i> (Schltr. & K.Krause) Barrabé & Mouly	Rubiaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Thiollierea tubiflora</i> (Brongn.) Barrabé & Mouly	Rubiaceae	MR	Barochory	Gravity	HbNC ^h	PD?	laboratory IAC-EcoRCE ⁱ	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)

Taxa names ^a	Family	formation ^b	Dispersal syndrome ^c	disperser	References of fruit type ^d	D/ND ^e	References of D/ND	SDT ^f	tax. level	References of SDT
<i>Tristaniopsis calobuxus</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Tristaniopsis capitulata</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010; laboratory IAC-EcoRCEJ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Tristaniopsis glauca</i> Brongn. & Gris	Myrtaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Tristaniopsis guillainii</i>	Myrtaceae	M	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Tristaniopsis macphersonii</i> J.W.Dawson	Myrtaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	laboratory IAC-EcoRCEJ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Tristaniopsis reticulata</i> J.W.Dawson	Myrtaceae	FM	Anemochory	Wind	Aubréville et al., 1967-2004	ND	laboratory IAC-EcoRCEJ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Tristaniopsis yateensis</i> J.W.Dawson	Myrtaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	laboratory IAC-EcoRCEJ	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Uromyrtus artensis</i> (Montrouz.) Burret	Myrtaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Uromyrtus emarginata</i> (Pancher ex Brongn. & Gris) Burret	Myrtaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Uromyrtus ngoyensis</i> (Schltr.) Burret	Myrtaceae	M	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Uromyrtus supraaxillaris</i> (Guillaumin) Burret	Myrtaceae	M	Barochory	Gravity	HbNC ^h	ND?	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Ventilago neocaledonica</i> Schltr.	Rhamnaceae	FM	Anemochory	Wind	HbNC ^h	ND?	SID ^j	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Wikstroemia indica</i> (L.) C.A.Mey.	Thymelaeaceae	FLMN	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Xanthomyrtus kanalaensis</i> (Hochr.) N.Snow	Myrtaceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	HbNC ^h	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Xanthostemon aurantiacus</i> (Brongn. & Gris) Schltr.	Myrtaceae	MR	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O	Species	L'Huillier et al., 2010
<i>Xanthostemon multiflorus</i> (Montrouz.) Beauvis.	Myrtaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Xanthostemon ruber</i> (Brongn. & Gris) Sebert & Pancher	Myrtaceae	FM	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	L'Huillier et al., 2010	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Xanthostemon sulfureus</i> Guillaumin	Myrtaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND	laboratory IAC-EcoRCEJ	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Xanthostemon velutinus</i> (Gugerli) J.W.Dawson	Myrtaceae	M	Anemochory or barochory	Wind or gravity	Aubréville et al., 1967-2004	ND?	L'Huillier et al., 2010; laboratory IAC-EcoRCEJ	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Xylopia pancheri</i> Baill.	Annonaceae	FM	Barochory	Gravity	HbNC ^h	MPD?	Baskin and Baskin, 2014	R?	Family	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Xyris neocaledonica</i> Rendle	Xyridaceae	MR	Not determined	Not determined		PD?	Baskin and Baskin, 2014	O?	Genus	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Zygogynum baillonii</i> Tiegh.	Winteraceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	laboratory IAC-EcoRCEJ	O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)
<i>Zygogynum crassifolium</i> (Baill.) Vink	Winteraceae	FM	Endozoochory	Birds ^g	Aubréville et al., 1967-2004	PD?	laboratory IAC-EcoRCEJ	O?	Order	Model of Wyse and Dickie (2018)

Chapitre 3 : Evaluation des progrès de rétablissement de zones revégétalisées par plantation d'espèces natives : étude de la végétation plantée, des recrûs et de la connexion avec les milieux naturels environnants.

1. Introduction

Dans le contexte actuel, l'augmentation démographique entraîne une exploitation croissante des biens et des services que nous procurent les écosystèmes naturels, ce qui provoque des perturbations sur ces derniers. En effet, plusieurs activités anthropiques telles que la déforestation ou l'introduction de polluants chimiques perturbent l'équilibre des écosystèmes naturels. La déforestation conduit à la réduction d'un habitat continu de grande taille en fragments d'habitats plus petits et isolés les uns des autres. Ce phénomène est connu sous le terme de fragmentation du paysage. Ce dernier a pour conséquences, une perturbation des processus de dispersion, une réduction de la diversité d'habitats et un effet lisière marqué par les impacts négatifs des lisières artificielles créées suite à la modification d'un habitat (Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003; Kettle *et al.*, 2011). Il s'en suit une cascade de réactions dégradant les écosystèmes (Laurance, 2000; Benítez-Malvido & Martínez-Ramos, 2003). La modification de ces derniers est accentuée avec une érosion et une perte importante de la biodiversité. La restauration écologique des milieux dégradés est alors nécessaire et offre un complément crucial aux efforts de conservation dans le maintien des services fournis par les ressources naturelles et ainsi améliore les moyens de subsistance des êtres humains (Dobson *et al.*, 1997; Hobbs & Harris, 2001). La gestion écologique de ces écosystèmes fragmentés passe donc par la conservation des fragments d'habitats sources de biodiversité et par la restauration de continuités écologiques entre ces habitats dans le but de limiter les effets négatifs sur le biotope, stopper la dégradation continue des habitats isolés et inverser la tendance de déclin de la taille, de la structure et de la richesse spécifique de ces milieux.

Au sens strict, la restauration écologique a été définie par la Society for Ecological Restoration International (SER, 2004) comme « le processus d'assister à l'auto-régénération des écosystèmes qui ont été dégradés, endommagés ou détruits ». L'une des techniques de restauration écologique active utilisée est la plantation d'espèces d'arbres natifs. Cette dernière peut catalyser la succession forestière, améliorer la qualité du sol, rétablir les interactions écologiques et faciliter le recrutement d'arbustes et d'arbres (Carnevale & Montagnini, 2002; Ruiz-Jaen & Aide, 2005b). Le but ultime de la restauration est de créer un écosystème autonome capable de résister aux perturbations sans aide supplémentaire (SER, 2004).

Lorsque l'on planifie un projet de restauration, la sélection d'un écosystème de référence est une étape essentielle. De plus, les buts et les objectifs à atteindre doivent être explicites, car ils seront utilisés pour évaluer les efforts de restauration. Par la suite, vient donc l'étape d'évaluation du rétablissement d'un écosystème afin d'estimer si ce dernier est sur la bonne voie pour atteindre un retour à l'écosystème de référence. Selon la SER (2004), un écosystème restauré devrait avoir les attributs suivants: « (1) une diversité et une structure de communauté similaires au site de référence; (2) la présence d'espèces indigènes; (3) la présence de groupes fonctionnels nécessaires à la stabilité à long terme; (4) la capacité de l'environnement physique à soutenir les populations reproductrices; (5) un fonctionnement normal; (6) l'intégration dans la matrice paysagère; (7) l'élimination des menaces potentielles; (8) la résilience aux perturbations naturelles; et (9) l'autosuffisance ».

Notre étude, ici présentée, a été réalisée en Nouvelle-Calédonie qui est connue comme l'un des 10 premiers « hotspots » de biodiversité (Myers *et al.*, 2000) avec un taux d'endémisme de la flore de 75% pour un nombre d'espèces de 3389 (Morat *et al.*, 2012; Munzinger *et al.*, 2016). Malheureusement la diversité biologique y est aujourd'hui menacée

par les incendies, l'urbanisation, l'introduction d'espèces invasives et l'exploitation minière qui est considérée par certains auteurs comme la menace prioritaire à l'égard de la biodiversité de ce pays (Richer de Forges & Pascal, 2008), bien que le feu soit lui aussi un problème majeur (Gomez *et al.*, 2015). Les sociétés minières exploitent le minerai de nickel présent dans les sols ultramafiques qui recouvrent un tiers de la surface de l'île principale de la Nouvelle-Calédonie (5500 km²). Le sol ultramafique est stressant pour les plantes du fait des faibles teneurs en macronutriments et aux fortes teneurs en métaux phytotoxiques comme le nickel, ainsi que la faible capacité de rétention d'eau (Brooks, 1987). Sur ces sols, on retrouve comme unité de végétation : la forêt et le maquis minier. Ce dernier désigne « toute formation végétale, n'appartenant pas à la forêt, sur roches ultramafiques (péridotites et serpentinites) » (Brooks, 1987) et est décrit comme une "formation héliophile à feuilles coriaces et persistances, arbustive plus ou moins buissonnante ou ligno-herbacée à strate cypéracéenne dense" (Morat *et al.*, 1986). Les milieux naturels de ces sols ultramafiques impactés par le feu ou l'activité minière se doivent d'être restaurés pour maintenir la biodiversité et les services écosystémiques qu'ils rendent. Pour ce faire, des travaux de revégétalisation ont débuté dès les années 70 (Jaffré & Latham, 1976) dans le but de stabiliser rapidement les terrains dénudés. Par la suite, de nombreux essais entre 1980 et les années 90 ont montré l'intérêt de l'utilisation des espèces endémiques (Jaffré & Rigault, 1991a, b; Jaffré & Pelletier, 1992; Jaffré *et al.*, 1993; Jaffré *et al.*, 1994, 1997; Pelletier & Esterle, 1995; Luçon *et al.*, 1997) dans une optique plus proche de la restauration. Mais ce n'est qu'à partir des années 2000 que l'on passe à une véritable approche de restauration écologique, car les études se sont alors focalisées sur l'écologie et la biologie de ces espèces végétales et notamment de leur cycle reproducteur (Fogliani *et al.*, 2004; Tassin *et al.*, 2008; L'Huillier *et al.*, 2010; Wulff *et al.*, 2012; Fogliani *et al.*, 2017) en y intégrant une vision populationnelle aujourd'hui élargie à une vision paysagère. Ainsi, de plus en plus d'espèces endémiques sont utilisées en association pour la restauration des milieux naturels impactés.

Notre étude visait à évaluer le rétablissement de quatre zones revégétalisées par plantations de différentes espèces natives sur sol ultramafique dans des zones associées à l'activité minière en Nouvelle-Calédonie. Cette évaluation a été réalisée en se basant sur le système des 5 étoiles de rétablissement présenté dans les standards internationaux de la restauration écologique (McDonald *et al.*, 2016). Après avoir caractérisé les écosystèmes environnants et fixé un écosystème de référence, il a fallu définir et fixer des classes d'indices afin d'évaluer si les attributs de l'écosystème revégétalisé étaient sur une bonne voie de restauration. Ce type d'approche n'avait jamais été mené sur les écosystèmes miniers de Nouvelle-Calédonie. Au delà des seuls résultats de l'évaluation pour ces quatre plantations modèles, notre volonté était de permettre également d'émettre des recommandations en vue d'améliorer la restauration par la mise en place de continuités écologiques dans les milieux fragmentés de ce pays. Cette étude répond spécifiquement aux questions suivantes: (1) Le rétablissement diffère-t-il entre les plantations présentant des traitements différents et le cas échéant quelles en seraient les raisons potentielles ? (2) Est-ce que la trajectoire de rétablissement des plantations étudiées est bonne et se rapproche de la formation végétale cible ? (3) En quoi les éléments de l'analyse orientent-ils les choix à effectuer pour les pratiques futures de restauration ?

2. Matériels et méthodes

2.1. Zone d'étude et informations sur les zones revégétalisées par plantation

L'étude a été menée en Nouvelle-Calédonie, archipel situé dans le sud ouest de l'océan Pacifique entre les latitudes 20 et 22°S, à environ 1500 km à l'est de l'Australie et à environ 2000 km au nord de la Nouvelle Zélande. L'île principale est appelée "Grande Terre" et possède une superficie de 16800 km² dont environ un tiers est recouvert par des sols ultramafiques (Fig. 3.1A). Les processus d'altération de la péridotite qui représente l'horizon primitif de ces roches ultramafiques, a conduit à un profil type d'altération. On y trouve du bas vers le haut de ce profil : la péridotite, la saprolite, la latérite jaune, la latérite rouge et la partie supérieure parfois constituée de cuirasse (Annexe 3.1). Ce substrat est prédominant sur la zone d'étude nommée plateau de Goro dans le sud de la Grande Terre. Celle-ci est située à 240 m d'altitude; la température annuelle moyenne de l'air y est de 23° C et les précipitations annuelles moyennes y sont de 3 348 mm (données calculées à partir des données relevées par Météo France sur la période de 1981 à 2010, Fiche climatologique de Yaté-usine). Actuellement, une partie du plateau de Goro est exploitée par la société minière Vale Nouvelle-Calédonie pour le nickel et le cobalt. Cette société a mis en place plusieurs essais de revégétalisation de sols dénudés par l'activité minière ou par l'érosion naturel des sols qui laissent alors affleurer différents types de substrats appartenant au profil d'altération des péridotites (Annexe 3.1).

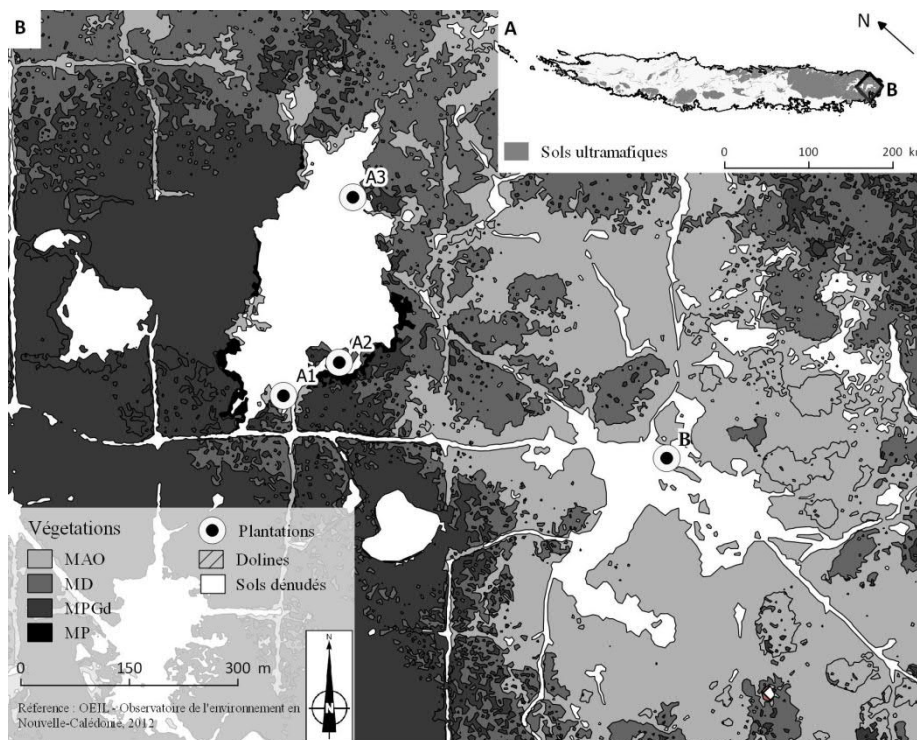


Figure 3.1. (A) Carte de répartition des sols ultramafiques et localisation du plateau de Goro dans le Sud de la Nouvelle-Calédonie (encadré). (B) Zone d'étude avec les quatre plantations (A1, A2, A3 et B) et les formations végétales principales sélectionnées (MAO: Maquis arbustif ouvert, MD: maquis arbustif dense, MPGd: Maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* et MP: maquis préforestier).

Sur le plateau de Goro, ce sont ainsi 4 anciennes zones revégétalisées par plantation qui ont été sélectionnées (Fig.3.1B). Trois d'entre-elles : A1, A2 et A3 ont été réalisées en 1997 dans une zone appelée « l'ancienne pépinière ». Ces plantations, ont été mises en place sur différents types de substrats : la plantation A1 sur cuirasse sans remodelage (absence de travail du sol), la plantation A2 sur de la latérite rouge et la plantation A3 sur de la latérite jaune étalée sur zone dégradée. Les trois plantations de l'« ancienne pépinière » ont été effectuées à l'origine de la même manière avec ou sans amendements (Annexe 3.2) dans le but d'évaluer la croissance de plantes endémiques dans des projets de revégétalisation. Cependant, nous avons considéré ici ces traitements de manière indifférenciée au sein de chacune des plantations estimant que leur effet n'était plus significatif après 19 ans. La plantation B a été réalisée quant à elle en 2002 sur une zone dénommée Kuebini et sur de la latérite rouge issue d'une opération de récupération de cuirasse qui affleurerait, laissant ainsi à nu la latérite. Cette parcelle a été réalisée dans le but de revégétaliser cette ancienne carrière abandonnée par l'utilisation d'un nombre plus important d'espèces végétales endémiques.

Les quatre plantations diffèrent par leur âge (14 et 19 ans), par le type de substrat, par leur superficie, par la diversité, la richesse et la composition des espèces plantées (3-4 à 34 espèces) ainsi que leur mode de dispersion (définies ci-dessous*, Ititiaty *et al.*, In prep ; cf. chapitre 2), et par leur intégration dans le paysage environnant (Annexes 3.2 & 3.3). Leur densité de plantation est d'environ un plant au mètre carré quelle que soit la zone considérée.

*Les différentes classes de dispersion sont généralement établies sur la base de leurs agents disséminateurs. Van der Pijl (1982) différencie l'anémochorie (dispersion par le vent), l'hydrochorie (dispersion par l'eau), l'autochorie (la dispersion par la plante elle-même), la barochorie (pas de structure particulière, les graines tombent au sol) et la zoochorie (dispersion par les animaux). Au sein de cette dernière, on y trouve l'endozoochorie (dispersion par ingestion), la chiroptérochorie (dispersion par les chiroptères) et la myrmécochorie (la dispersion par les fourmis).

2.2. Le choix de l'écosystème de référence

Un écosystème de référence autochtone local comme modèle ou cible pour la restauration a été choisi comme le préconise les standards internationaux de la restauration écologique (McDonald *et al.*, 2016).

A cet effet, plusieurs formations végétales ont été décrites autour des zones revégétalisées par plantation (Ititiaty *et al.*, In prep ; cf. chapitre 4) dont quatre ont été sélectionnées du fait qu'elles sont les plus représentatives dans la zone d'étude. Ces milieux naturels sont le maquis arbustif ouvert (MAO), le maquis arbustif dense (MD), le maquis paraforestier dominé par l'espèce *Gymnostoma deplancheanum* (MPGd) et le maquis préforestier (MP). Ils diffèrent les uns des autres par leur composition spécifique, leur stratification, leur degré de fermeture et leur composition en arbres de grande taille. L'étude de la composition floristique de ces unités de végétation a montré un début de succession végétale entre le MD, le MPGd et le MP ainsi qu'une limite (un gap) entre le MAO et les trois unités de végétations précédentes (Ititiaty *et al.*, In prep ; cf. chapitre 4). Cette limite a également été montrée lors de l'étude des communautés de champignons et de bactéries (Fernandez *et al.*, in prep) au sein des ces végétations. Ainsi, considérant spécifiquement

notre zone d'étude et dans l'état actuel des connaissances, le maquis arbustif dense peut être considéré comme le stade de la succession végétale qui devrait conduire sans trop de contrainte à un milieu de type forestier. Par ailleurs, on observe lors des travaux miniers menés sur cette zone que le décapage de la végétation et de la strate supérieure cuirassée du sol laisse place à un substrat latéritique plus sensible à l'érosion. Ainsi, il apparaît préférable de restaurer une végétation dense (plutôt qu'ouverte) sur ces substrats afin d'atténuer leur érosion.

Ces éléments ont donc orienté le choix de l'écosystème de référence (cible à atteindre) vers le **maquis arbustif dense** (MD) et ce dernier a été utilisé dans sa composition et sa structure (Fig. 3.2A) pour évaluer la trajectoire de rétablissement des zones revégétalisées par plantation.

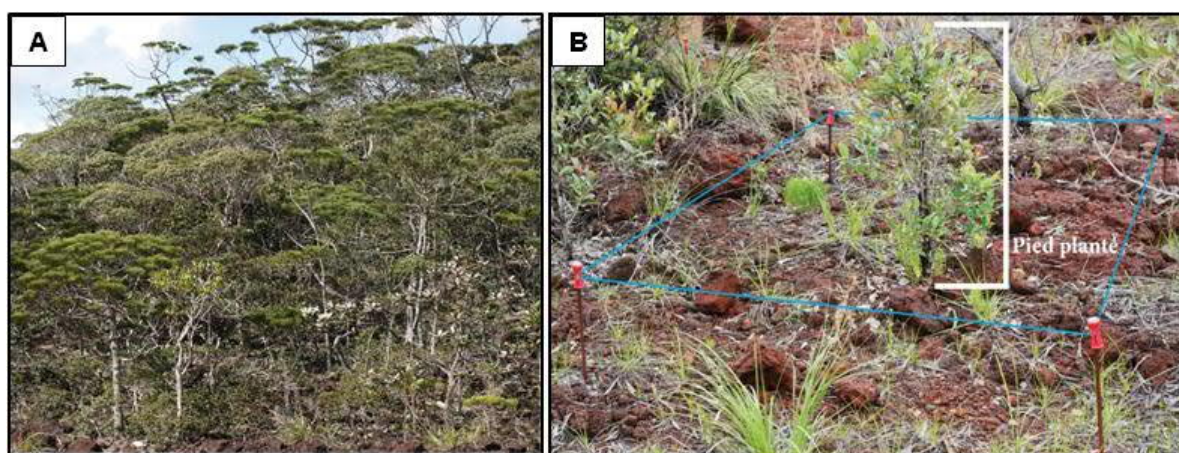


Figure 3.2. (A) Photo d'un maquis arbustif dense sélectionné comme l'écosystème de référence; (B) Photo prise *in situ* mettant en évidence le quadrillage mis en place sur la plantation pour effectuer les relevés (Pierre Loslier IAC).

2.3. Caractérisation du maquis arbustif dense environnant (MD) par des relevés de terrain

Des inventaires botaniques des arbustes et des arbres ont été effectués en 2016 dans le maquis arbustif dense sur 6 placettes de 400m² (20m×20m) tirées aléatoirement dans les milieux naturels autour des zones revégétalisées par plantations. Cette taille de placette permet d'avoir une densité représentative des arbres et aussi d'appréhender au mieux la diversité floristique (Munzinger *et al.*, 2008). L'identification taxonomique a été réalisée sur le terrain. Lorsqu'il subsistait des doutes, des échantillons ont été récoltés afin de permettre une détermination *a posteriori* au laboratoire, à l'aide de l'Herbier de Nouméa à l'Institut de Recherche et Développement (I.R.D) ou de celui de l'entreprise Vale NC à Goro ou encore à l'aide de la flore de Nouvelle-Calédonie (Aubreville *et al.*, 1967-2004; Hopkins *et al.*, 2014). Une description de la formation (hauteur moyenne et maximale, densité moyenne et topographie) a également été réalisée.

De plus, 10 zones de maquis arbustif dense ont été sélectionnées, dont les 6 utilisées pour l'inventaire floristique et 4 supplémentaires choisies aléatoirement. Dans chacune, trois parcelles de 1m² ont été installées. Sur ces dernières, le nombre d'individus d'arbustes et d'arbres a été dénombré selon différents intervalles de hauteur: <10 cm,]10-50 cm],]50,100

cm],]100-150 cm],]150-200 cm] et > 200 cm. Ces données ont permis d'évaluer la densité moyenne d'individus par classe de hauteur.

2.4. Relevés en zones revégétalisées par plantation

Les relevés sur les zones revégétalisées par plantation ont également été réalisés en 2016. Pour chacune des plantations étudiées, la liste des espèces plantées et leur implantation spatiale ont été vérifiées à partir des données fournies par le service préservation de l'environnement de Vale NC. Chaque individu planté a ensuite été recensé, noté comme vivant ou mort et sa phénologie a été relevée (fleurs, fruits, stérile).

Les quatre plantations ont été quadrillées entièrement de sorte que chaque individu planté (vivant ou mort) soit le centre d'une placette d'un mètre carré (Fig. 3.2B). Les relevés sont effectués de la même façon pour toutes les plantations.

Sur chaque placette de la plantation, est identifié l'individu planté ou son emplacement potentiel (cas des individus morts) puis les mesures suivantes sont effectuées sur les individus vivants à l'aide d'un décimètre :

- mesure de la hauteur ;
- mesure de la longueur et de la largeur maximale de la cyme.

Une fois ces mesures effectuées, sont identifiés tous les recrûs (tous les individus non plantés qui peuvent être issus de régénération à partir du milieu naturel ou des espèces plantées), puis le nombre d'individus par espèce est dénombré. Au sein des recrûs, on distingue les plantules dont la hauteur est inférieure à 10 cm et les « hors plantules » dont la taille est supérieure à 10 cm. En effet, on estime qu'au dessus de 10 cm de hauteur, l'individu quelle que soit l'espèce, possède une taille et surtout un axe principal suffisamment développé pour lui permettre de se maintenir dans le temps. Pour les individus « hors plantules », la hauteur est également mesurée. Dans cette étude, seules les espèces d'arbustes et d'arbres ont été prises en compte.

Dans chaque placette de la plantation, la position de chaque recrû est notée par sa distance et son angle au plant planté. A l'aide d'un décimètre, la distance de chaque plantule au plant planté est relevée par intervalle: [0-30], [30-60] et supérieur à 60 cm. De même à l'aide d'un rapporteur positionné au pied du plant, l'inventaire des plantules est réalisé par intervalle d'angle: [0-45], [45-90], [90-135], [135-180], [180-225], [225-270], [270-315], et [315-360] degrés. Pour s'orienter, on se place toujours de manière à être dos à la route et face à la formation végétale naturelle. Ainsi la position de chaque individu est notée afin de pouvoir retrouver la plantule mais aussi de pouvoir estimer une distance de dispersion lorsque le semencier potentiel sera identifié. Cependant, les données ne sont pas présentées ici, elles ont été accumulées afin de pouvoir être exploitées dans les années à venir en réalisant de nouveau un relevé sur la zone afin d'évaluer la dynamique de la végétation.

Suite à l'identification des recrûs ne pouvant être issus que du milieu naturel (espèces non présentes dans la liste des espèces plantées), une prospection des semenciers potentiels a été réalisée en parcourant toutes les formations végétales autour des plantations et en relevant la position géographique des semenciers potentiels à l'aide du GPS. La

distance minimale entre la plantation et le premier semencier potentiel a ensuite été évaluée sur le logiciel Qgis (version 2.18.25).

2.5. Evaluation des progrès de rétablissement des zones revégétalisées par plantation

Une évaluation des progrès de rétablissement des zones revégétalisées par plantation vers un maquis arbustif dense (MD) a été réalisée en se basant sur le système des 5 étoiles de rétablissement présenté dans les standards internationaux de la restauration écologique (McDonald *et al.*, 2016). Ce système est semi-quantitatif et est basé sur l'effet des facteurs biotiques et abiotiques. Il fournit une évaluation comparative de la façon dont les attributs d'un écosystème se rétablissent après traitement (dans notre cas après plantation). En se basant sur cette méthode, des sous-attributs (ci-dessous en gras) ont été choisis au sein des catégories d'attributs écosystémiques clés (ci-dessous en italique souligné). Les données relevées pour chaque écosystème revégétalisé et celles de chaque sous-attributs sont comparés au MD afin de leur donner une note ou un indice de progrès compris entre 1 et 5 (Annexe 3.4). Ces indices permettent ensuite de créer le diagramme (Fig. 3.4) proposé par McDonald *et al.* (2016) réadapté dans le cadre de ce travail de thèse. Il est conseillé de consulter l'Annexe 3.4 pour une meilleure compréhension des sous-attributs ci-dessous et de l'explication de leur indice :

1) L'absence de menaces: Lorsque l'indice est proche de 5, il y a absence de menace. Pour les sous-attributs suivants, les indices ont été définis à dire d'expert en fonction de la présence de la menace, de sa distance à la plantation et des ressources utilisées pour lutter contre la menace.

- **Absence d'espèces indésirables végétales et animales** telles que les espèces envahissantes végétales et les espèces végétales natives non présentes dans le MD mais très représentées dans la plantation; mais aussi celle des cerfs (*Cervus rusa timorensis*) et des cochons sauvages (*Sus scrofa*) responsables d'abrouissements, de frottis, de piétinements sur la végétation et de fouilles au niveau du sol.

- **Absence de menaces anthropiques** comme les routes, l'exploitation du bois et l'exploitation minière.

- **Absence de feux**: historique de fréquence des feux dans la zone d'étude (observations réalisées depuis la mise en place des plantations).

2) La composition spécifique: pour les sous-attributs ci-dessous, l'indice de rétablissement est de 1, 2, 3, 4 et 5 si le pourcentage est respectivement compris entre 0 et 5%, 6 et 15%, 16 et 40%, 41 et 80%, et supérieur à 80%.

- Les **espèces communes** entre chaque plantation et le MD sont évaluées en nombre et en pourcentage (ratio: nombre espèces communes aux plantations et au MD/ nombre d'espèces total en MD).

- Les **espèces barochores** de chaque plantation sont déterminées en nombre et en pourcentage (ratio: nombre d'espèces barochores en zone revégétalisée/ nombre d'espèces barochores en MD).

- Les **espèces anémochores** de chaque plantation sont également évaluées en nombre et en pourcentage selon le même principe.

- Enfin les **espèces dispersées par les animaux** (espèces zoochores incluant endozoochores, chiropterochores et myrmecochores) de chaque plantation sont déterminées en pourcentage selon le même principe.

3) La structure des communautés: pour les sous attributs ci-dessous, les classes de désignation de l'indice de rétablissement sont les mêmes que pour ceux de la composition spécifique à l'exception du **recouvrement des houppiers** pour lequel l'indice est de 1, 2, 3, 4 ou 5, si le pourcentage est respectivement compris entre 0 et 5%, 6 et 25%, 26 et 40%, 41 et 60%, et supérieur à 60%.

- La **hauteur moyenne** (en cm) des plants plantés vivants de chaque plantation est calculée puis évaluée en pourcentage par rapport à la hauteur moyenne de la végétation du MD.

- Le pourcentage de **recouvrement des houppiers** des plants plantés est évalué. Pour ce faire, est évaluée dans un premier temps la surface totale occupée par les houppiers des plants plantés vivants au sein de chaque plantation. Cette somme est ensuite divisée par la superficie de la plantation puis rapportée en pourcentage. Ce dernier est comparé à celui du maquis arbustif dense pour définir la valeur de l'indice pour chaque plantation.

- Le **nombre d'individus par m² (densité) par classe de taille** (<10 cm,]10-50 cm],]50,100 cm],]100-150 cm],]150-200 cm] et > 200 cm) est calculé à partir du rapport entre le nombre d'individus (plantés et recrûs) divisé par la superficie de la plantation et ce pour chaque classe de taille. Le quotient obtenu pour chaque classe est ensuite transformé en pourcentage par rapport au nombre d'individus moyen relevé en MD. Ces pourcentages permettent alors de définir une valeur de l'indice pour chaque classe de taille, puis un indice moyen est calculé pour chaque plantation (Annexe 3.5), indice ensuite reporté comme indice de rétablissement (Annexe 3.4).

- La **densité des plants supérieurs à 10 cm de hauteur par m²** est évaluée à partir de la somme du nombre d'individus plantés vivants et du nombre de recrûs dont la taille est supérieurs à 10 cm (plants considérés comme viables à long terme) divisée par la superficie de la plantation. Ce quotient est ensuite transformé en pourcentage par rapport au nombre d'individus de taille supérieure à 10cm relevés en MD dans 1m² soit 22 plants/m².

- La **densité des plants inférieurs à 10 cm de hauteur au m²** est également calculée pour évaluer la dynamique de recolonisation et ce à partir du nombre de recrûs de taille inférieure à 10 cm divisé par la superficie de la plantation. Ce quotient est ensuite transformé en pourcentage par rapport au nombre d'individus de taille inférieure à 10cm relevé en MD dans 1m² soit 19 plants/m².

4) La fonctionnalité de l'écosystème: le choix s'est porté sur l'évaluation de la fonctionnalité des espèces plantées afin d'établir leur dynamique (survie, capacité de reproduction et de régénération)

- Le **taux de survie des espèces plantées** est exprimé en pourcentage à partir du rapport entre le nombre d'individus plantés vivants et le nombre total d'individus plantés. L'indice de rétablissement est de 1, 2, 3, 4 et 5 si le pourcentage est respectivement compris entre 0 et 30%, 31 et 60%, 61 et 70%, 71 et 80%, et supérieur à 80.

- La **capacité de reproduction par plantation** est exprimée en pourcentage à partir du rapport entre le nombre de plants plantés vivants fertiles et le nombre total de plants plantés vivants. L'indice de rétablissement est de 1, 2, 3, 4 et 5 si le pourcentage est respectivement compris entre 0 et 20%, 21 et 40%, 41 et 60%, 61 et 80%, et supérieur à 80%.

- La capacité de **régénération par plantation** est exprimée en pourcentage à partir du rapport entre le nombre de recrûs au stade plantule issus des espèces plantées et le nombre moyen de plantules relevé dans l'écosystème de référence (MD), caractéristique de sa capacité de régénération. L'indice de rétablissement est de 1, 2, 3, 4 et 5 si le pourcentage est respectivement compris entre 0 et 15%, 16 et 30%, 31 et 50%, 51 et 75%, et supérieur à 75%.

5) Les échanges entre les écosystèmes:

- Le **flux de dispersion à l'échelle du paysage** est déterminé par rapport à la distance entre la lisière de la plantation et celle de la végétation dense la plus proche (MD, MPGd et MP). Cette distance correspondrait à celle que devrait effectuer une espèce pour atteindre la plantation et ce à partir de la végétation choisie. C'est pourquoi, les indices de rétablissement ont été déterminés en fonction des distances médianes moyennes de chaque mode de dispersion tel qu'évaluées par Thomson *et al.* (2011). On obtient donc : de 0-20 m (indice 5), 20-40m (indice 4), 40-80m (indice 3), 80-160m (indice 2) et 160-245m (indice 1) pour les distances de dispersion des espèces barochores (5), anémochores (4) et endozoochores (3, 2 et 1) respectivement.

- La **connectivité entre habitats**, c'est-à-dire entre chaque plantation et le milieu environnant prend en compte un facteur supplémentaire à savoir celui de la surface. En effet, elle est évaluée pour définir l'indice de rétablissement selon la distance de la zone tampon créée virtuellement autour des plantations (réalisée sur SIG), dans laquelle on retrouve à minima la même superficie de végétation dense (MD, MPGd et MP) que celle de la plantation (Fig. 3.3). Ce choix fait arbitrairement se base sur le fait que plus la distance, à laquelle la surface de milieux naturels environnants est équivalente à celle de la plantation, est faible, plus les chances que ces deux patchs se connectent et aient des interactions sont grandes. L'indice de rétablissement est de 5, 4, 3, 2 et 1 si la superficie de végétation naturelle, égale ou supérieure à celle de la plantation, se retrouve dans la zone tampon de 0-20, 0-40, 0-80, 0-160 et celle supérieur à 160m respectivement.

- **La diversité spécifique apparue sur chaque plantation** est exprimée en pourcentage à partir du rapport entre le nombre d'espèces apparues (hors espèces plantées) et le nombre d'espèces total de la plantation (espèces plantées + espèces apparues). L'indice de rétablissement est de 1, 2, 3, 4 et 5 si le pourcentage est respectivement compris entre 0 et 20%, 21 et 40%, 41 et 60%, 61 et 80%, et supérieur à 80%.

- **L'enrichissement de chaque plantation** est exprimé en pourcentage à partir du rapport entre le nombre de recrûs issus des milieux alentours et le nombre total des recrûs issus de toutes espèces confondues (espèces plantées + espèces apparues). L'indice de rétablissement est de 1, 2, 3, 4 et 5 si le pourcentage est respectivement compris entre 0 et 15%, 16 et 30%, 31 et 40%, 41 et 60%, et supérieur à 60%.

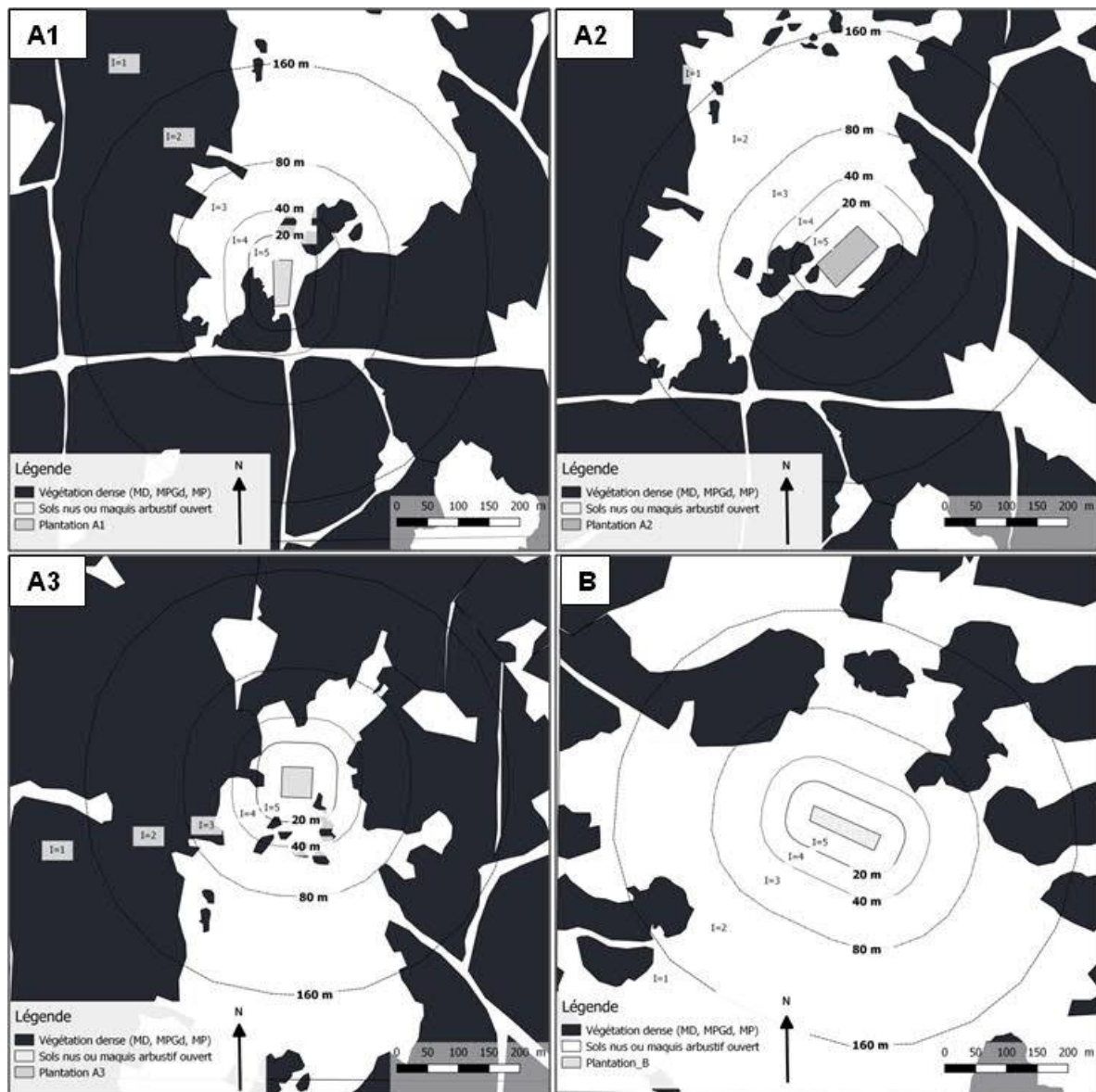


Figure 3.3. Cartographie des plantations (A1, A2, A3 et B) et de leur connectivité avec le paysage environnant illustrée par les zones tampons situées à 20, 40, 80 et 160 mètres du bord des plantations. L'indice I, indiqué dans chaque zone tampon, est retenu dès lors que la surface de végétation naturelle de type dense (MD, MPGd, MP) est équivalente ou supérieure à celle de la plantation.

3. Résultats

3.1. Description du maquis arbustif dense

Le maquis arbustif dense présente une densité importante de végétaux à tel point que nous avons évalué que 1m² de ce milieu est recouvert à 80% (Fig. 3.2A). La végétation dépasse rarement les 6 mètres et la hauteur moyenne se situe à 2,50 mètres. L'inventaire a permis d'identifier 92 espèces ligneuses dont 67, 19 et 6 sont respectivement zoochores, anémochores et barochores (Ititiaty *et al.*, In prep ; cf. chapitre 4).

L'échantillonnage par strate (intervalles de hauteur) a permis de dénombrer en moyenne (N=30) 19, 7, 4, 3, 3 et 5 individus pour les classes suivantes: [0-10 cm],]10-50 cm],]50,100 cm],]100-150 cm],]150-200 cm] et supérieure à 200 cm respectivement (**Annexe 3.5**).

3.2. Progrès de rétablissement des zones revégétalisées par plantation

La figure 3.4 présente les progrès de rétablissement des plantations A1, A2, A3 et B obtenus selon le système des 5 étoiles en vue d'atteindre un maquis arbustif dense (MD).

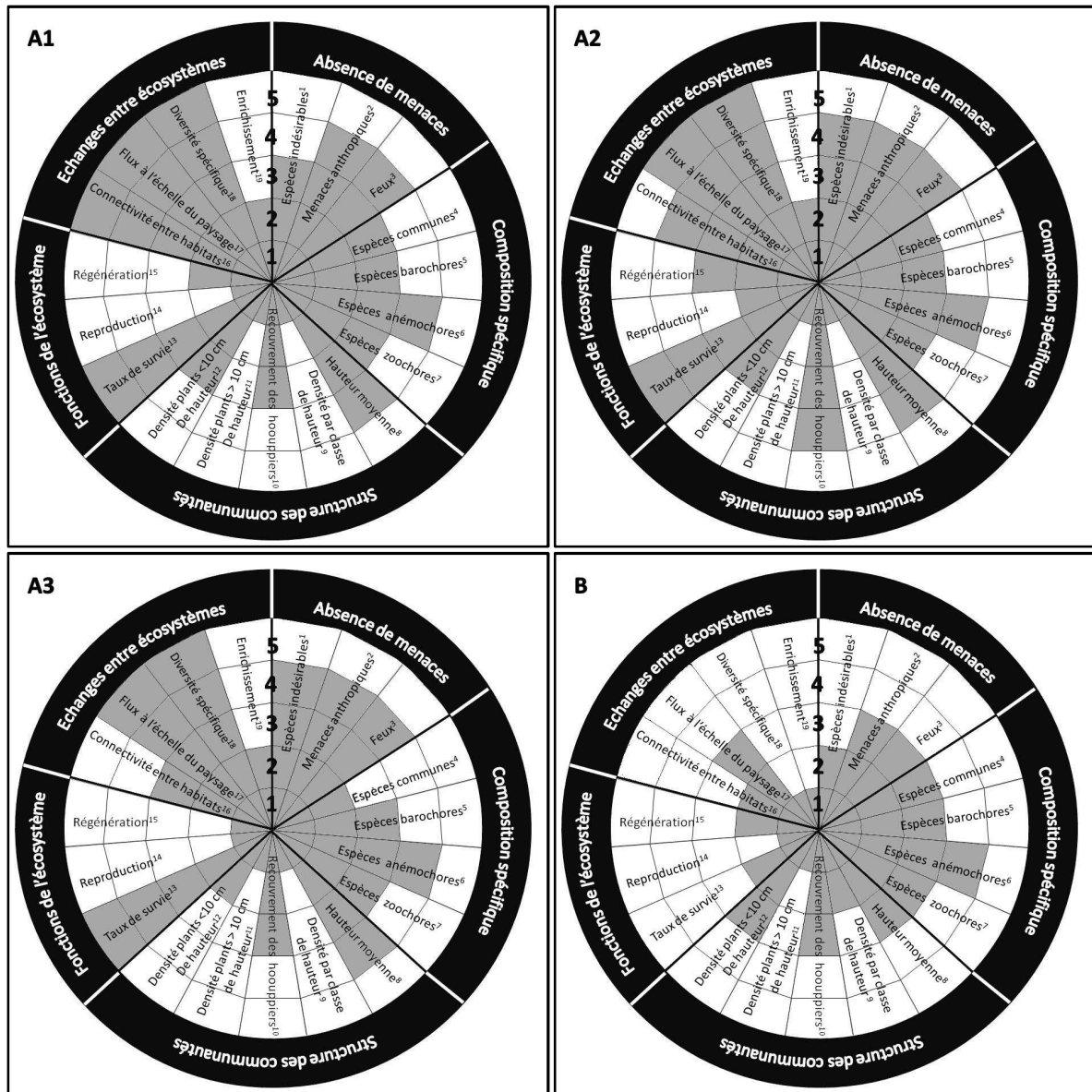


Figure 3.4. Progrès de rétablissement vers un maquis arbustif dense (MD) des zones A1, A2, A3 (19 ans après plantation) et de la zone B (14 ans après plantation) selon le système des 5 étoiles de rétablissement (McDonald *et al.*, 2016). ¹Absence d'espèces indésirables (animales ou végétales); ²Absence de menaces anthropiques et ³Absence de feu. Pour l'attribut : Absence de menaces, si l'indice est proche de 5 c'est qu'il n'y a pas de menaces. ⁴Espèces communes, ⁵Espèces barochores, ⁶Espèces anémochores, ⁷Espèces zoochores entre chaque plantation et le MD. ⁸Hauteur moyenne de chaque plantation comparée au MD, ⁹Nombre d'individus au m² par classe de taille comparé au MD, ¹⁰Recouvrement des houppiers des plants plantés, ¹¹Densité des plants supérieurs à 10 cm de hauteur au m² et ¹²Densité des plants inférieurs à 10 cm de hauteur au m². ¹³Taux de survie, ¹⁴Capacité de reproduction des individus plantés et ¹⁵Capacité de régénération de la plantation. ¹⁶Connectivités entre habitats, ¹⁷Flux de dispersion à l'échelle du paysage, ¹⁸Diversité spécifique apportée à la plantation et ¹⁹Enrichissement de la plantation.

3.2.1. Description par plantation

❖ Evaluation de la plantation A1 par rapport au MD (Fig. 3.4-A1).

Peu de menaces pèsent sur la plantation A1 avec des indices compris entre 3 et 4. Lors du relevé, des espèces végétales envahissantes ont été notées, mais en faible proportion. De plus, des traces de cerfs ont été observées autour de la plantation, mais aucun impact direct n'a été constaté sur la végétation plantée (broutage des végétaux), ni sur les recrûs (piétinement des plantules).

Par rapport au MD, la composition spécifique est moyenne avec un indice de 3 représentatif des 22% d'espèces communes au MD. Ce sont ainsi 20 espèces qui sont présentes contre 3 plantées (Annexe 3.3), d'ailleurs toujours représentées dans le cortège au moment du relevé. Les proportions d'espèces zoochores et barochores communes au MD ont également atteint un indice de 3 (24 et 33% respectivement). A noter qu'une seule espèce plantée présentait un caractère zoochore (Annexe 3.3 & 3.4) contre 16 relevées. Par ailleurs, on note que les espèces anémochores communes au MD sont un peu plus représentées que les précédentes avec un indice de 4 (47%), du fait en particulier de la présence des 2 espèces plantées présentant ce type de dispersion sur les 9 relevées (Annexe 3.3 & 3.4).

Concernant la structure de la végétation, la hauteur moyenne, le recouvrement des houppiers et la densité des individus de taille inférieure à 10 cm ont un indice de 3 à 4 (cas de la hauteur) qui reflète pour ces sous attributs, une évolution moyenne mais favorable vers un MD. La densité des individus au m² par classe de hauteur est très faible avec un indice de 1 qui est à relier à la faible densité des individus de taille supérieure à 10 cm. Ainsi, il est constaté pour cette plantation une prédominance d'individus de petite taille (plantules d'espèces ligneuses) à l'instant du relevé mais à l'inverse l'installation sur le plus long terme semble plus difficile (faiblesses des individus > 10cm).

Les résultats montrent également que le taux de survie des espèces plantées (93%) est très élevé, caractérisé par un indice de 5 alors que la capacité de reproduction et de régénération de la plantation restent faibles avec un indice de 1 et 2 respectivement.

Enfin, la plantation A1 est très connectée avec la végétation alentour (indice 5) et bénéficie d'important flux de dispersion (indice 5), ce qui se caractérise par une diversité spécifique apportée également élevée (indice 5). Cependant, ce sous-attribut est à relativiser par rapport à l'enrichissement constaté de la plantation qui est plutôt moyen à faible (indice 2). En effet, si le nombre d'espèces apparues est élevé (24), le nombre d'individus par espèce apparue ne représente que 19% des recrûs présents, de fait majoritairement issus des individus plantés (Annexe 3.7) et en particulier de l'espèce *Gymnostoma deplancheanum* avec 1960 recrûs sur les 2424 (81%) comptabilisés sur l'ensemble de la plantation. Il est à noter que la végétation alentour de type MPGd est majoritairement constituée de cette espèce et que les recrûs peuvent donc provenir soit des individus plantés soit des individus des milieux environnants. A une moindre échelle le *Grevillea exul subsp. rubiginosa* participe à ce même phénomène (0,5%).

❖ Evaluation de la plantation A2 par rapport au MD (Fig. 3.4-A2).

La plantation A2 est très peu menacée par les espèces invasives, les menaces anthropiques et le feu (indice 4 pour chaque sous-attribut), même s'il est à noter la présence de quelques individus (3) de *Dodonaea viscosa* (espèce native mais non présente naturellement dans les milieux environnants) qui ne représentent donc à ce stade qu'une très faible menace vis à vis des autres espèces.

Concernant la composition spécifique, on observe une évolution moyenne vers le MD, car l'indice de 3 est attribué pour les espèces communes (29%). Tout comme pour la plantation A1, ce sont ici 27 espèces qui sont présentes contre 4 plantées (Annexe 3.3), là encore toujours représentées dans le cortège au moment du relevé. La proportion d'espèces zoochores et barochores est également à un indice de 3 (34 et 33% respectivement). La seule espèce zoochore plantée identique à celle de la plantation A1 a été relevée parmi les 23 espèces présentes. De nouveau, les espèces anémochores communes au MD sont plus représentées que les précédentes avec un indice de 4 (68%) soit 13 espèces alors que la plantation A2, ne compte qu'une seule espèce de plus que la plantation A1 (soit 3 au lieu de 2) présentant ce type de dispersion.

Nos résultats montrent que pour la plantation A2, la hauteur moyenne et le recouvrement des houppiers des individus plantés sont importants (indice 4) par rapport au MD. La densité des individus inférieurs à 10 cm de hauteur présente une évolution moyenne vers un MD (indice 3) alors que la densité des plantes au m² par classe de hauteur est très faible (indice 1) et est liée à la faible densité des individus supérieurs à 10 cm de hauteur. Aussi, tout comme pour la plantation A1, le nombre de recrûs est élevé mais leur persistance reste faible malgré une fermeture du milieu plus importante.

Le taux de survie des espèces plantées est élevé car l'indice est de 5, la capacité de régénération totale est moyenne (indice 3) alors que le taux de reproduction est plus faible (indice 2).

La connectivité entre la plantation et la végétation alentour (indice 5) et le flux de dispersion à l'échelle du paysage (indice 5) sont importants d'où l'apport conséquent de diversité spécifique à cette plantation (indice 5). Quant à l'enrichissement de la plantation, elle est moyenne (indice 2) du fait de la proportion de recrûs issus strictement des espèces alentours. Cependant, là encore la proportion de recrûs pouvant provenir d'individus plantés et/ou des milieux alentours est importante pour *G. deplancheanum* (57%), *Grevillea exul* subsp. *rubiginosa* (8%) et *Myodocarpus fraxinifolius* (19%) pour un total de 84% (Annexe 3.7). A noter l'apparition de l'espèce *D. viscosa* non issue des individus plantés mais qui semble provenir d'un semencier planté à proximité, sur le rond point de l'« ancienne pépinière » situé à 10m (Annexe 3.6).

❖ Evaluation de la plantation A3 par rapport au MD (Fig. 3.4-A3).

La plantation A3 est également très peu menacée par les espèces invasives, les menaces anthropiques et le feu (indice 4 pour chaque sous-attribut).

La composition spécifique comparée au MD est faible avec un indice de 2 avec 5% d'espèces communes au MD représenté par 14 espèces dont 4 proviennent des espèces plantées toujours vivantes. La proportion d'espèces zoochores et barochores est également moyenne avec un indice de 3 (16 et 33% respectivement) dont 2 espèces zoochores

proviennent de la plantation sur les 11 relevées. Les espèces anémochores communes sont de nouveau plus représentées que les précédentes avec un indice de 4 (47%) incluant 2 espèces plantées toujours présentes sur les 9 relevées.

Concernant la structure de la végétation, la hauteur moyenne et le recouvrement des houppiers ont un indice de 3 à 4 soit une évolution moyenne vers un MD pour ces sous attributs. La densité des plantes au m² par classe de hauteur est très faible (indice 1). En effet, on note tant une faible densité des individus de taille inférieure ou supérieure à 10 cm pour qui l'indice attribué est de 1 et 2 respectivement. Autrement dit le nombre de recrûs et leur survie y sont faibles.

Pour ce qui est de la fonctionnalité de la plantation, on observe un taux de survie des individus plantés élevé (indice 5), une capacité de régénération totale moyenne (indice 3) et un taux de reproduction très faible (indice de 1), laissant présager un développement peu favorable des individus plantés.

Bien que la plantation A3 soit moins bien connectée au milieu environnant (indice 4), les flux de dispersion à l'échelle du paysage et la diversité spécifique apportée à la plantation sont très importants (Indice 5). Quant à l'enrichissement de la plantation par l'arrivée de recrûs issus des milieux alentours, il est faible avec un indice de 2. De nouveau, la proportion de recrûs pouvant provenir d'individus plantés et/ou des milieux alentours est importante pour *G. deplancheanum* (44%), *Grevillea exul subsp. rubiginosa* (23%) et *Syzygium goyense* (10%) pour un total de 77% (Annexe 3.7).

❖ Evaluation de la plantation B par rapport au MD (Fig. 3.4-B).

La plantation B est exposée à diverses menaces avec un indice de 2 pour les espèces indésirables dû à la présence d'espèces invasives (en faible quantité) et de l'espèce native *Dodonaea viscosa* qui a été plantée alors qu'elle n'a pas été repérée lors des relevés menés dans les végétations alentours (Ititiaty *et al.*, In prep ; cf. chapitre 4). De plus, en 2017 un feu de faible ampleur a été observé à proximité de la plantation (à environ 300 mètres) même s'il a été maîtrisé assez rapidement. La plantation B est enfin située en bord d'une piste assez fréquentée par les employés de l'entreprise minière et les personnes des tribus alentours.

Par rapport au MD, la composition spécifique est moyenne avec un indice de 3 représentatif des 17% d'espèces communes au MD et ceci malgré le fait que 34 espèces y aient été plantées. Sur ces 34 espèces plantées seules 25 ont survécu (Annexe 3.3) et 11 d'entre-elles sont présentes en MD, les autres ayant été relevées à raison de 7 espèces au sein des formation(s) suivante(s) : MAO, MPGd, et MP. Enfin 7 espèces n'ont pas été relevées lors des inventaires des milieux environnants : *Cupaniopsis sp.*, *Dodonaea viscosa*, *Hibbertia lucens*, *Joinvillea plicata subsp. plicata*, *Piliocalyx laurifolius*, *Syzygium macranthum*, *Xanthostemon aurantiacus*. Les proportions d'espèces zoochores et barochores communes au MD ont également atteint un indice de 3 (28 et 33% respectivement). Cependant, il est important de noter que 15 espèces zoochores sont la résultante de leur implantation par plantation sur les 19 relevées (Annexe 3.3). Il est également surprenant de constater la présence de 2 espèces barochores, *Geniostoma densiflorum* et *Solmsia calophylla*, sur cette zone alors qu'aucune ne proviendrait d'espèces plantées. Au regard de la distance des semenciers les plus proches (Annexe 3.6), leur caractère barochore évalué à partir de leur fruit reste à confirmer car elles seraient probablement dispersées par les animaux. Par ailleurs, on note que les espèces

anémochores communes au MD sont largement plus représentées que les précédentes avec un indice de 4 (57%). Cependant, 10 espèces apportées par plantation participent au chiffre de 11 espèces relevées.

Concernant la structure de la végétation, la hauteur moyenne, le recouvrement des houppiers et la densité des individus inférieurs à 10 cm de hauteur sont moyens (indice 3 pour chaque sous-attribut). La densité des plantes au m² par classe de hauteur est faible car l'indice est de 2 et est liée à la faible densité des individus supérieurs à 10 cm de hauteur. Le nombre de recrûs y est donc plutôt élevé mais leur persistance reste faible.

Les résultats montrent enfin que le taux de survie, le taux de reproduction et la capacité de régénération des espèces plantées sont faibles (indice 1 à 2).

Concernant les échanges avec l'extérieur, on observe que la connexion de la plantation B au milieu naturel est moyenne (indice 3) d'où un flux de dispersion à l'échelle du paysage lui-même moyen (indice 3). Ceci a pour effet direct de conduire à un faible apport de diversité spécifique et un faible enrichissement de la plantation (indice 1 pour chaque sous-attribut). Aussi l'Annexe 3.6 qui présente les distances minimales entre la plantation et le premier semencier potentiel pour les espèces l'ayant colonisé au nombre de 7 et issues du milieu naturel (non plantées) montre la difficulté rencontrée par ces dernières pour s'y installer du fait de longues distances. A noter enfin que la proportion d'espèces dont les recrûs peuvent provenir d'individus plantés et/ou des milieux alentours n'est que de 51% et concerne 13 espèces avec les plus fortes proportions pour *Alphitonia neocaledonica* et *Scaevola balansae* de l'ordre de 20% chacune.

3.2.2. Analyse comparative des plantations de l'« ancienne pépinière », A1, A2 et A3 (Figs. 3.4-A1, 3.4-A2, 3.4-A3)

Les résultats montrent que dans l'ensemble, les plantations de l'« ancienne pépinière » sont peu exposées aux menaces. Cependant, la présence d'espèces indésirables est un peu plus marquée (indice de 3) pour la zone revégétalisée A1 par rapport aux deux autres (indice de 4).

Le progrès de rétablissement de la composition spécifique est plus important en A1 et A2 (indice 3) qu'en A3 (indice 2) (voir la description dans les paragraphes précédents). A noter cependant que la plantation A2 présente un plus grand nombre d'espèces communes au MD laissant présager une meilleure recolonisation. Ceci est renforcé par un pourcentage d'espèces zoochores important (34%) ainsi qu'un nombre d'espèces anémochores communes au MD quant à lui remarquablement élevé avec 68%.

Par contre, la structure des communautés végétales varie d'une plantation à une autre. En effet, la hauteur moyenne et le recouvrement des houppiers des individus plantés sont plus importants dans la plantation A2 que dans la A1 et la A3, élément à relier probablement aux conditions édaphiques. De plus, la densité des individus inférieurs à 10 cm de hauteur est plus importante au sein des zones revégétalisées A1 et A2 (indice 3) qu'à l'intérieur de la A3 (indice 2). Quelle que soit la plantation, la densité au m² des plantes par classe de taille est faible et s'explique essentiellement par la faible densité des individus de taille supérieure à 10 cm qui est également très faible (indice 1). Ainsi, s'il semble que des plantules de diversité spécifique moyenne arrivent à recoloniser ces plantations, avec une plus grande difficulté sur la plantation A3, il n'en reste pas moins que leur persistance sur le long terme reste plus complexe.

Lorsque l'on s'intéresse aux fonctions de l'écosystème planté, le taux de survie présente le même indice pour les trois plantations (5) avec des valeurs supérieures à 90%. Le taux de reproduction est un peu plus grand dans la plantation A2 (indice 2) révélant certainement une ressource nutritive plus importante favorable à la floraison et à la fructification. On remarque également que la régénération sur les parcelles revégétalisées A1 et A2 (indice 2 et 3 respectivement) sont plus importants que celle de la A3 (indice 1), à relier tant au taux de reproduction plus faible pour A3 qu'à l'état induré du sol moins favorable à l'implantation de plantules pour A1 par rapport à A2.

La cartographie de la zone (Figs. 3.3-A1, 3.4-A1) montrent que les plantations A1 et A2 présentent la plus forte connexion avec le milieu environnant (indice 5), suivi de la A3 (indice 4). En effet, cette dernière est plus éloignée de la végétation naturelle que les deux premières. Le flux de dispersion à l'échelle du paysage et la diversité spécifique apportée aux zones revégétalisées sont très importantes (indice 5 pour les 3); cependant, l'enrichissement des plantations l'est moins (indice 2 pour les 3). Cet indice faible est à relativiser au regard des proportions de recrûs pouvant provenir d'individus plantés et/ou des milieux alentours en particulier pour A2 (84%). Ceci semble être la résultante à la fois de la proximité de la plantation A2 avec les végétations environnantes et des conditions d'installation plus favorables (conditions de sol : latérite rouge meuble; taux de recouvrement/ombrage ; ...). On peut en effet constater que près de 1245 recrûs issus strictement d'espèces du milieu environnant (représentant 34 espèces différentes) ont été dénombrés sur la plantation A2 soit une densité de 1,13 plantules au m² contre des densités de 0,9 et 0,29 respectivement pour les plantations A1 et A3 avec 24 et 18 espèces nouvelles.

3.2.3. Analyse entre les plantations de l'« ancienne pépinière » : A1, A2 et A3 et celle de la Kuebini : B (Fig. 3.4)

Concernant les menaces pesant sur ces écosystèmes revégétalisés, les plantations A1, A2 et A3 sont globalement épargnées (indice 4, à l'exception des espèces indésirables dont la présence est plus observée sur la plantation A1 avec un indice de 3), alors que la plantation B est plus exposée aux menaces (indices de 2 à 3).

Les résultats montrent que la composition spécifique commune avec le MD évolue de la même façon pour les plantations A1 et A2 de l'« ancienne pépinière » laissant présager une trajectoire positive vers l'écosystème cible. Pour celle de la Kuebini même si l'indice est de 3, le fait que le nombre d'espèces initialement utilisées sur la plantation B était de 34 contre 3 ou 4 sur les plantations A1, A2 et A3, conduit à relativiser son évolution. En effet, au moment du relevé sur les 16 espèces communes au MD (contre 14, 20 et 27 sur les plantations de l'« ancienne pépinière »), 11 proviennent de la plantation, 9 sur les 11 s'y sont régénérées par recrûs et 2 sur les 11 seulement présentent des individus installés de manière plus pérenne (taille supérieure à 10 cm). Si l'on considère le type de dispersion des espèces communes au MD, la proportion d'espèces barochore est équivalente quelle que soit la plantation considérée. Concernant les espèces anémochores et zoochores, leur proportion est plus importante sur A2 et B. Cependant dans le cas de la plantation A2, leur origine est très majoritairement issue du milieu environnant alors que dans le cas de la plantation B, aucune des 2 espèces barochores, 10 des 11 espèces anémochores, et 15 des 19 espèces zoochores proviennent des espèces plantées, ce qui est à relier avec les problèmes de connectivités (cf. plus bas).

En ce qui concerne la structure des communautés, la hauteur de la végétation est plus importante pour les 3 plantations de l'« ancienne pépinière » (indice 4) par rapport à celle de la Kuebini (indice 3). Le recouvrement des houppiers est moyen (indice 3) aussi bien pour la plantation B que pour les plantations A1 et A3 alors qu'il est plus important sur A2 (indice 4). Globalement donc, les conditions de développement semblent plus favorables sur la plantation A2. On note que la densité des plantes au mètre carré par classe de hauteur est un plus importante pour la plantation B (indice 2) que pour celles de l'« ancienne pépinière » (indice 1), bien que la densité des individus de taille supérieure à 10 cm y soit également très faible elle reste la plus importante avec 2,6% (indice 1 pour les quatre plantations). De plus, dans la plantation B, la densité des plantes de taille inférieure à 10 cm est moyenne (indice 3) comme pour celle de la A1 et la A2, l'installation des plantules y semble donc plutôt favorable en particulier par rapport à la plantation A3, bien que moins favorable que la plantation A2 (28% pour B vs 37% pour A2) .

Par rapport aux plantations de l'« ancienne pépinière », le taux de survie des espèces plantées de 56% de la plantation B est faible (indice 2 vs 5 pour les autres). De plus, la capacité de reproduction y est l'une des plus faibles avec 13% proche de celles des plantations A1 et A3 et environ trois fois plus faible que celle de la plantation A2. Malgré tout la capacité de régénération y est aussi bonne que pour la plantation A1, plus faible que la A2 et très largement plus grande que celle de la A3. Ainsi, pour cette plantation B, on constate que les plantules sont très majoritairement issus des espèces plantées avec près de 3730 individus contre 29 d'espèces apparues.

Ceci est en partie expliqué par les résultats montrant que la plantation B est beaucoup moins connectée au milieu naturel (indice 3) que les plantations de l'« ancienne pépinière » (indice 4 à 5) d'où un apport en diversité spécifique (indice 1 versus 5) et un enrichissement de la plantation (indice 1 versus 2) également plus faibles. Le flux de dispersion à l'échelle du paysage est également moyen pour la plantation B (indice 3) comparé aux trois autres plantations (indice 5). Ainsi, l'essentiel de la recolonisation de cette plantation se fait à partir des individus plantés ayant survécu.

Dans l'ensemble nos résultats montrent que les plantations A1 et A2 de l'« ancienne pépinière » sont sur une assez bonne trajectoire pour atteindre le maquis arbustif dense avec des conditions beaucoup plus favorables pour la A2 en particulier du fait des conditions de sols indurées de A1, alors que celles des plantations A3 et B sont plutôt moyennes à relier avec différents éléments allant du type de sol en passant par la connectivité.

Si l'on devait classer les plantations dans l'ordre croissant en fonction de leur trajectoire de rétablissement, vers un maquis dense, on obtiendrait : A2>A1>A3>B.

4. Discussion

❖ Evaluation entre les attributs des standards internationaux de la restauration écologique et ceux de cette étude

La première étape a consisté comme recommandé dans les standards internationaux de la restauration écologique (McDonald *et al.*, 2016) à choisir le milieu de référence. Le choix du maquis arbustif dense a été fait de par sa structure, sa diversité et sa composition spécifique qui ont été évaluées par Ittiaty *et al.* (in prep. ; cf. chapitre 4) et du fait de son

positionnement dans la succession écologique telle qu'elle est aujourd'hui connue, la situant sur une trajectoire favorable à un retour vers le milieu forestier. Cependant, plusieurs éléments tels que la faune et les conditions abiotiques (substrats, hydrologie, flux d'énergie, cycle des nutriments) du maquis arbustif dense sont peu renseignés dans notre étude qui se base essentiellement sur des données floristiques.

Selon les standards internationaux de la restauration écologique (McDonald *et al.*, 2016), l'écosystème de référence doit également inclure la description des processus de succession ou des stades de développement caractéristiques du déclin ou du rétablissement de l'écosystème après perturbation. Cependant, dans notre étude, le maquis dense n'a pas réellement été évalué après un bouleversement de cet écosystème. Malgré tout, les travaux de McCoy *et al.* (1999) ont montré que les maquis observés actuellement sont issus de la destruction du stade forestier antérieur par le feu. Suite à cette destruction, la végétation se développe en maquis arbustif ouvert, puis en maquis arbustif (semi ouvert à dense) et enfin en maquis paraforestier avant d'atteindre un stade forestier (McCoy *et al.*, 1999; Jaffré *et al.*, 2003; Itiaty *et al.*, in prep cf chapitre 4)..

Concernant les zones restaurées étudiées, il est important de rappeler que le projet de révégétaliser ces zones a été initié et réalisé par Vale NC et que ces plantations n'ont pas été conçues dans l'optique d'être étudiées par la suite même si l'évolution des connaissances dans le domaine a conduit ces derniers à intégrer plus d'espèces pionnières dans la plantation de la Kuebini avec une vision de restauration potentielle plus grande. Ainsi, peu de données peuvent être analysées par des statistiques au vu de l'hétérogénéité des parcelles (superficie, type de sol, densité de plantation, composition spécifique etc...). La méthodologie que nous avons employée pour les relevés a déjà été utilisée en Nouvelle-Calédonie (Amir *et al.*, 2018) et elle est suffisamment robuste pour pouvoir tirer des conclusions fiables concernant l'évolution des plantations vers l'écosystème de référence.

Dans cette étude, tous les attributs proposés par les standards de la restauration écologique (McDonald *et al.*, 2016) sont repris : l'absence de menaces, la composition spécifique, la structure de la végétation, les fonctions de l'écosystème et les échanges avec l'extérieur. Tout comme pour le milieu de référence, les données existantes sur les conditions physiques, sont peu ou pas encore disponibles, donc non exploitées dans le cadre de ce travail de thèse.

Par ailleurs, notre étude est uniquement orientée sur la flore, alors que les standards de la restauration écologique (McDonald *et al.*, 2016) prennent également en compte les animaux et les microorganismes. De ce fait, nous avons réduit et adapté les sous-attributs aux données floristiques et écologiques du monde végétal tout en y intégrant l'élément de dispersion qui lui fait appel au monde animal (zoochorie). Malgré tout cette méthode reste la plus pragmatique pour avoir des résultats interprétables rapidement même s'il convient d'envisager dans les années à venir d'y intégrer les autres éléments de connaissances qui pourront être acquis. A ce titre, il est à noter que cette étude fait partie d'un projet plus global de recherche financé par le CNRT « Nickel et son environnement » nommé : « Identification d'indicateurs biologiques du fonctionnement des écosystèmes miniers restaurés (acronyme : Bioindic) ». Dans ce projet, différentes équipes de recherche de l'IAC, de l'UNC et de l'IRD travaillent également sur l'écologie des microorganismes du sol (bactéries et champignons), sur la génétique des populations d'une plante modèle (*Gymnostoma deplancheanum*, espèce de ligneux dioïque de la famille des Casuarinacées à dispersion anémochore) et sur l'analyse physico-chimique des sols dans les milieux

restaurés et les milieux naturels (différentes végétations alentours participant à la succession écologique) de la même zone d'étude. Cependant, à ce stade, les données de ces équipes ne sont que partiellement accessibles. Lorsque ces dernières seront disponibles, il serait judicieux de les regrouper pour avoir une meilleure compréhension de l'écosystème cible et renforcer l'évaluation des progrès de rétablissement des plantations vers ce dernier.

Il nous apparaît également à posteriori qu'afin de mieux évaluer les échanges entre écosystèmes, qu'il conviendrait d'évaluer un sous-attribut nommé barrières écologiques à la dispersion (mur de pierre, lac de grande étendu, direction des vents dominants...) lorsqu'elles sont présentes, car elles permettraient de mieux appréhender l'accessibilité des écosystèmes restaurés par rapport au milieu alentour. Ce sous-attribut serait complémentaire à celui de la connectivité entre habitats et aux flux de dispersion à l'échelle du paysage.

Nous avons noté par ailleurs que, quelle que soit la plantation, le taux de reproduction apparaît faible. Cependant, ce résultat est à relativiser car il résulte d'un seul relevé phénologique au cours d'une année. Concernant ce sous-attribut, il faudrait réajuster notre méthodologie et faire un suivi phénologique une fois par mois pendant au moins un an. Il aurait également fallu avoir l'âge de première fructification par espèce plantée, mais ces données ne sont pas acquises à ce stade. Dans les prochains projets de restauration, il faudrait mettre en place une méthodologie adéquate pour obtenir ces résultats.

❖ **Analyse des indices entre les plantations de l'« ancienne pépinière » (A1, A2 et A3)**

Cette analyse se justifie du fait que ces trois plantations ont été effectuées en même temps et que leurs caractéristiques sont proches concernant leur implantation géographique globale, les traitements appliqués, leurs densités de plantation, la composition en espèces plantées quasi identique à une espèce près (3 espèces communes sur 4 plantées au maximum). Elles diffèrent par contre de par le substrat qui les compose, le travail du sol et sa résultante meuble, leur exposition au vent, leurs surfaces et leur proximité aux végétations environnantes.

Les résultats montrent que la plantation A1 est un peu plus exposée aux menaces que les deux autres plantations (A2 et A3), ce qui pourrait s'expliquer par le fait que la parcelle revégétalisée A1 est située à l'entrée de la zone dite de « l'ancienne pépinière » proche de la piste la plus fréquentée de la zone et donc potentiellement plus exposée aux espèces invasives animales ou végétales.

Si l'on considère l'évolution des espèces plantées et leur capacité de régénération, on observe en premier lieu que la hauteur moyenne et le recouvrement des houppiers des individus plantés sont plus importants dans la plantation A2 que pour les deux autres et ce alors qu'il s'agit des mêmes espèces. En effet, toutes les espèces plantées et la très grande majorité (entre 92 et 96%) des individus plantés ont survécu. Les différences observées peuvent être dues au type de sol sur lequel ils ont été implantés. La plantation A2 a en effet été réalisée sur de la latérite rouge meuble alors que la A1 a été mise en place sur une zone de cuirasse dont les blocs peuvent empêcher le développement racinaire et ainsi limiter la croissance des plantes. Quant à la plantation A3, elle a été installée sur de la latérite jaune meuble, substrat à texture argilo-limoneuse dont la teneur en magnésium, en silice et en nickel est plus important qu'au sein de la latérite rouge (L'Huillier *et al.*, 2010). Des travaux récents issus d'une analyse des échecs et réussites de la restauration écologique en Nouvelle-Calédonie ont ainsi montré l'importance du travail du sol et du type de substrat

utilisé (Amir *et al.*, 2018; Fogliani *et al.*, 2018) ici confirmé par nos données. Ainsi, « le travail du sol de la zone vouée à être revégétalisée est essentiel en particulier dans les cas où ce dernier est fortement induré, tendance naturelle qu'ont les sols ultramafiques au cours du temps lorsque qu'ils sont laissés dénudés. Le décompactage améliore le drainage et la stabilité en créant des conditions plus favorables à l'installation ou à la reprise des jeunes plants et à leur enracinement profond ». Par ailleurs, toujours selon Fogliani *et al.*, (2018), « la comparaison de quelques modalités utilisant des substrats différents, notamment saprolites et latérites, montre que les latérites donnent de meilleurs résultats en général et plus encore pour la latérite rouge ». De plus, la plantation A3 se trouve dans un milieu un peu plus ouvert et est exposée aux vents ce qui contribue à assécher son sol contrairement aux deux autres parcelles. Fogliani *et al.*, (2018) ont montré qu'une « comparaison de parcelles soumises aux vents avec des parcelles protégées de cette influence démontre clairement que les terrains exposés aux vents sont moins productifs que les autres, en raison notamment de l'effet desséchant des vents ». Ces facteurs peuvent être à l'origine du développement plus lent des plantes de la zone A3. Cet élément va dans le sens des résultats obtenus par Amir *et al.*, (2018) et Fogliani *et al.*, (2018) sur des zones plus ou moins exposées aux vents dominants. On note également que la capacité de reproduction et de régénération des individus plantés sont toujours meilleures pour la plantation A2 (indice 2 et 3 respectivement) que pour les plantations A1 et A3. Il est bien connu qu'il existe une relation étroite entre la productivité d'une espèce végétale et ses capacités de floraison et de fructification (Mazliak, 1982; Larcher, 2003), ce qui expliquerait les pourcentages de capacité de reproduction. Par ailleurs, Amir *et al.* (2018) ont montré que globalement sur sols ultramafiques en Nouvelle-Calédonie, l'installation de recrûs est plus aisée sur un sol meuble et/ou fertile (cas de A2 vs A3) que sur un sol induré et/ou peu fertile (cas de A1), ce qui est montré ici de manière plus fine. On remarque cependant que la plantation A1 présente une capacité de régénération importante de l'ordre de 19% malgré le sol induré, ce qui pourrait s'expliquer par le fait observé sur le terrain que les plantules s'installent sur les faibles surfaces où les blocs de cuirasse ne sont pas présents et où l'on trouve une couche peu épaisse de latérite rouge gravillonnaire. Par conséquent, il faudrait suivre la croissance de ces plantules et voir si elles survivent aux conditions difficiles (sol meuble en surface mais induré à partir d'une certaine profondeur) dans lesquelles elles se sont installées.

Si l'on s'attache à étudier l'impact des végétations alentours sur la colonisation de la plantation par de nouvelles espèces, on constate globalement une installation quasi équivalente des recrûs strictement issus des milieux environnants sur les 3 plantations. Cependant, en considérant les recrûs pouvant provenir d'individus plantés et/ou des milieux alentours, on constate en particulier pour A2 des proportions importantes (84%). Ceci confirme son caractère attractif du fait de meilleures conditions édaphiques et d'un couvert végétal plus dense créant de l'ombrage et un apport plus important de litière engendrant des microclimats favorables à la germination des graines et à l'installation des plantules. Toutefois, au regard de la diversité spécifique et du nombre de recrûs apparus, l'insertion de ces plantations dans le paysage avec une assez bonne connectivité avec les formations végétales environnantes et des flux de dispersion élevés avec ces dernières amplifie ce phénomène. Ces résultats sont en accord avec l'étude de White *et al.* (2004) qui ont montré que la localisation d'une plantation dans le paysage peut affecter la diversité spécifique en son sein. Il semblerait que les blocs de cuirasse présents sur la plantation A1 restreignent l'installation des plantules malgré sa bonne connectivité avec les végétations alentours. Quant à la plantation A3, elle a été mise en place sur un sol argileux exposé aux vents et est entourée de plus grandes surfaces dénudées. Ces éléments peuvent contribuer à une

intensité lumineuse importante à la surface du sol qui influence la température et l'humidité de ce dernier. Les conditions du sol précédentes peuvent affaiblir la densité de la régénération naturelle au sein des plantations (Holl *et al.*, 2000).

Si l'on s'attache au cas particulier de l'espèce *Gymnostoma deplancheanum* (Annexe 3.7), on observe un taux important de plantules de cette espèce sur les plantations A1 et A2 par rapport à la plantation A3 (1960 i.e 81% et 4499 i.e 57% des plantules des plantations A1 et A2 respectivement appartiennent à l'espèce *G. deplancheanum*, contre 328 i.e 44% pour la A3). N'ayant pas d'information sur l'origine des plantules de *G. deplancheanum* qui peuvent provenir tant des individus plantés que ceux présents dans le milieu environnant, on émet l'hypothèse que la proximité entre ces plantations et la végétation naturelle voisine (dominée par du maquis arbustif dense ou du maquis paraforestier à *G. deplancheanum*) influence l'augmentation du nombre de plantules de cette espèce. Par ailleurs, l'espèce *Myodocarpus fraxinifolius* plantée sur A2 et pas sur les deux autres, a contribué à l'apport important de 1492 i.e 19% des plantules. Ce même phénomène est à observer pour *Grevillea exul subsp. rubiginosa* sur les 3 plantations avec malgré tout un bémol puisque cette espèce est présente en MAO qui est situé beaucoup plus loin des plantations de l'« ancienne pépinière » et a donc moins de chance d'en être à l'origine. Plusieurs études ont montré que la composition en espèces et la structure de la végétation plantée peuvent améliorer l'apport de semences (Barbosa & Pizo, 2006; Zamora & Montagnini, 2007) et par conséquent affecter la composition spécifique de la régénération naturelle des plantations (Powers *et al.*, 1997; Mesquita *et al.*, 2001; Sansevero *et al.*, 2011).

Enfin, il est important de noter que quelle que soit la plantation considérée sur la zone dite de l'« ancienne pépinière », la densité au mètre carré des plantes par classe de taille est faible et s'explique par la faible densité des individus de taille supérieure à 10 cm. Autrement dit même si la présence d'un nombre important de plantules a été constatée, il n'en reste pas moins que leur survie et le maintien d'individus à long terme est plus complexe. Cependant la tendance la plus positive avec 37% de plantules et 2,1% d'individus de taille supérieure 10 cm se retrouve sur la plantation A2. A ce stade, ces plantations n'ont pas encore développé toutes les strates de la végétation observées dans l'écosystème de référence qu'est le maquis arbustif dense. En tenant compte de la structure de la végétation, ces plantations sont encore très jeunes, car la densité de plantules y est élevée alors que celle des individus supérieurs à 10 cm est y faible (Annexe 3.5). La structure verticale de la végétation devra se développer davantage pour atteindre celui du maquis dense. Cependant, on peut considérer que les plantations de l'« ancienne pépinière » sont sur une bonne voie car elles présentent des indices moyens (2 à 3) d'espèces communes au MD. Plus encore dans le cas de la plantation A2 qui présente un pourcentage d'espèces zoochores communes au MD important (34%), qui de par leur présence devrait attirer les disperseurs potentiels qui permettront à terme de réduire le gap de 66% du nombre d'espèces présentant ce type de dispersion (Wunderle, 1997; Sansevero *et al.*, 2011). Le nombre d'espèces anémochores communes au MD sur la plantation A2 est quant à lui remarquablement élevé avec 68%.

❖ Analyse des indices entre les plantations de l'« ancienne pépinière » (A1, A2 et A3) et celle de la Kuebini (B)

L'objectif de cette analyse entre des plantations d'âge différent mais d'implantation géographique globale proche (Fig. 3.1B) et de densité très proche est d'apprécier l'effet de l'apport d'un très grand nombre d'espèces (34 contre 3 ou 4) diverses par leur morphologie et leur type de dispersion mais aussi l'impact de l'intégration de cette plantation dans un paysage très différent (distance à la végétation, barrière écologique, ouverture du milieu etc..).

Les plantations A1, A2 et A3 sont dans l'ensemble moins menacées que la plantation B car la zone de l'« ancienne pépinière » où se situent ces trois plantations est peu accessible depuis la piste principale, l'entrée de la zone ayant toujours été bloquée par un portail verrouillé, alors que la plantation B, elle se situe au bord d'une piste fréquentée par les chasseurs, les exploitants de bois et les employés de l'entreprise minière voisine. De nombreuses études ont pu montrer l'influence néfaste de la présence humaine sur la colonisation des milieux par des espèces envahissantes (Mack *et al.*, 2000; Seabloom *et al.*, 2006; Pickering & Mount 2010). De plus, l'espèce *Dodonaea viscosa* a été plantée sur la zone revégétalisée de la Kuebini (B) alors qu'elle n'est pas présente dans les maquis alentours de la zone d'étude. Cette dernière est connue comme une espèce indigène à caractère pionnier qui peut se développer sur sol ultramafique et dans les maquis miniers à moins de 500m d'altitude (L'Huillier *et al.*, 2010; FLORICAL vers. 22.IV.2016: Morat *et al.*, 2012; Munzinger *et al.*, 2016). Ce caractère se confirme ici car elle s'est développée rapidement sur la plantation B. En effet, lors du relevé, 1691 recrûs de *D.viscosa* (Annexe 3.7), soit 45% des recrûs totaux, ont été répertoriés. Ceci laisse à penser qu'elle risque d'entrer en compétition à terme, pour l'espace et les nutriments en faible teneur du sol (L'Huillier *et al.*, 2010), avec les espèces endémiques qui pourraient s'installer et qui elles sont naturellement présentes dans le maquis arbustif dense alentour. C'est pour ces raisons que cette espèce native a été prise en compte dans les espèces indésirables.

Lorsque l'on compare les indices du progrès de rétablissement pour la composition spécifique, on se rend compte qu'ils sont équivalents pour les zones A1, A2 et B et que celui de la zone A3 est plus faible. Cependant en analysant les pourcentages d'espèces communes on constate que ceux-ci sont supérieurs sur A1 et A2 par rapport à B. On aurait pu s'attendre à ceci du fait de l'âge des plantations de l'« ancienne pépinière » i.e. 19 ans contre 14 ans pour celle de la Kuebini. A contrario, du fait d'une implantation d'un plus grand nombre d'espèces sur la zone B i.e. 34 espèces dont 16 communes au MD, contre 2 à 3 espèces sur les zones A1, A2 et A3, on aurait pu s'attendre à une évolution plus rapide vers le MD. Or la progression est moyenne sur la plantation B et peut s'expliquer par le fait que 26,5% des espèces sont mortes (Annexe 3.1) et qu'au final, seules 11 espèces communes au MD aient survécu avec en parallèle un enrichissement très faible (1%) de la plantation par les milieux environnants. A l'inverse même si la progression des plantations de l'« ancienne pépinière » est considérée comme moyenne, elle n'est pas moins bonne et est due à la connexion importante entre les plantations et le milieu naturel qui entraîne un apport extérieur de diversité spécifique plus important. Ce dernier point confirme encore le fait que la localisation de la plantation dans le paysage et la faible distance entre la plantation et la bordure de la forêt (Zanne & Chapman, 2001; White *et al.*, 2004) affectent positivement la richesse spécifique au sein des plantations. De plus, l'emplacement de la plantation est important pour les agents de dispersion des graines (mammifère, oiseaux, vent) qui diffèrent par leur capacité à transporter les graines et qui par conséquent déterminent le succès de la

régénération d'espèces d'arbre indigène au sein des plantations (Kuusipalo *et al.*, 1995; Parrotta *et al.*, 1997).

Lorsque l'on observe la composition spécifique des plantations, on constate que l'indice des espèces anémochores communes au maquis dense est supérieur à celui des espèces zoochores. Il est bien connu que les premières espèces à recoloniser les espaces ouverts (ici nos plantations) sont de type anémochores (Hodgson & Grime, 1990; Bonet & Pausas, 2004; Rehounkova & Prach, 2010), ce qui pourrait expliquer cette prédominance. Par contre, plus la plantation évolue vers une structure fermée plus la colonisation par des espèces zoochores à des chances d'être élevée. En effet, les espèces transportées par les animaux sont dominantes dans les régions tropicales et subtropicales (Wunderle, 1997) et dans la régénération naturelle de la forêt tropicale (Howe & Smallwood, 1982; Jordano, 2000); ainsi que dans le maquis arbustif dense. C'est certainement la raison pour laquelle la plantation A2 qui présente les individus plantés de plus grande taille et dont la surface de houppier est la plus importante présente également le nombre (22) et la proportion la plus importante d'espèces zoochores (34%) dont 96% sont issues du milieu environnant. Pour la plantation B, le nombre d'espèce zoochores plantées est très largement supérieur à celui des plantations A1, A2, et A3. Malgré tout, on constate que seules 3 nouvelles espèces zoochores ont colonisé cette zone, laissant penser que les distances avec les milieux environnants sont trop grandes pour permettre des échanges importants malgré l'attraction potentielle des 13 espèces zoochores plantées. Ceci est renforcé par les résultats montrant un apport en diversité spécifique et un enrichissement de la plantation plus faibles. En effet, seulement 29 plantules représentées par huit nouvelles espèces (dont cinq zoochores) ont recolonisé cette plantation. La faible connexion de cette zone, entourée de sols nus et de maquis ouvert sur cuirasse (Figs. 3.1B & 3.3), aux formations végétales denses alentours constitue une barrière aux transports des graines par certains animaux et expliquerait ce flux de dispersion moyen. En effet, il a été montré qu'une recolonisation des plantations par des espèces dispersées par les animaux peut être limitée quand les parcelles plantées ne sont pas adjacentes aux sources de semences, mais sont entourées de paysages servant de barrières aux animaux disséminateurs de graines (da Silva *et al.*, 1996; Bierregaard & Stouffer, 1997). Il a également été montré que la richesse spécifique et la densité des individus dans une plantation diminuaient quand la distance entre la lisière de la plantation et de la forêt augmentait (Parrotta, 1993; Hardwick *et al.*, 1997; Zanne & Chapman, 2001).

Par rapport aux plantations de l'« ancienne pépinière », le taux de survie de la plantation B est très faible. Il est assez difficile d'expliquer ce taux, plusieurs hypothèses pourraient être avancées : état de santé des plants, absence de travail du sol ayant limité l'implantation, espèces pas suffisamment résistantes à des conditions de milieu ouvert, ... Tous ces éléments ont été rapportés comme essentiel par Fogliani *et al.* (2018) dans la réussite des plantations sur sols ultramafiques en Nouvelle-Calédonie.

Malgré tout, il semble important de relativiser ces aspects négatifs de la plantation B qui est plus récente pouvant expliquer la productivité globale des espèces plantées plus faible car ayant une taille moyenne et un pourcentage de recouvrement plus faibles que les plantations de l'« ancienne pépinière ». Il n'en reste pas moins que sur cette zone la densité des individus de taille supérieure à 10 cm est la plus importante et elle pourrait rattraper son retard.

5. Conclusion et perspective pour les travaux de restauration écologique à venir et recommandations pour les plantations étudiées.

Au stade actuel, après 19 et 14 ans, les plantations étudiées n'ont pas atteint le stade de maquis arbustif dense (MD). Les résultats de cette étude ont montré que le rétablissement vers la formation végétale cible diffère entre les plantations. Dans l'ordre croissant de leur évolution vers le MD, on observe en premier la plantation A2, suivi de la parcelle A1, puis de la zone A3 et enfin la plantation B (Fig. 3.4). Quelle que soit la plantation considérée, le caractère de croissance lent des espèces de milieux ultramafiques est confirmé (Jaffré *et al.*, 1993) du fait essentiellement des caractéristiques de ces sols pauvres en éléments minéraux et riches en métaux lourds. Le choix de la zone d'étude au début de ce travail de thèse a été fait en connaissance de cause afin de permettre des interprétations robustes à partir de plantations qui n'ont pas été mises en place dans un cadre scientifique. Ainsi, les plantations sélectionnées n'étaient pas réalisées sur des zones sur lesquelles du topsoil aurait pu être apporté. Celui-ci aurait sans aucun doute permis d'augmenter les taux de survie et les taux de productivité (croissance, floraison, fructification, recouvrement) comme cela a été largement montré (Amir *et al.*, 2014; Amir *et al.*, 2018; Bordez *et al.*, 2018; Fogliani *et al.*, 2018) mais de par sa banque de graines, il aurait été difficile d'identifier l'origine des recrûs. Ainsi, il apparaît évident que pour une meilleure réussite l'utilisation du topsoil est essentiel et il serait très intéressant de mettre en place une expérimentation de même type afin d'évaluer son apport en plus de celui des milieux environnants en fonction des espèces plantées. Quoiqu'il en soit les données de cette étude sont exploitables dans le cadre de la restauration de zones dégradées (anciennes mines orphelines ou récentes) où il y a peu ou pas de topsoil.

L'évaluation des quatre anciennes zones revégétalisées par plantation a montré des différences dans la manière dont chacune d'elle influençait leur rétablissement vers un maquis arbustif dense. Les résultats indiquent que les performances du recouvrement des plantations varient en fonction des conditions du sol, du nombre d'espèces et de la composition spécifique plantés ainsi que de leur intégration dans la matrice paysagère. La plantation A2 s'est révélée être la plus développée de par le type sol (latérite rouge) et la forte connexion avec le milieu naturel environnant.

Aussi dans le cadre de futurs travaux de restauration plusieurs recommandations peuvent être proposées suite à cette évaluation :

- La plantation devra être menée sur un sol préférentiellement de latérite rouge (additionné de topsoil, non issue de ces travaux, cf Fogliani *et al.*, 2018) qui aura préalablement été travaillé en surface (Amir *et al.*, 2018; Fogliani *et al.*, 2018)
- En fonction de la distance et de la nature des formations végétales environnantes, l'effort à fournir lors de la mise en place des plantations sera différent, car elles influencent directement le flux de dispersion.

Aussi la première étape essentielle consistera à définir la végétation cible.

Ensuite plusieurs cas peuvent se présenter :

- Cas 1 : si la zone à restaurer est située à proximité de la végétation naturelle et entourée par des formations végétales à forte diversité floristique, il est possible de planter un nombre peu élevé d'espèces appartenant au cortège floristique des végétations environnantes, pionnières, présentant une vitesse de croissance

rapide et un houppier de large surface . Ces éléments permettront de créer une zone d'accueil favorable à des recrûs provenant des individus environnants.

- Cas 2 : lorsque la zone dégradée est entourée de formations végétales à faible diversité floristique et que les milieux forestiers sont éloignées, il est préconisé de planter un nombre d'espèces plus élevé présentant les mêmes caractéristiques que celles exposées dans le cas 1.
 - Cas 3 : si la zone de plantation est très éloignée de végétations sources de propagules, il conviendra en plus de la plantation d'un nombre important d'espèces d'envisager une restauration complémentaire afin de recréer des continuités écologiques entre cette plantation de grande surface et le milieu forestier par l'utilisation de la méthode des « pas japonais » qui consiste à mettre en place une succession d'habitat (plantation d'arbre) de surface généralement réduites, distants les uns des autres et dont la structure et la composition en espèce doivent prendre en compte les mêmes caractéristiques que la végétation.
- Lorsque les travaux de restauration sont réalisées par les gestionnaires (mineur ou collectivités territoriales), il est recommandé de co-construire les objectifs des opérations de restauration avec les instituts de recherche afin d'être en mesure d'évaluer le succès des travaux et ainsi monter de véritables activités de recherche-action.

A noter que quelque soit le cas considéré, il apparaît essentiel d'introduire un nombre non négligeable d'espèces zoochores, nombre qui doit augmenter proportionnellement avec l'augmentation de la distance à la végétation la plus proche et ce afin d'attirer les animaux disséminateurs et améliorer le recrutement dans la régénération naturelle des plantations. La proportion d'espèces zoochores devrait être égale ou supérieure à celle des espèces anémochores mais idéalement, il est recommandé de se rapprocher du ratio existant entre ces espèces dans le milieu de référence à restaurer. De plus, il serait également intéressant de maîtriser la connaissance concernant les périodes de fructification des espèces à planter car pendant ces périodes, la diversité et la densité des graines dispersées par les oiseaux augmentent (Clark *et al.*, 2004; Sansevero *et al.*, 2011) et il serait intéressant d'implanter des espèces de fructification décalée dans le temps pour avoir une disponibilité continue des fruits au sein des plantations (Fink *et al.*, 2009).

Par ailleurs, les espèces à utiliser, au delà du fait qu'elles doivent appartenir au cortège floristique des végétations environnantes, devraient idéalement être présentes tout le long de la succession écologique, espèces présentant une forte plasticité phénotypique leur permettant d'être adaptées tant aux milieux ouverts qu'aux environnements forestiers. C'est tout l'objet du chapitre suivant (cf. chapitre 4) qui, basé sur cette étude de cas, propose une liste d'espèces candidates et pour certaines d'entre-elles les moyens de les produire par étude de leur phénologie, germination, capacité de tolérance à la dessiccation..

Si l'on considère notre étude de cas, on constate que les plantations A1 et A2 de l'« ancienne pépinière » sont sur une assez bonne trajectoire pour atteindre le maquis arbustif dense, ce qui est en grande partie liée à la proximité de ces parcelles avec la végétation naturelle. La trajectoire de rétablissement des plantations A3 et B est plutôt moyenne et est liée à la connexion faible ou moyenne avec le milieu naturel dense environnant et au type de sol pour la plantation A3.

Si l'on considère que l'indice 3 est un objectif moyen à atteindre pour considérer que la plantation est sur la bonne voie, on constate qu'il conviendrait d'avoir des actions à certains niveaux contrôlables au sein des plantations.

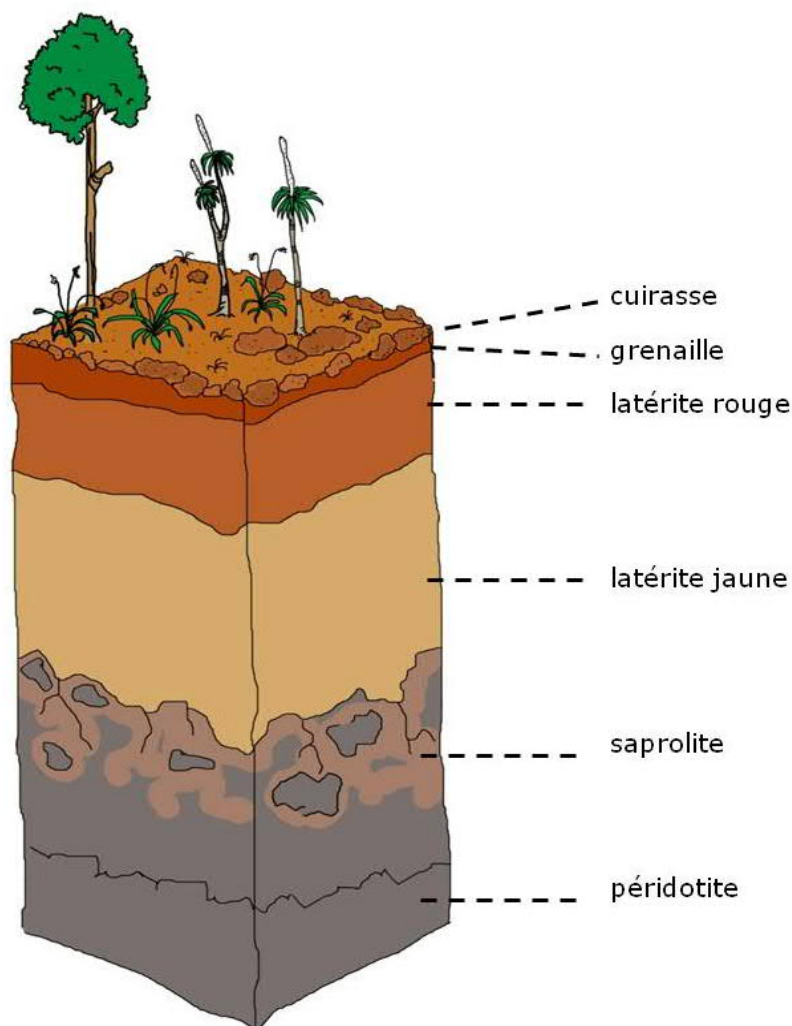
Ainsi, concernant les menaces, il convient de poursuivre la surveillance des impacts potentiels des espèces envahissantes animales ou végétales et d'intervenir le cas échéant. Plus spécifiquement pour la plantation B, la présence en grand nombre de *Dodoneae viscosa* et son effet à long terme est à évaluer pour éviter qu'elle n'ait un effet néfaste sur l'enrichissement spécifique de la plantation.

Concernant la composition spécifique, il faudrait envisager un enrichissement par de nouvelles plantations d'espèces zoochores sur la zone A3 et sur la plantation B en respectant les caractéristiques exposées plus haut afin d'augmenter l'attraction des animaux mais aussi le couvert végétal qui de fait augmentera les possibilités d'implantations de nouvelles recrûs et leur installation sur le long terme. Plus encore pour la plantation B, du fait de la mortalité des plants, il conviendrait de les remplacer afin de maintenir une densité suffisante. Pour améliorer les plantations, il est également proposé de renforcer la diversité spécifique en plantant des individus de sous bois, adapté à la succession végétale vers la forêt et appartenant au MD.

Enfin, en Nouvelle-Calédonie, il est important de rappeler que la restauration écologique est indissociable de la conservation des habitats. Par conséquent, il est recommandé de protéger les fragments restant de forêt et les formations végétales denses (maquis dense, maquis paraforestier et maquis préforestier) aux alentours car ils constituent des sources importantes de semences et contribuent fortement à la régénération naturelle des zones restaurées par plantation.

6. Annexes au chapitre 3

Annexe 3.1: Profil d'altération des sols ultramafiques (figure modifiée de Pelletier (1990) par Pierre Loslier et texte de Lagrange (2009))



« **La roche mère : la péridotite** (ou bed rock), dans laquelle les fractures vont favoriser le développement d'une altération pénétrante.

La saprolite (ou saprolite grossière), roche altérée à structure conservée où commence l'hydrolyse des silicates. Il existe une altération graduelle entre les "saprolites rocheuses" encore cohérentes à la base de l'ensemble et les "saprolites terreuses" proches de l'état d'altération latéritique.

La latérite jaune (ou saprolite fine) est le 2^{ème} stade d'altération des roches ultramafiques : Mg et Si n'existent quasiment plus, les oxy-hydroxydes de fer sont majoritaires, mais la structure de la roche reste encore reconnaissable. Le nickel est moins bien retenu par cet ensemble latéritique que par les saprolites. Les oxy-hydroxydes de fer cristallisent sous forme de goethites. Texture argilo – limoneuse.

La latérite rouge correspond à des horizons remaniés majoritairement composés de goethite et d'hématite où les structures de la roche mère sont effacées. Horizons supérieurs, meuble, texture graveleuse.

La cuirasse et la grenaille : Ces horizons supérieurs d'altération sont issus de la concrétion et de l'induration des oxy-hydroxydes de fer formant des matériaux durs aux couleurs rouge à noir. Cette cuirasse ferrugineuse peut être démantelée en nodules de tailles variables (pisolites ou grenaille) ».

Annexe 3.2: Caractéristiques des plantations étudiées sur le plateau de Goro intégrant l'état initial et les données relevées au cours de l'étude (Traitements : T=Témoin ; E=apport d'engrais nutritive brown ; H= apport d'humus végétal/compost).

	Parcelle	A1	A2	A3	B
Caractéristiques de la parcelle	Zone	Ancienne pépinière	Ancienne pépinière	Ancienne pépinière	Kuebini
	Date de réalisation	1997	1997	1997	2002
	Type de substrats	Cuirasse	Latérite rouge	Latérite jaune	Latérite rouge
	Travail du sol avant plantation	Aucun	Répartition homogène de la latérite rouge à la pelle retro	Répartition homogène de la latérite jaune à la pelle retro	Carrière de cuirasse abandonnée laissant affleurer la latérite rouge
	Traitement (produit utilisé)	3 traitements: T, E, H	3 traitements: T, E, H	3 traitements: T, E, H	1 traitement: E
	Induration	Indurée ⁴	Meuble	Meuble	Meuble
	Pente	Nulle	Nulle	Nulle	Nulle
	Erosion	Nulle	Nulle	Nulle	Nulle
	Altitude (m)	240	240	240	241
	Superficie de la plantation (m ²)	504	1104	600	700
	Exposition aux vents dominants	Non	Non	Oui (N, NE)	Oui
	Barrière écologique à la dispersion des semences				Nord est de la plantation, barrière de cailloux qui limite la circulation du vent
Milieu environnant dominant	Nature de l'écosystème environnant dominant	Maquis dense	Maquis paraforestier à <i>Gymnostoma deplancheanum</i>	Maquis dense	Maquis arbustif ouvert
	Hauteur canopée (m)	6	8	6	3
Plants plantés	Nombre d'espèces plantées	3	4	4	34
	Nombre (et proportion) d'espèces anémochores plantées	2 (66%)	3 (75%)	2 (50%)	12 (35%)
	Nombre (et proportion) d'espèces barochores plantées	-	-	-	1 (3%)
	Nombre (et proportion) d'espèces endozoochores plantées	1 (34%)	1 (25%)	2 (50%)	14 (41%)
	Nombre (et proportion) d'espèces dispersées par les chiroptères plantées	-	-	-	3 (9%)
	Nombre (et proportion) d'espèces myrmécochores plantées	-	-	-	4 (12%)
	Nombre total d'individus plantés	197	370	223	700

⁴ Sol épais et dur

Annexe 3.3: Liste des espèces plantées par plantation (présence : 1, absence : 0) et des formations végétales selon FLORICAL vers. 22.IV.2016 (Morat *et al.*, 2012 ; Munzinger *et al.*, 2016) dans lesquelles elles peuvent être rencontrées, ainsi que leur mode de dispersion. F : Forêt dense humide, L : Forêt sclérophylle, M : Maquis, R : Végétation des zones humides, N : Fourrés secondaires et végétation rudérale. A noter que les espèces dont la présence est caractérisée par un chiffre 1 en gras sont celles n'ayant pas survécu et dont la mort a été constatée au moment du relevé réalisé au cours de ce travail de thèse.

Espèces plantées	Formation (Florical)	Mode de dispersion	A1	A2	A3	B
<i>Agathis ovata</i>	FM	Anémochorie	0	0	0	1
<i>Alphitonia neocaledonica</i>	FLM	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Alstonia coriacea</i>	FM	Anémochorie	0	0	0	1
<i>Austrobuxus carunculatus</i>	FM	Myrmécochorie	0	0	0	1
<i>Elaeodendron cunninghamii</i>	FM	Chiroptérocochorie	0	0	0	1
<i>Comptonella drupacea</i>	FM	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Cupaniopsis sp</i>		Myrmécochorie	0	0	0	1
<i>Dodonea viscosa</i>	LMN	Anémochorie	0	0	0	1
<i>Gardenia aubryi</i>	FM	Chiroptérocochorie	0	0	0	1
<i>Geijera balansae</i>	FL	Barochorie	0	0	0	1
<i>Grevillea exul subsp. rubiginosa</i>	M	Anémochorie	1	1	1	1
<i>Grevillea gillivrayi</i>	MR	Anémochorie	0	0	0	1
<i>Guioa glauca</i>	FM	Myrmécochorie	0	0	0	1
<i>Gymnostoma deplancheanum</i>	FM	Anémochorie	1	1	1	1
<i>Hibbertia lucens</i>	FM	Myrmécochorie	0	0	0	1
<i>Joinvillea plicata</i>	MN	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Myodocarpus fraxinifolius</i>	FM	Anémochorie	0	1	0	1
<i>Myodocarpus involucratus</i>	FM	Anémochorie	0	0	0	1
<i>Piliocalyx laurifolius</i>	FM	Chiroptérocochorie	0	0	0	1
<i>Pleioluma baueri</i>	FM	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Pleioluma sebertii</i>	M	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Myrsine asymmetrica</i>	FM	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Scaevola balansae</i>	FM	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Stenocarpus comptonii</i>	M	Anémochorie	0	0	0	1
<i>Stenocarpus umbelliferus</i>	FM	Anémochorie	0	0	0	1
<i>Styphelia veillonii</i>	M	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Syzygium frutescens</i>	FM	Endozoochorie	1	1	1	1
<i>Syzygium macranthum</i>	F	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Syzygium mouanum</i>	FM	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Syzygium ngoyense</i>	M	Endozoochorie	0	0	1	1
<i>Syzygium wagapense</i>	FM	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Tarenna hexamera</i>	M	Endozoochorie	0	0	0	1
<i>Tristaniopsis guillainii</i>	FM	Anémochorie	0	0	0	1
<i>Xanthostemon aurantiacus</i>	MR	Anémochorie	0	0	0	1

Annexe 3.4: Construction et évaluation des indices de chaque sous-attribut indiquant le progrès de rétablissement des plantations par rapport au maquis arbustif dense (MD ; cf. Ititiaty *et al.*, In prep ; chapitre 4). A noter que les éléments des lignes blanches sont utilisés pour avoir les résultats des lignes grises qui les suivent.

Attributs	Sous-attributs	Information par plantation				Ecosystème de référence	Construction de l'indice	Résultats de l'indice				
		A1	A2	A3	B			MD	A1	A2	A3	B
Absence de menaces	Espèces indésirables (animal et végétal)					Aucune espèce indésirable observée (indice: 5)	A dire d'expert et basé sur le degré de présence	3	4	4	2	
	Menaces anthropiques (route, exploitation)					Aucune menace anthropique (indice:5)	A dire d'expert et basé sur le degré de menace	4	4	4	3	
	Feux					Aucun feu (indice:5)	historique de fréquence des feux dans la zone d'étude	4	4	4	3	
Composition spécifique	Nombre (%) d'espèces communes aux plantations et au MD	20 (22%)	27 (29%)	14 (15%)	16 (17%)	92 espèces ligneuses identifiées	Indice: 1: 0-5%, 2: 6-15%, 3: 16-40%, 4: 41-80%, 5:>80%	3	3	2	3	
	Nombre (%) d'espèces barochores par rapport au MD	2 (33%)	2 (33%)	2 (33%)	2 (33%)	6		3	3	3	3	
	Nombre (%) d'espèces anémochores par rapport au MD	9 (47%)	13 (68%)	9 (47%)	11 (58%)	19		4	4	4	4	
	Nombre (%) d'espèces zoochores par rapport au MD	16 (24%)	23 (34%)	11 (16%)	19 (28%)	67		3	3	3	3	
Structure des communautés	Hauteur moyenne (cm) des plants plantés vivants (pourcentage par rapport au MD)	107 (43%)	171 (68%)	122 (49%)	86 (34%)	250 cm	Indice: 1: 0-5%, 2: 6-15%, 3: 16-40%, 4: 41-80%, 5:>80%	4	4	4	3	
	A=Surface de la plantation (m ²)	504	1104	600	700							
	B= Surface totale occupée par les houppiers des espèces plantées	182	585	234	231							
	Pourcentage de recouvrement des houppiers des individus plantés: B*100/A	36%	53%	39%	33%	80%		Indice: 1: 0-5%, 2: 6-25%, 3: 26-40%, 4:41-60%, 5:>60%	3	4	3	3

	Densité au m ² par classe de hauteur (cm)	cf. Annexe 5					Indice moyen défini à partir de la densité des plantations par rapport au MD par classe de hauteur Indice: 1: 0-5%, 2: 6-15%, 3: 16-40%, 4: 41-80%, 5:>80%	1	1	1	2
	C=NB individus plantés vivants>10cm	181	339	210	387						
	D=Nombre de recrûs>10cm	1	167	0	13						
	Pourcentage du nombre d'individus de taille supérieure à 10 cm par rapport à l'écosystème de référence (MD): $((C+D)*100)/(A*22)$	1,6%	2,1%	1,6%	2,6%	22 individus en moyenne >10cm dans 1m ² en MD	Indice: 1: 0-5%, 2: 6-15%, 3: 16-40%, 4: 41-80%, 5:>80%	1	1	1	1
	E =Nombre de recrûs<10cm	2423	7713	748	3746						
	Pourcentage du nombre d'individus de taille inférieure à 10 cm par rapport à l'écosystème de référence (MD): $(E*100)/(A*19)$	25%	37%	7%	28%	19 individus en moyenne <10cm dans 1m ² en MD	Indice: 1: 0-5%, 2: 6-15%, 3: 16-40%, 4: 41-80%, 5:>80%	3	3	2	3
Fonction de l'écosystème planté	F=Nombre d'individus plantés vivants	184	340	215	392						
	G=Nombre total d'individus plantés	197	370	223	700						
	Taux de survie des espèces plantées: $F*100/G$	93%	92%	96%	56%		Indice: 1: 0-30%, 2: 31-60%, 3: 61-70%, 4: 71-80%, 5:>80%	5	5	5	2
	H=Nombre d'individus plantés vivants et fertiles	30	116	27	51						
	Capacité de reproduction par plantation: $H*100/F$	16%	34%	13%	13%		Indice: 1: 0-20%, 2: 21-40%, 3: 41-60%, 4: 61-80%, 5:>80%	1	2	1	1
	I=Nombre de recrûs <10 cm issus des individus plantés	1973	6541	574	3720						
	Capacité de régénération par plantation: $(I*100)/(A*19)$	21%	31%	5%	28%		Indice: 1: 0-15%, 2: 16-30%, 3: 31-50%, 4: 51-75%, 5:>75%	2	3	1	2

Echanges avec l'extérieur	Connectivité entre habitats (distance de la zone tampon possédant une superficie de végétation (MD, MPGd ou MP) \geq à celle de la plantation)	20m	20m	40m	80m		Voir figure 3.3. Indice: 1: > 160m, 2: 0-160m, 3: 0-80m, 4: 0-40m, 5: 0-20m.	5	5	4	3
	Flux de dispersion à l'échelle du paysage (distance lisière à lisière entre plantation et MD, MPGd ou MP le plus proche)	6m	6m	13m	45m		En relation avec les distances de dispersion: 1: 161-245m, 2: 81-160m, 3: 41-80m, 4: 21-40m, 5: 0-20m	5	5	5	3
	J=Nombre d'espèces apparues	24	34	18	7						
	K=Nombre d'espèces total dans la plantation (plantées + apparues)	27	38	22	41						
	Diversité spécifique apparue: $J*100/K$	89%	89%	81%	17%		Indice: 1: 0-20%, 2: 21-40%, 3: 41-60%, 4: 61-80%, 5: >80	5	5	5	1
	L=Nombre de recrûs issus des milieux alentours	451	1245	174	29						
	M=Nombre total de recrûs sur la plantation	2424	7880	748	3759						
	Enrichissement de la plantation: $L*100/M$	19%	16%	23%	1%		Indice: 1:0-15%, 2: 16-30%, 3: 31-40%, 4: 41-60%, 5: >60%	2	2	2	1

Annexe 3.5: Proportion (%) d'individus par classe de hauteur des espèces ligneuses présentes sur chaque plantation et en maquis arbustif dense (MD, proportion moyenne avec N=30). Même principe que pour l'Annexe 3, les informations des lignes blanches sont utilisées pour obtenir les résultats des lignes grises qui les suivent. (L'indice 1, 2, 3, 4 ou 5 correspond à un pourcentage respectivement compris entre 0 et 5%, 6 et 15%, 16 et 40%, 41 et 80%, et supérieur à 80%).

Plantation (surface)		Classe de hauteur des espèces ligneuses (en cm)						Moyenne des indices
		<10 cm]10-50] cm]50-100] cm]100-150] cm]150-200] cm	>200 cm	
A1 (504 m ²)	Nombre d'individus par plantation	2426	29	63	47	31	12	1
	Densité au m ²	4,813	0,058	0,125	0,093	0,062	0,024	
	Pourcentage par rapport au MD du nombre d'individus par m ² (densité)	25%	1%	3,13%	3%	2%	0,48%	
	Indice par classe de hauteur	3	1	1	1	1	1	
A2 (1104 m ²)	Nombre d'individus par plantation	7714	135	102	80	72	117	1
	Densité au m ²	6,987	0,122	0,092	0,072	0,065	0,106	
	Pourcentage par rapport au MD du nombre d'individus par m ² (densité)	37%	2%	2,31%	2%	2%	2%	
	Indice par classe de hauteur	3	1	1	1	1	1	
A3 (600 m ²)	Nombre d'individus par plantation	753	25	64	43	62	16	1
	Densité au m ²	1,255	0,042	0,107	0,072	0,103	0,027	
	Pourcentage par rapport au MD du nombre d'individus par m ² (densité)	7%	1%	2,67%	2%	3%	0,53%	
	Indice par classe de hauteur	2	1	1	1	1	1	
B (700 m ²)	Nombre d'individus par plantation	3751	117	157	80	42	4	2
	Densité au m ²	5,359	0,167	0,224	0,114	0,060	0,006	
	Pourcentage par rapport au MD du nombre d'individus par m ² (densité)	28%	2%	6%	4%	2%	0,11%	
	Indice par classe de hauteur	3	1	2	1	1	1	
	Densité au m ² au sein du maquis arbustif dense (MD)	19	7	4	3	3	5	

Annexe 3.6: Distances minimales entre la plantation et le premier semencier potentiel pour les espèces ayant colonisé chaque plantation et issues du milieu naturel (non plantées). Les espèces surlignées en gris sont endozoochores, celles surlignées en noir sont barochores et celles non surlignées sont anémochores.

Espèces ayant colonisé chaque plantation et issues du milieu naturel (non plantées)	A1	A2	A3	B
<i>Acridocarpus austrocaledonicus</i>				50m
<i>Alphitonia neocaledonica</i>	5m		22m	
<i>Alstonia coriacea</i>		7m		
<i>Alyxia glaucophylla</i>	10m	25m	22m	
<i>Austrobuxus cf caranculatus</i>		32m		
<i>Codia cf spatulata</i>	8m			
<i>Coelospermum crassifolium</i>	3,5m	15m		60m
<i>Comptonella drupacea</i>	4m	5m	22m	
<i>Cordyline neocaledonica</i>	75m	160m		
<i>Dacrydium araucarioides</i>	40m	25m	47m	
<i>Deplanchea speciosa</i>	8m	2m	28m	
<i>Dodonea viscosa</i> *		10m		
<i>Dracophyllum cf verticillatum</i>		6m		
<i>Flagellaria neocaledonica</i>		18m		130m
<i>Gardenia aubryi</i>		20m		
<i>Geniostoma densiflorum</i> Baill. var. <i>densiflorum</i> **	12m	10m	22m	80m
<i>Guioa cf glauca</i>		27m		
<i>Guioa cf villosa</i>		21m		
<i>Hibbertia lucens</i>		14m		
<i>Hibbertia pancheri</i>	13m	12m		
<i>Lomandra insularis</i>	8m	22m		130m
<i>Metrosideros nitida</i>	15m	20m	10m	
<i>Myodocarpus involuocratus</i>		7m	32m	
<i>Myrsine cf asyetrica</i>	10m	21m		
<i>Oxera neriifolia</i> subsp <i>neriifolia</i>				120m
<i>Pancheria billardierei</i>	8m	5m	20m	
<i>Pancheria hirsuta</i>	5m	12m		
<i>Pandanus cf lacuum</i>		88m		
<i>Pittosporum cf deplanchei</i>		20m	23m	
<i>Pleioluma baueri</i>	12m	15m		
<i>Polyscias cf dioica</i>	6m	16m		
<i>Polyscias pancheri</i>	13m	12m	38m	
<i>Sannantha leratii</i>			31m	
<i>Scaevola cf balansae</i>	10m	12m	12m	
<i>Solmsia calophylla</i> **	9m	20m	53m	250m
<i>Stenocarpus cf umbelliferus</i>	7,5m	18m	20m	
<i>Styphelia cf veillonii</i>	8m	10m	22m	
<i>Tristaniopsis sp cf guillaini</i>	10m	43m	50m	
<i>Wikstroemia indica</i>	10m	17m	45m	

* A noter que la présence de *D. viscosa* par colonisation sur la plantation A2 peut être expliquée par la proximité d'individus plantés dans la zone proche mais non retrouvés naturellement dans les milieux environnants.

** Les espèces *Geniostoma densiflorum* et *Solmsia calophylla* ont été définies comme barochores à partir de leur type de fruits cependant les distances de dispersion suggèrent que ces espèces sont probablement dispersées par les animaux.

Annexe 3.7: Nombre de recrûs par plantation issus strictement des espèces des milieux environnants (non surlignées) ou pouvant être issus strictement des espèces plantées (surligné en noir) et/ou des espèces des milieux environnants (surligné en gris).

Espèce	A1	A2	A3	B
<i>Acridocarpus austrocaledonicus</i>				1
<i>Alphitonia neocaledonica</i>	6		14	742
<i>Alstonia coriacea</i>		6		12
<i>Alyxia glaucophylla</i>	8	3	5	
<i>Austrobuxus carunculatus</i>				8
<i>Austrobuxus cf carunculatus</i>		1		
<i>Codia cf spatulata</i>	16			
<i>Coelospermum crassifolium</i>	2	5		1
<i>Comptonella drupacea</i>	3	92	4	1
<i>Cordyline neocaledonica</i>	3	2		
<i>Cupaniopsis sp.</i>				1**
<i>Dacrydium araucarioides</i>	2	51	6	
<i>Deplanchea speciosa</i>	1	10	2	
<i>Dodonaea viscosa</i>		3*		1691
<i>Dracophyllum cf verticillatum</i>		3		
<i>Flagellaria neocaledonica</i>		2		3
<i>Gardenia aubryi</i>		13		10
<i>Geniostoma densiflorum</i>	16	164	7	10
<i>Grevillea exul subsp. rubiginosa</i>	13	644	169	162
<i>Guioa cf glauca</i>		12		
<i>Guioa cf villosa</i>		4		
<i>Gymnostoma deplancheanum</i>	1960	4499	328	35
<i>Hibbertia lucens</i>		76		81
<i>Hibbertia pancheri</i>	15	39		
<i>Joinvillea plicata subsp. plicata</i>				44
<i>Lomandra insularis</i>	2	6		6
<i>Metrosideros nitida</i>	140	10	73	
<i>Myodocarpus fraxinifolius</i>		1492	1	48
<i>Myodocarpus involucreatus</i>		5	1	
<i>Myrsine cf asymetrica</i>	5	24		
<i>Oxera neriifolia subsp. neriifolia</i>				1
<i>Pancheria billardierei</i>	5	47	21	
<i>Pancheria hirsuta</i>	104	4		
<i>Pandanus cf lacuum</i>		1		
<i>Pittosporum cf deplanchei</i>		5	3	
<i>Pleioluma baueri</i>	3	6		
<i>Polyscias cf dioica</i>	3	9		
<i>Polyscias pancheri</i>	33	68	4	
<i>Sannantha leratii</i>			1	
<i>Scaevola balansae</i>	18	97	7	774
<i>Solmsia calophylla</i>	11	354	10	2
<i>Sp. (stade cotyledon)</i>		24	1	5
<i>Stenocarpus cf umbelliferus</i>	1	1	1	90
<i>Styphelia cf veillonii</i>	49	80	8	6
<i>Syzygium ngoyense</i>			77	21
<i>Tarenna hexamera</i>				4
<i>Tristaniopsis cf guillaini</i>	4	1	1	
<i>Wikstroemia indica</i>	1	17	4	
Total général	2424	7880	748	3759

* A noter que la présence de *D. viscosa* par colonisation sur la plantation A2 peut être expliquée par la proximité d'individus plantés dans la zone proche mais non retrouvés naturellement dans les milieux environnants.

Chapitre 4 : Sélection d'espèces végétales du plateau de Goro candidates à des fins pratiques de restauration écologique et étude de leur phenologie et germination

1. Introduction

Les habitats naturels ont été fortement dégradés par les activités humaines au cours des deux derniers siècles. L'une des conséquences observée est la fragmentation des habitats qui constituent l'une des principales causes d'atteinte de la biodiversité. Au cours des dernières années, l'intérêt pour la restauration de la biodiversité et la reconstitution des habitats s'est accru. Arrêter un impact négatif et recréer des conditions environnementales appropriées ne suffisent pas pour rétablir des communautés de plantes indigènes riches en espèces, car les populations avoisinantes requises comme sources de propagules ne sont plus disponibles (Bischoff, 2002; Walker *et al.*, 2004). Certaines études ont montré que les efforts de restauration et de conservation via la mise en œuvre de corridors, avaient des effets positifs; de par l'augmentation de la taille des parcelles isolées, l'amélioration des flux de dispersion des graines et l'augmentation de la richesse spécifique (Collinge, 1996; Sieving *et al.*, 2000; Brudvig *et al.*, 2009; DeClerck *et al.*, 2010). L'ensemencement ou la plantation des espèces natives sont des méthodes de plus en plus utilisés pour améliorer le succès de la restauration. Cependant, une étude détaillée des caractéristiques environnementales et des traits de vies des espèces constitutives des végétations proches apparaît judicieuse afin de sélectionner une liste d'espèces adéquates à utiliser dans le cadre du projet de restauration de la zone (Holl *et al.*, 2010).

La mise en place de continuités écologiques favorise le déplacement des plantes et des animaux. Cependant, la fréquence et l'occurrence des animaux dans les corridors dépendent de la disponibilité des fruits qui constituent pour certains animaux une part importante de leur nourriture. Selon Clark *et al.*, (2004), la diversité et la densité des graines dispersées par les oiseaux augmentent pendant la période de fructification. De plus, selon plusieurs études (Fink *et al.*, 2009; Sansevero *et al.*, 2011) le choix des espèces pour la restauration écologique doit prendre en compte les syndromes de dispersion et les périodes de fructification pour avoir une disponibilité continue des fruits au sein des plantations. Plus encore, l'étude des périodes de fructification permet également d'identifier les périodes de maturité des fruits et de fait les périodes de récoltes potentielles. Ces collectes sont indispensables pour les gestionnaires afin de produire des plants à intégrer dans les programmes de revégétalisation/restauration. Une fois récoltées, les graines exigent parfois d'être étudiées afin de maîtriser leur germination car certaines présentent des dormances qui peuvent conduire à des difficultés non négligeables de production des plants. Dans le cycle de vie des plantes, la dormance des graines est l'un des premiers caractères exprimés et il peut être un facteur déterminant de la colonisation et du succès de l'établissement des plantes notamment au sein des continuités écologiques. Le degré et le type de dormance régulent fortement le moment de la germination, qui est soumis à une sélection naturelle forte, en particulier dans les populations colonisatrices (Donohue *et al.*, 2005b; Huang *et al.*, 2010).

Dans le milieu naturel, la graine doit être exposée aux meilleures conditions de germination, caractérisées par un taux d'humidité élevé, une plage de température particulière, la présence d'oxygène et parfois de lumière. Lorsque toutes ces conditions sont réunies et que certaines graines viables ne germent pas, ces graines sont alors qualifiées de dormantes (Simpson, 1990; Baskin & Baskin, 2004). Selon Baskin et Baskin (2004), une dormance peut être envisagée s'il faut attendre plus de quatre semaines pour observer chez les semences la première émergence de radicule et / ou lorsque la germination est étalée dans le temps. La dormance permet aux graines de germer durant de courtes périodes

favorables. En ayant des graines avec différents degrés de dormance, les plantes peuvent également répartir leur descendance dans le temps et se protéger des changements imprévisibles de l'environnement (Venable, 2007; Poisot *et al.*, 2011). La dormance est donc un trait essentiel pour la survie des plantes (Linkies *et al.*, 2010). En revanche, l'absence de dormance permet aux semis de commencer à se développer dès que les conditions sont favorables à la germination, maximisant ainsi la saison de croissance et minimisant les risques de prédateurs des graines. Ainsi, la dormance ou l'absence de dormance et la germination des graines sont des phases cruciales de la vie de la plante qui dépendent fortement des filtres environnementaux (Donohue *et al.*, 2005a; Donohue *et al.*, 2010). Plusieurs auteurs ont systématisé une classification (Nikolaeva, 1999; Baskin & Baskin, 2004) du fait de la diversité anatomique et physiologique de la dormance des graines qui suggère une histoire évolutive complexe. Ainsi, sont distinguées les dormances physiologique (PD), morphologique (MD), morphophysiologique (MPD), physique (PY) et combinée physique et physiologique (PY + PD). Parmi ces cinq principales classes de dormance, la dormance physiologique est caractérisée par la présence dans les graines d'un embryon mature développé dont la germination est empêchée par un mécanisme physiologique d'inhibition. En revanche, la dormance morphologique est caractérisée par la présence dans les graines matures d'un embryon incomplètement développé qui, dans des conditions appropriées, commence à se développer tout de suite après imbibition. La dormance morphophysiologique n'est une combinaison des deux précédentes. La dormance physique est quant à elle liée à une imperméabilité des tissus (tégument de la graine, ou tissus du fruit) empêchant l'accès à l'eau et à l'oxygène. Elle peut être combinée à une dormance physiologique.

La Nouvelle-Calédonie abrite une diversité biologique exceptionnelle la plaçant parmi les 10 premiers "hotspots" mondiaux de biodiversité identifiés par Myers *et al.* (2000). Elle comprend à ce jour 3389 espèces vasculaires indigènes présentant un taux d'endémisme de 75.1% (Morat *et al.*, 2012; Munzinger *et al.*, 2016). Malheureusement, tout comme au niveau mondial, cette biodiversité est menacée par les activités anthropiques. En complément des efforts de conservation, les milieux naturels impactés doivent être restaurés, afin de maintenir la biodiversité de cet archipel. En Nouvelle-Calédonie, l'histoire montre que l'on est passé d'une simple vision de revégétalisation à celle d'une véritable restauration écologique qu'à partir des années 2000 avec en particulier le développement de nombreuses études focalisées sur l'écologie et la biologie de ces espèces végétales « candidates » et notamment de leur cycle reproducteur (L'Huillier *et al.*, 2010; Zongo, 2010). A ce jour, 78 espèces végétales endémiques ont fait l'objet d'études germinatives poussées (Fogliani *et al.*, 2004; L'Huillier *et al.*, 2010; Zongo, 2010; Wulff *et al.*, 2012; Tiavouane *et al.*, 2014). L'absence de dormance ou la dormance de ces espèces ont été identifiées ainsi que les moyens de les lever. Le nombre d'espèces végétales endémiques utilisé en restauration écologique a augmenté depuis leur première utilisation dans les années 80. Cependant, le nombre et la diversité restent insuffisants et doivent encore être améliorés en particulier en y intégrant les caractéristiques de dispersion des espèces utilisées trop majoritairement anémochores (Ittiaty *et al.*, 2019, cf. chapitre 2).

Ainsi, cette étude de cas menée sur le plateau de Goro dans le sud de la Nouvelle-Calédonie vise à identifier des espèces « candidates » à la restauration écologique (présentant une forte plasticité phénotypique leur permettant d'être adaptées tant aux milieux ouverts qu'aux environnements forestiers) et à améliorer les connaissances sur les périodes

de fructification, les dormances ainsi que la germination des espèces endémiques de Nouvelle-Calédonie qui pourront être utilisées dans les futurs programmes de restauration.

Cette étude répond spécifiquement aux questions suivantes : (1) Quelles sont les espèces dites « candidates » présente tout au long de la succession et qui permettraient d'optimiser la restauration écologique de la zone ? Quelles sont leurs périodes de fructification et les fruits sont disponibles tout au long de l'année ? Quelles sont parmi elles les espèces possédant des graines dormantes et le cas échéant, quels sont les moyens de lever ces dormances et d'accélérer leur germination afin d'être utilisées dans les programmes de restauration et notamment dans la mise en place de continuités écologiques ?

2. Matériels et méthodes

2.1. Zone d'étude et inventaire floristique

L'étude a été réalisée en Nouvelle-Calédonie, dans le sud de la Grande terre sur une zone dénommée plateau de Goro. Cette zone est la même que celle présentée dans le chapitre précédent. Les végétations naturelles étudiées sont donc celles présentent autour des zones révégétalisées par plantation évaluée auparavant (cf. Chapitre 3; Fig. 4.1). Les formations végétales ont été définies par télédétection par le biais de Vale NC. Parmi elles, quatre ont été sélectionnées du fait qu'elles sont les plus représentatives de la zone d'étude. Il s'agit du maquis arbustif ouvert (MAO), le maquis arbustif dense (MD), le maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* (MPGd), et le maquis préforestier (MP, Fig. 4.2).

Au sein de ces formations végétales, des inventaires botaniques ont été effectués sur des placettes de 400m² (20x20m), taille de placette permettant d'avoir une densité représentative des arbres ainsi que d'appréhender au mieux la diversité floristique (Munzinger *et al.*, 2008). Au total, 24 parcelles ont fait l'objet d'inventaires et ont été réparties de manière à retrouver 6 parcelles pour les 4 formations végétales retenues (Fig. 1). Dans chaque placette le travail effectué est : (1) une description de la station (hauteur maximale de la végétation, topographie etc.), (2) un inventaire complet de la flore et (3) une attribution d'un indice d'abondance-dominance de Braun-Blanquet pour chaque espèce (Braun-Blanquet, 1932).

L'identification taxonomique a été réalisée sur le terrain. Lorsqu'il subsistait des doutes, des échantillons ont été récoltés afin de permettre une détermination *a posteriori* au laboratoire, à l'aide de l'Herbier de Nouméa à l'Institut de Recherche et Développement (I.R.D) ou celui de l'entreprise minière de Vale NC et de la flore de Nouvelle-Calédonie (Aubreville, 1967-2004). Certaines espèces n'ont pu être identifiées qu'au niveau du genre du fait que les échantillons récoltés étaient stériles (ni fleurs, ni fruits).

Afin de vérifier l'homogénéité des données d'inventaire et que les formations végétales étudiées soient bien distinctes et représentatives de chaque milieu, nous avons converti les données semi-quantitatives issues de l'abondance dominance de Braun-Blanquet en données quantitatives (Medour, 2011). Ensuite, une Permanova a été effectuée sur ces données transformées ainsi qu'une NMDS pour représenter graphiquement les résultats de la Permanova. Ces analyses ont été réalisées sur le logiciel R version 3.3.1 (R Development Core Team 2008). Enfin, les listes d'espèces inventoriées dans chaque

formation (Annexe 4.1) ont été analysées avec un diagramme de Venn pour définir les espèces « candidates » c'est-à-dire, les espèces communes aux quatre formations végétales sélectionnées, espèces présentant une forte plasticité phénotypique leur permettant d'être adaptées tant aux milieux ouverts qu'aux environnements forestiers. Pour ces dernières (37 espèces) ainsi que pour l'ensemble des espèces identifiées, des informations de dispersion et de germination ont été complétées à partir de la base de données mise en place au sein de l'IAC (Ititiaty *et al.*, 2019 ; cf. chapitre 2). A noter que certaines espèces (Annexe 4.2) non répertoriées dans le chapitre 2 ont fait l'objet du même type de collecte d'informations. Plus spécifiquement pour les 37 espèces candidates des observations de terrain ont permis de renforcer les données (Annexe 4.3).

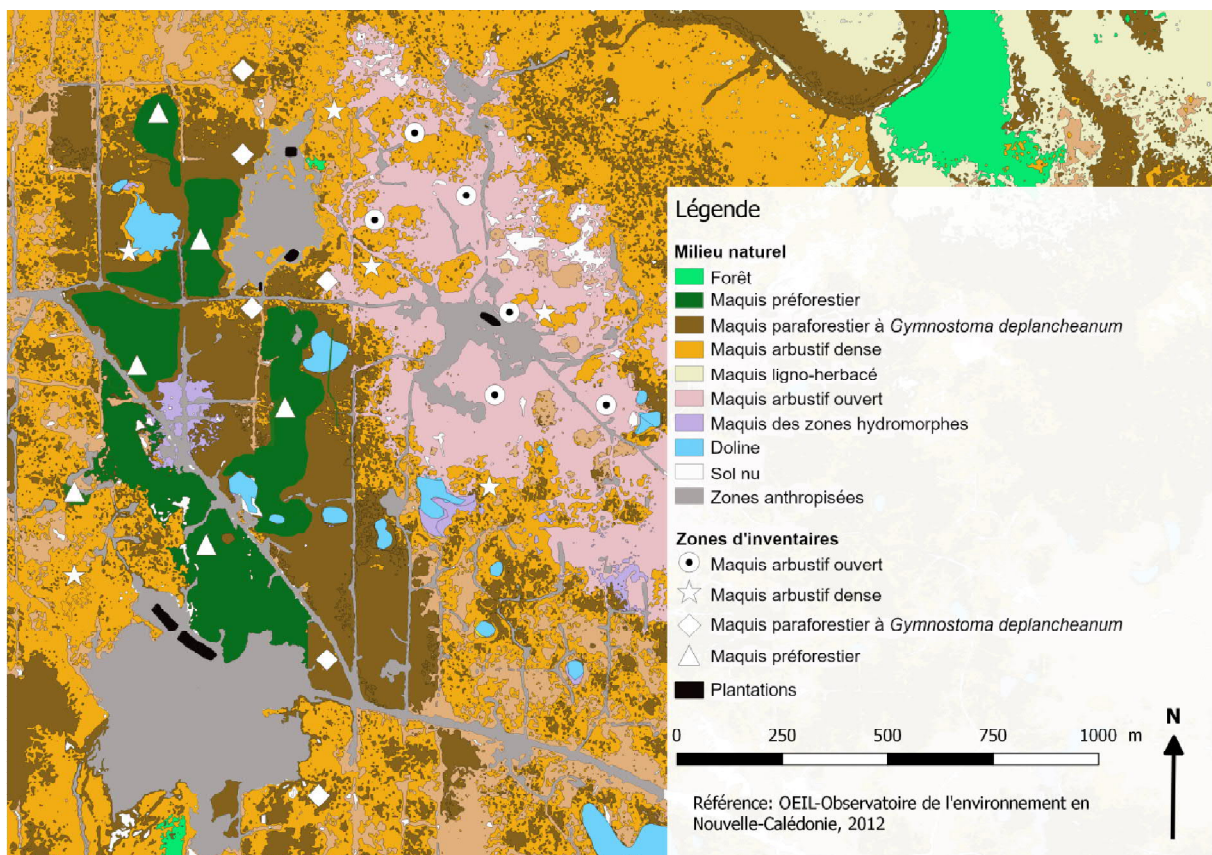


Figure 4.1. Carte des différents milieux naturels de la zone d'étude et des parcelles d'inventaires sélectionnées.

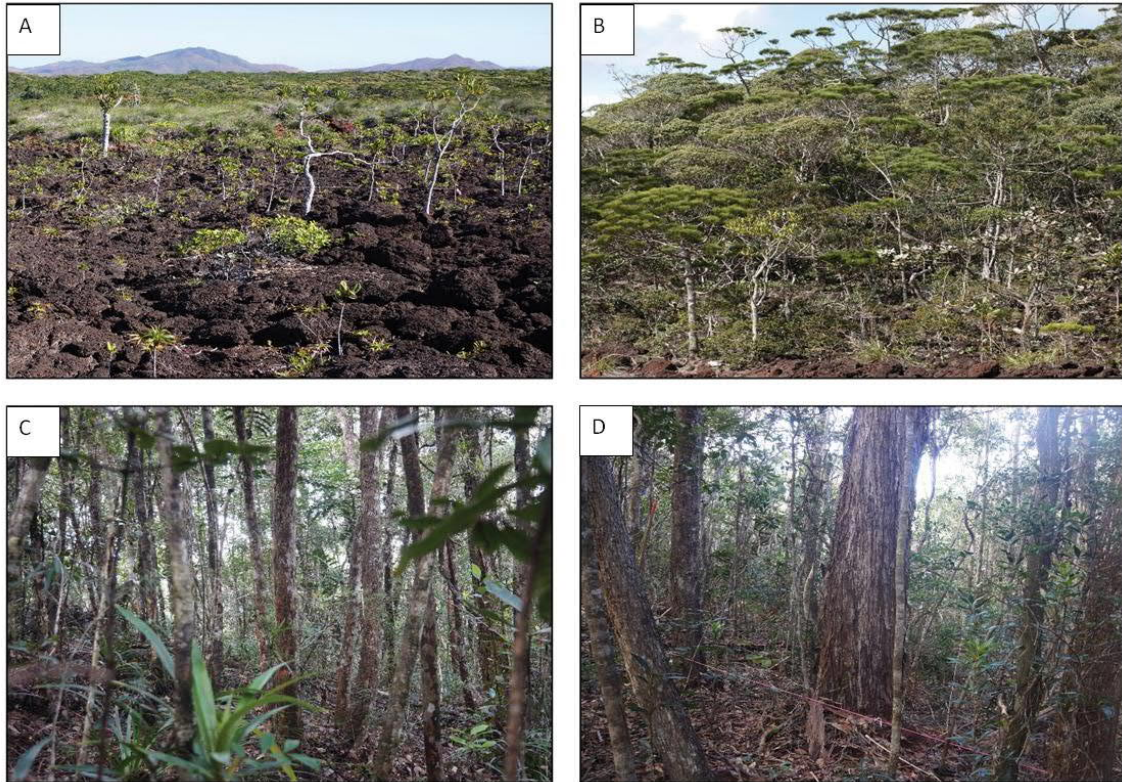


Figure 4.2. Illustration des quatre formations végétales sélectionnées : (A) maquis arbustif ouvert, (B) maquis arbustif dense, (C) sous bois du maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* et (D) sous bois du maquis préforestier.

2.2. Mise en place d'un parcours phénologique et suivis d'espèces candidates

Suite aux résultats de l'inventaire floristique et l'établissement de la liste des 37 espèces candidates et afin de mettre en place un parcours de suivi phénologique, une prospection au niveau de la zone d'étude a été réalisé afin de sélectionner un maximum d'espèces qui répondaient aux facteurs suivants :

Facteurs biologiques

- présence d'une trentaine d'individus adultes (échantillon représentatif d'une population selon Grouzis & Sicot, 1980) au sein d'une population relativement dense
- individus identifiés comme ayant eu (présence de vieux fruits sur le plant ou au pied du plant) ou en cours de cycle de reproduction (présence de boutons floraux, de fleurs ou de fruits plus ou moins matures)

Facteurs pratiques :

Le choix de la localisation du suivi a été fait en combinant plusieurs facteurs:

- une facilité d'accès au site,
- une population dense d'individus regroupés permettant de:
 - o faciliter et réduire le temps de mise en place (e.g. recherche et identification d'individus matures en sous-bois) et de réalisation du suivi

- maximiser la collecte de fruits (indispensable pour les expériences de germination), incluant aussi bien l'ensachage de fruits immatures et le suivi de l'ensemble de la population pour savoir si la fructification est synchrone ou non.

Ce sont ainsi 12 espèces qui ont été suivies. Chaque individu est marqué par une rubalise rouge et jaune et une étiquette à identifiant unique afin de, respectivement, permettre son repérage visuel et suivre sa phénologie dans le temps. Un point GPS est pris par individus (si distant de plus de 10m) ou par groupe d'individus (Garmin GPSMAP 64)

Lors du suivi, le stade phénologique est relevé (*i.e.* si l'individu est stérile ou fertile; le cas échéant, s'il présente des boutons floraux, des fleurs épanouies, des fleurs passées, des fruits verts, des fruits mûrs ou des fruits secs) ainsi que le pourcentage de chaque stade par rapport à l'individu, la somme faisant 100%. Lorsque le relevé phénologique est effectué, un indice est attribué à chaque individu en fonction du nombre d'organes reproducteurs qu'il arbore, tel que défini dans le Tableau 4.1 (modifié de Grouzis & Sicot, 1980).

Tableau 4.1. Valeurs de l'indice de phénologie

Indice	Nombre d'organes reproducteurs
1	1 à 5
2	5 à 20
3	20 à 50
4	50 à 200
5	200 à 500

Lorsque des fruits verts sont présents, ils sont ensachés afin d'éviter la dispersion (*e.g.* capsules) et de permettre la collecte de graines. Les types de sachets employés sont soit des sachets à dragées, de la moustiquaire coton ou plastifiée; le choix est défini selon l'espèce ensachée (*e.g.* rapport taille des graines et maillage des sachets). Les sachets sont scellés avec du fil à ligaturer.

Les suivis sont réalisés sur une durée d'un cycle biologique au minimum et sur une fréquence d'une fois par mois. Cette dernière étant prise arbitrairement et pouvant être ajustée selon la vitesse de passage d'un stade phénologique à l'autre pour une espèce considérée. Le parcours phénologique a été mise en place en février 2017 et les suivis ont débuté en mars 2017 et ceux pendant 12 mois.

2.3. Etude des caractéristiques et de la germination des semences d'espèces « candidates »

L'étude de la physiologie de la germination de certaines espèces dites "candidates" à la restauration a été approfondie pour 12 d'entre-elles. Pour chacune d'entre elles, des protocoles expérimentaux standards éprouvés au laboratoire de l'équipe EcoRCE sont réalisés :

❖ Description du fruit et de la semence

- Structure externe :

Pour chacune des espèces, les fruits et les semences sont décrits, mesurés et photographiés. Un minimum de 10 fruits/semences est considéré pour établir une caractéristique macroscopique. De plus, la masse de 100 ou 10 graines, selon leurs tailles, est également pesée (5 répétitions).

- Structure interne :

A partir d'un nombre de répétitions identiques, les semences/graines sont coupées longitudinalement et transversalement afin de déterminer la taille, la forme et la position de l'embryon et des tissus de réserves. Quand une dormance morphologique est suspectée, la mesure du ratio longueur de l'embryon/longueur de la graine (E/S) est évalué sur 10 graines. Le caractère albuminé ou exalbuminé de la semence est défini et des photos sont prises systématiquement.

❖ Evaluation de la qualité du lot de graine par radiographie

Le passage au radiographe FAXITRON (FAXITRON BIOPTICS LLC, model : ultrafocus 60, vis-10×15) se révèle être le plus souvent le plus rapide et efficace ; de plus il n'endommage pas les graines. Celles-ci, en fonction de leur taille, sont placées directement dans le radiographe et les images sont ensuite analysées. Cette méthode permet de déterminer si la qualité du lot (graines pleines) est satisfaisante pour la réalisation des tests de germination.

❖ Test d'imbibition

Quatre lots identiques d'un nombre suffisant de graines sont pesés, déposés durant 5 minutes dans une boîte de Pétri de 9 cm de diamètre contenant 2 papiers de germination humidifiés. Les graines sont ensuite séchées à l'aide de papier adsorbant avant d'être pesées une nouvelle fois. Elles sont ensuite de nouveau replacées dans les boîtes de Pétri. Les semences sont alors retirées des boîtes de Pétri à intervalle régulier puis pesées en appliquant le même protocole. L'évaluation du pourcentage d'augmentation de la masse de la graine est ainsi faite au cours du temps.

❖ Test de germination

Des répétitions de 4 × 25 graines sont prétraitées si de besoin, selon le protocole qui leur est propre et en fonction de la dormance soupçonnée évaluée à partir des connaissances sur le genre voire la famille (cf. chapitre 1, partie multiplication sexuée).

Différents prétraitements ont été testés :

- Scarification au papier de verre : consiste à froter manuellement et légèrement les graines entre deux papiers de verre.
- Scarification au scalpel : consiste à inciser une partie de la graine (du côté du hile) avec un scalpel.

- stratification au froid humide : consiste à placer les graines dans des boîtes de Pétri entre deux couches de sable tamisé et humidifié. Les boîtes sont ensuite enveloppées de papier film afin d'être étanches à l'air et sont placées dans des réfrigérateurs de différentes températures (4° et 25 °C), pendant des périodes différentes (1 mois, 3 mois et 6 mois). Une fois cette période passée, le sable contenant les graines est tamisé sur tamis de différentes mailles afin de récupérer les graines qui sont ensuite mises à germer.
- traitement par trempage dans de l'acide Gibbérellique (GA₃) : consiste à tremper les graines dans une solution d'acide Gibbérellique (GA₃) de différentes concentrations pendant 24h. La solution est ensuite filtrée afin de récupérer les graines pour être mises à germer.

Les graines sont ensuite disposées dans des boîtes de Pétri sur papier de germination placé au dessus de coton indispensable au maintien d'une bonne humidité. Ces dernières sont ensuite entreposées en étuve à la température désirée et à l'alternance obscurité/lumière désirée (**20/30°C** : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, **15/25°C** : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, **10/20°C** : 15°C obscurité 12h / 20°C lumière).

Le suivi des germinations se fait pendant au moins une quarantaine de jours avec un suivi plus étroit pendant les deux premières semaines tous les deux jours puis une fois par semaine. L'évaluation du pourcentage moyen de germination des graines est ainsi faite au cours du temps.

❖ Evaluation de la viabilité potentielle finale

A la fin du test de germination, les graines restantes (n'ayant pas germé) sont coupées et observées afin d'identifier celles qui sont pleines (considérées comme viables), vides ou infestées (considérées comme non viables). Un taux de viabilité potentielle finale est alors exprimé en pourcentage.

❖ Tests statistiques

Les pourcentages de germination sont analysés à l'aide du logiciel R version 3.3.1 (R development Core Team 2008) à l'aide des packages agricolae, Hmisc, lawstat, MASS, ade4, FactoMinR, scatterplot3d, vegan et gplot. Lorsque les données suivent une loi Normale (test Shapiro), et respecte l'égalité des variances (test de Levene), les moyennes sont comparées à l'aide d'une Anova pour identifier s'il existe des différences significatives entre les modalités. Dans ce cas, un test post hoc de Tukey est réalisé pour déterminer les groupes de modalités significativement ($p < 0.05$) différentes. Si les règles de normalité des données et d'égalité des variances ne sont pas respectées, c'est un test non paramétrique de Kruskal-Wallis qui est réalisé pour déterminer si des différences significatives existent. Dans ce cas, les groupes sont déterminés par la suite à l'aide d'un test post hoc de Mann-Whitney.

3. Résultats

3.1. Inventaire botanique

L'inventaire botanique en milieux naturels a permis de déterminer la présence de 174 espèces (ptéridophytes, gymnospermes et angiospermes) au sein de notre zone d'étude (Annexe 4.1). La richesse spécifique des formations suit une dynamique de succession végétale avec une richesse spécifique croissante à partir du maquis ouvert arbustif vers les formations forestières (Tableau 4.2). En effet, le maquis arbustif ouvert (MAO), le maquis arbustif dense (MD), le maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* (MPGd) et le maquis préforestier (MP) comptent respectivement 75, 96, 111 et 124 espèces (Tableau 4.2) dont 65, 88, 101 et 114 espèces ligneuses respectivement.

Tableau 4.2. Nombre d'espèces pour les quatre formations végétales retenues

Formation végétale	Maquis arbustif ouvert	Maquis arbustif dense	Maquis paraforestier à <i>Gymnostoma deplancheanum</i>	Maquis préforestier
Nombre d'espèces	75	96	111	124

Une gradation non métrique multidimensionnelle (NMDS) a été appliquée sur les données des relevés floristiques. Elle illustre le fait que chaque formation végétale est bien distincte des autres (Fig. 4.3), les p-values de la Permanova étant toutes inférieures à 0,5. Le maquis arbustif ouvert (MAO) est la formation la moins homogène; cela s'explique par une formation plus ouverte avec un espacement plus important entre les végétaux et par conséquent une répartition plus hétérogène des plantes. Les formations MD-MPGd-MP sont ordonnées dans un ordre bien caractéristique, ce qui tend à montrer un début de succession végétale entre ces formations (Fig. 4.3).

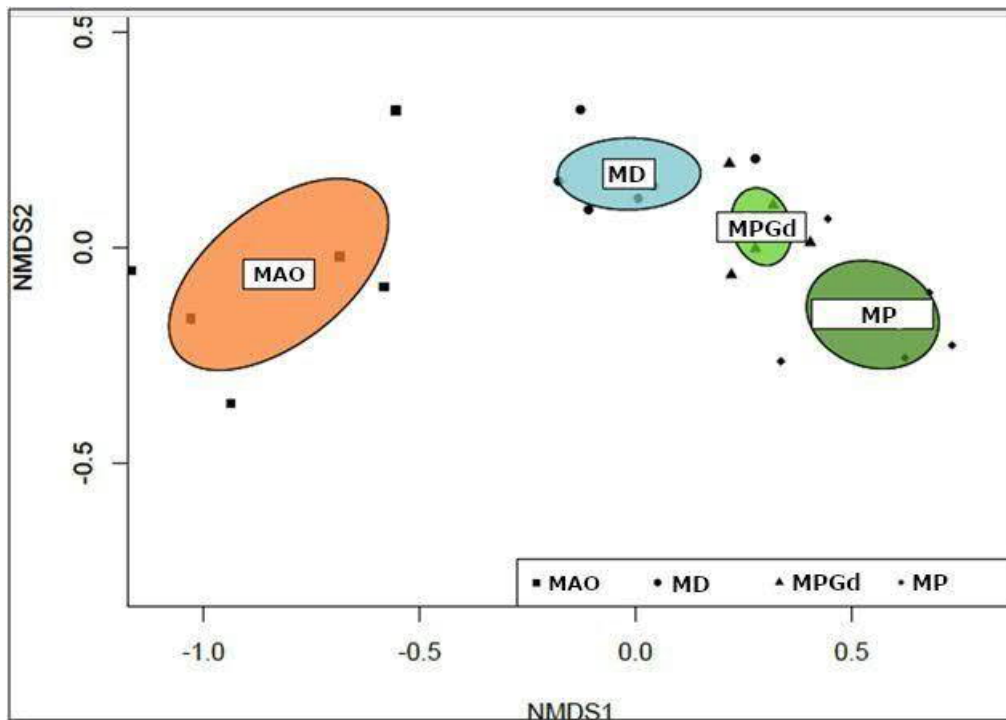


Figure 4.3. NMDS ordination bidimensionnelle de la structure de la communauté floristique par formation végétale. Le coefficient de "stress = 0.06279115. L'ordination était basée sur les dissemblances de la matrice de distance. Les ellipsoïdes représentent la limite de confiance d'erreur standard (95%) par formation. Les emplacements des ellipsoïdes dans chaque diagramme indiquent leur degré de similitude.

- Le maquis arbustif ouvert (MAO) :

Sur le plateau de Goro, il s'établit sur des blocs de cuirasse avec une faible quantité de matière organique, une forte amplitude thermique et un bilan hydrique négatif. Les espèces végétales y sont héliophiles et adaptées à la sécheresse (sclérophylles pour de nombreuses espèces). La strate herbacée est presque inexistante et représentée par des Orchidées et quelques Cypéracées comme les genres *Costularia* ou *Shoenus*. Les conditions extrêmes de cet écosystème créées une véritable barrière écologique pour les espèces ayant une moins forte plasticité comme celles des formations forestières. Ces mêmes conditions affectent directement la croissance des végétaux et leur hauteur moyenne y est de 1,50m. Sur les 6 parcelles du MOA un total de 75 espèces a été inventorié (Annexe 4.1). Le moyen de dispersion prédominant est la zoochorie (51%). L'anémochorie et la barochorie sont représentées dans des proportions plus faibles, respectivement 43% et 6%.

- Le maquis arbustif dense (MD) :

Le milieu est plus riche du fait de la présence de matière organique (litière) et de la densité importante des végétaux. Le microclimat qui en découle est plus favorable aux espèces moins spécialisées (sensible à l'insolation) et de nouvelles espèces s'y établissent. Cette colonisation par des nouvelles espèces se traduit entre le MAO et le MD par une richesse spécifique qui augmente légèrement (96 espèces) mais singulièrement puisque 43 espèces du MD ne sont pas présentes dans le MAO, alors qu'à l'inverse 19 espèces du

MAO ne se retrouvent plus en MD (Annexe 4.4). La végétation dépasse rarement les 6 mètres et la hauteur moyenne se situe à 2,50m. La zoochorie y est toujours dominante (69%), et l'anémochorie et la barochorie y sont de 25% et 6% respectivement.

- Le maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* (MPGd) :

Cette formation est dominée par l'espèce *Gymnostoma deplancheanum* qui joue un rôle important tant dans l'ombrage qu'elle apporte, que par la création importante de litière. La végétation, constituée de 111 espèces, y est moins dense que dans le MD et la canopée atteint régulièrement 8 mètres quant à la hauteur moyenne de la végétation elle se situe à 3,50m. Les espèces communes entre cette formation et le MD est importante avec 80 espèces (Annexe 4.4). Les espèces uniquement présentes dans le MPGd et pas dans le MD (33 espèces) sont pour beaucoup des espèces forestières strictes comme le *Psychotria leratii*. A l'inverse 20 espèces du MD ne se retrouvent plus en MPGd. Le nombre d'espèces zoochores, anémochorie et barochores y sont de 71%, 24% et 5%.

- Le maquis préforestier (MP) :

C'est la formation qui précède la forêt humide, la végétation, constituée de 125 espèces, y est moins dense que dans le MPGd et la canopée dépasse couramment les 10 mètres. La hauteur moyenne de la végétation se situe aux alentours de 4m. Le nombre d'espèces uniquement présentes dans cette formation par rapport au MPGd est de 38 espèces (Annexe 4.4). Parmi ces espèces, nous avons pu observer des grands individus de *Planchonella wakere* qui est une espèce forestière stricte. A l'inverse 26 espèces du MPGd ne se retrouvent plus en MP.

La différence entre le stade initial de MOA avec cette formation est importante puisque ce sont 80 espèces qui ne se retrouvent que dans le MP et pas dans le MAO. Cependant, 57 espèces sont communes aux deux formations soit environ un tiers de la richesse spécifique totale des deux formations réunies.

3.2. Liste d'espèces candidates

Un diagramme de Venn (Fig. 4.4) a été réalisé à partir des données de l'inventaire et a permis de délimiter les différentes associations possibles entre les formations végétales. Ce diagramme présente le nombre d'espèces communes entre les quatre formations végétales prise deux à deux, trois à trois ainsi que celles qui sont spécifiques à chaque végétation et enfin celles qui sont communes aux quatre type de végétation. Ainsi, on relève qu'il y a 11, 5, 8 et 28 espèces spécifiques retrouvées respectivement en MAO, MD, MPGd et MP (Fig. 4.4). On note surtout sur cette même figure, 37 espèces communes aux quatre formations végétales retenues. Ce sont ces 37 espèces que nous considérons comme espèces dites "candidates" à la restauration car présentant une forte plasticité phénotypique leur permettant d'être adaptées tant aux milieux ouverts qu'aux environnements forestiers. Elles sont donc considérées comme prioritaires à étudier et à maîtriser afin de les introduire dans les programmes de restauration futurs.

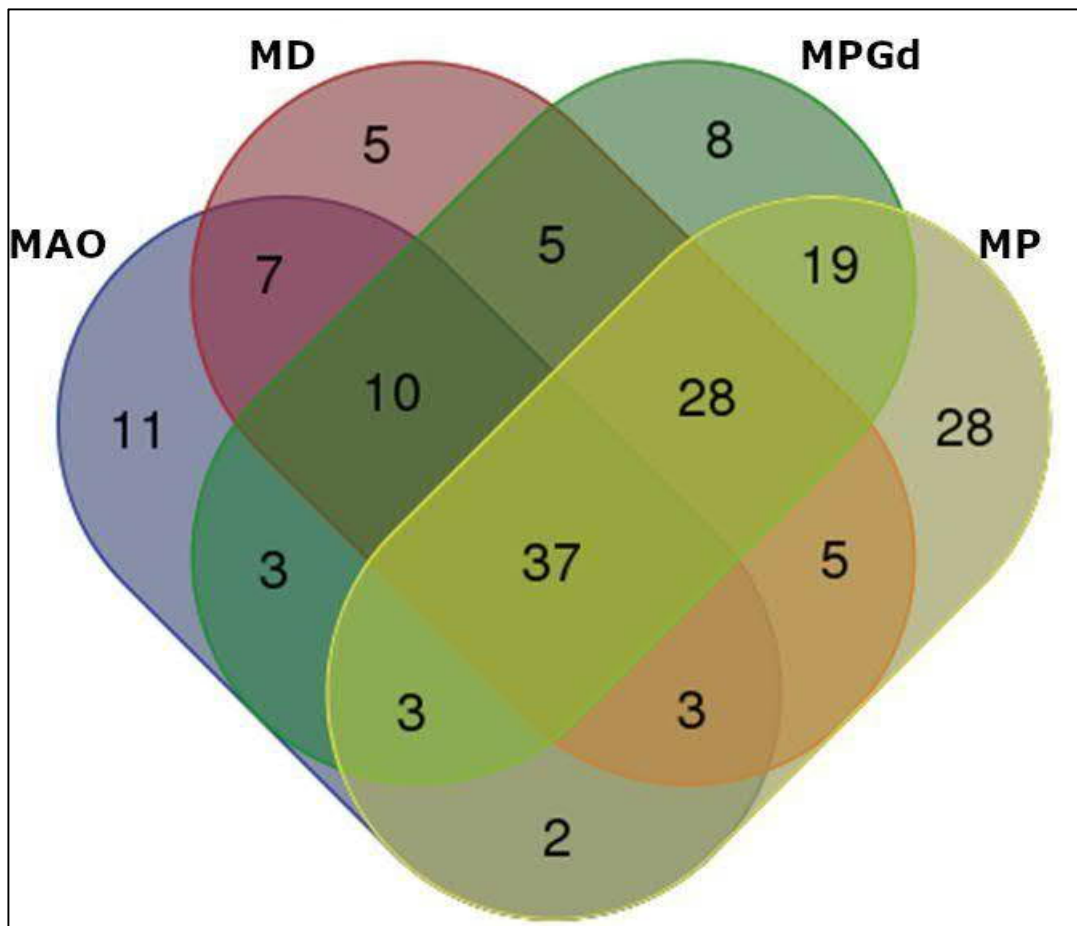


Figure 4.4. Diagramme de Venn appliqué à la flore de quatre formations végétales du plateau de Goro: MAO: Maquis arbustif ouvert, MD: Maquis arbustif dense, MPGd: Maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* et MP: Maquis préforestier.

Parmi les 37 espèces « candidates », 19%, 5,5%, 5,5% et 70% sont anémochores, anémochores ou barochores, barochores et zoochores respectivement (Tableau 4.3), tel que défini dans Ititiaty *et al.* (2019) (cf. chapitre 2). De plus, les résultats montrent que 9 espèces (24%) ont déjà fait l'objet d'études germinatives en laboratoire; dont 7 (16%) ont été déterminées comme non dormantes : *Garcinia amplexicaulis*, *Garcinia balansae*, *Gardenia aubryi*, *Gymnostoma deplancheanum*, *Longetia buxoides*, *Pancheria billardierei*, *Tristaniopsis macphersonii* et les 2 autres (5%) possèdent une dormance morphophysologique : *Hibbertia pancheri* et *Ilex sebertii* (Annexe 4.3 ; Tableau 4.3). Ainsi, il reste donc 28 (76%) espèces à étudier pour lesquelles 4 sont probablement non dormantes, 17 présentent une dormance hypothétique et 7 espèces sont indéterminées (Annexe 4.3; Tableau 4.3).

Tableau 4.3. Nombre et pourcentages d'espèces par mode de dispersion et par type de dormance (ou sans dormance) connues ou hypothétiques des 37 espèces dites « candidates » à la restauration de la zone d'étude.

		Nombre d'espèces	Proportion d'espèces (%)
Mode de dispersion	Anémochorie	7	19%
	Anémochorie ou barochorie	2	5,5%
	Barochorie	2	5,5%
	Zoochorie	26	70%
Dormance/non dormance	Non dormant	7	19%
	Dormance morphophysologique	2	5%
	Non dormant probable	4	11%
	Dormance hypothétique	17	46%
	Non déterminé	7	19%

3.3. Etude phénologique et germinative d'espèces candidates.

Le suivi phénologique a été réalisé pour 12 espèces « candidates » : *Alstonia coriacea* (Apocynaceae), *Beauprea montisfontium* (Proteaceae), *Dacrydium araucarioides* (Podocarpaceae), *Hugonia penicillanthemum* (Linaceae), *Myrsine diminuta* (Primulaceae), *Pleioluma baueri* (Sapotaceae), *Pleioluma sebertii* (Sapotaceae), *Polyscias pancheri* (Araliaceae), *Pycnandra decandra cf subsp coriacea* (Sapotaceae), *Stenocarpus comptonii* (Proteaceae), *Syzygium ngoyense* (Myrtaceae), *Tarenna hexamera* (Rubiaceae).

Ces suivis phénologiques donne des indications précises sur la durée et l'intensification de la période de fructification et les résultats sont présentés de manière détaillée ci-dessous par espèce tout comme les aspects germinatifs. Un récapitulatif est fourni en Annexe 4.5.

En ce qui concerne l'étude germinative, 9 des 37 espèces "candidates", ayant déjà été étudiées, les travaux se sont donc concentrés sur les 28 espèces restantes. A partir de ces dernières, les fruits de 12 espèces ont pu être récoltés (dont 11 suivis en phénologie et une collectée de manière opportuniste) et ont fait l'objet de l'étude germinative. Un récapitulatif est fourni en Annexe 4.6.

Les résultats détaillés sont présentés ci-dessous par espèce et chacun a ensuite fait l'objet d'une fiche technique, l'ensemble étant fourni en Annexe 4.7.

3.3.1. *Alstonia coriacea* (Apocynaceae)

❖ Suivi phénologique

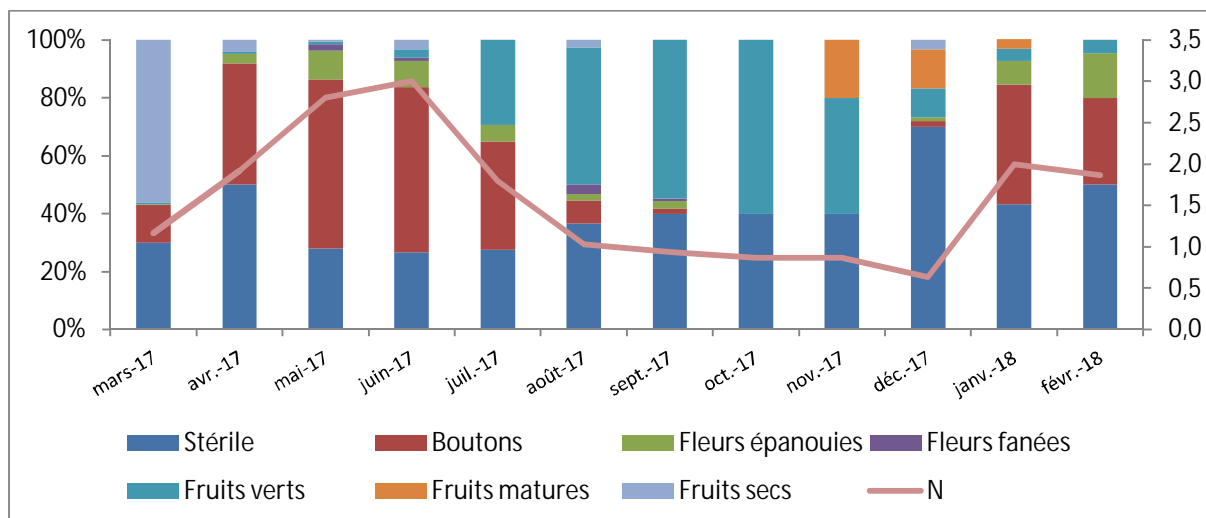


Figure 4.5. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) d'*Alstonia coriacea* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

La figure 4.5 montre que les fleurs épanouies d'*Alstonia coriacea* sont observées d'avril à septembre et de décembre à février. La fructification s'étend de juin à février avec des fruits matures entre novembre à janvier. La meilleure période de récolte se situe entre novembre et décembre.

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Apocynaceae produit des fruits de type follicules. Arrivés à maturité, ceux-ci perdent leur couleur verte puis prennent une couleur marron et s'ouvrent.

Les fruits ont été récoltés verts puis laissés à sécher au laboratoire. Suite à cette étape, les fruits étaient torsadés et ont donc rendu difficile la mesure des fruits matures. Par conséquent, seules les mesures des graines ont pu être réalisées et sont présentées dans le tableau 4.4 ci-dessous.

Les graines sont marrons, plates, de forme elliptique étroite (Fig. 4.6A) et présentent à chaque extrémité des ailes avec une quantité importante de cils (Fig. 4.6B). Les graines mesurent en moyenne 10,2 x 2,28 x 0,90 millimètres et le poids de 100 graines est de 0,46 grammes (Tableau 4.4). De plus, les graines sont de type albuminé avec un tégument fin et un embryon bien développé (Fig. 4.6A).

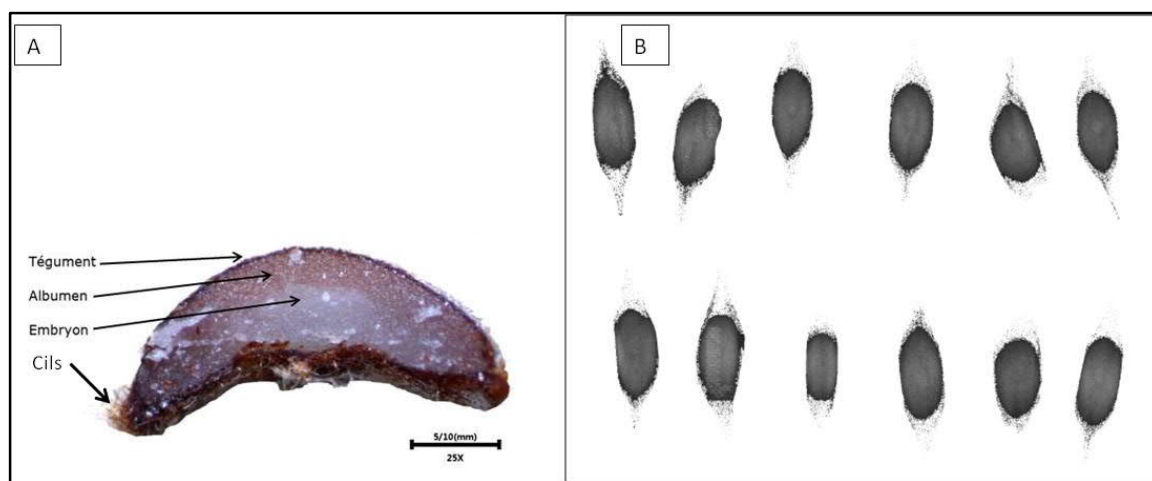


Figure 4.6. Structure de la graine d'*Alstonia coriacea* A) Coupe transversale et observation de la structure et B) Radio de graines au FAXITRON (Source : Marie de Gail)

Tableau 4.4. Mesures des graines d'*Alstonia coriacea* (n=10)

Graine (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
10,2 ± 0,2	2,28 ± 0,07	0,90 ± 0,05	0,46 ± 0,06

❖ Qualité du lot de graines

Des radios effectuées au FAXITRON montrent un lot de graines de structure homogène, non parasité, et donc d'une qualité satisfaisante pour la mise en place d'expérimentations (Fig. 4.6B).

❖ Test d'imbibition des graines

Le test d'imbibition montre une augmentation du poids moyen des graines de 47 ± 4% en 24h puis atteint 69 ± 6% au bout d'environ 12 jours (Fig. 4.7). Les graines ne présentent de fait pas d'imperméabilité.

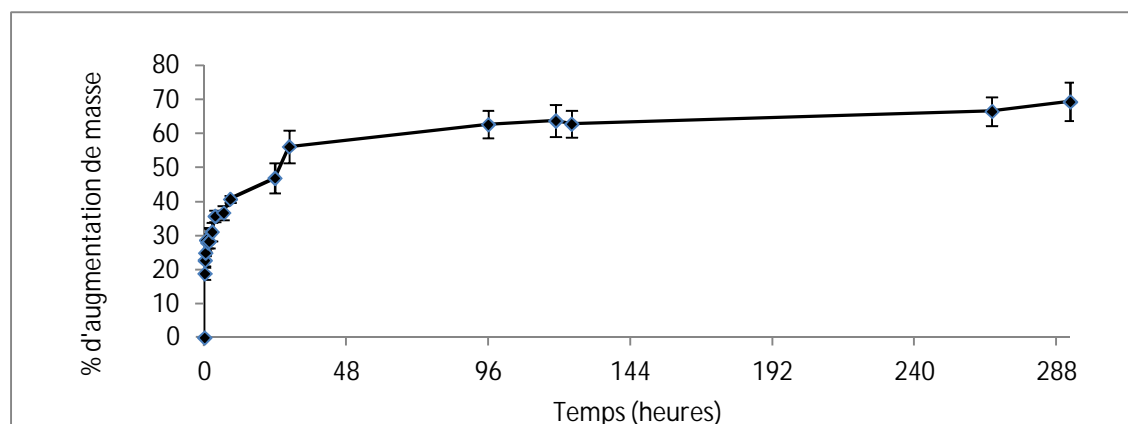


Figure 4.7. Test d'imbibition d'*Alstonia coriacea* (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines)

❖ Germination des graines

Des tests de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) ont été lancés. Le pourcentage de germination finale pour chaque test est comparé par une Anova. Cette dernière montre une différence significative entre les 2 tests réalisés à 20/30°C et à 15/25°C et celui effectué à 10/20°C ($F=17,61$; $p<0.001$). Les meilleurs résultats de germination sont obtenus à 20/30°C avec un temps de latence de 14 jours, un pourcentage maximal de germination de $86 \pm 4\%$ au bout de 106 jours (Fig 4.8). Pour ce test, aucune germination n'a été enregistrée après 106 jours et le taux de viabilité potentielle final est de $86 \pm 8\%$. En effet, les graines restantes ont été attaquées par des champignons.

Concernant les graines exposées à 10/20°C, elles germent mieux que celles mises à 15/25°C mais moins bien que celles mises à 20/30°C. En effet à 10/20°C, les graines ont un temps de latence de 28 jours et une germination maximale de $74 \pm 1\%$ atteint au bout de 116 jours (Fig. 4.8). Le taux de viabilité potentielle final des graines exposées à ces températures est de $74 \pm 2\%$.

Enfin, le temps de latence est de 88 jours et le pourcentage maximal de germination est de $52 \pm 6\%$ au bout de 165 jours pour les graines mises à germer à 15/25°C (Fig. 4.8). Le taux de viabilité final des graines exposées à ces températures est de $82\% \pm 8\%$.

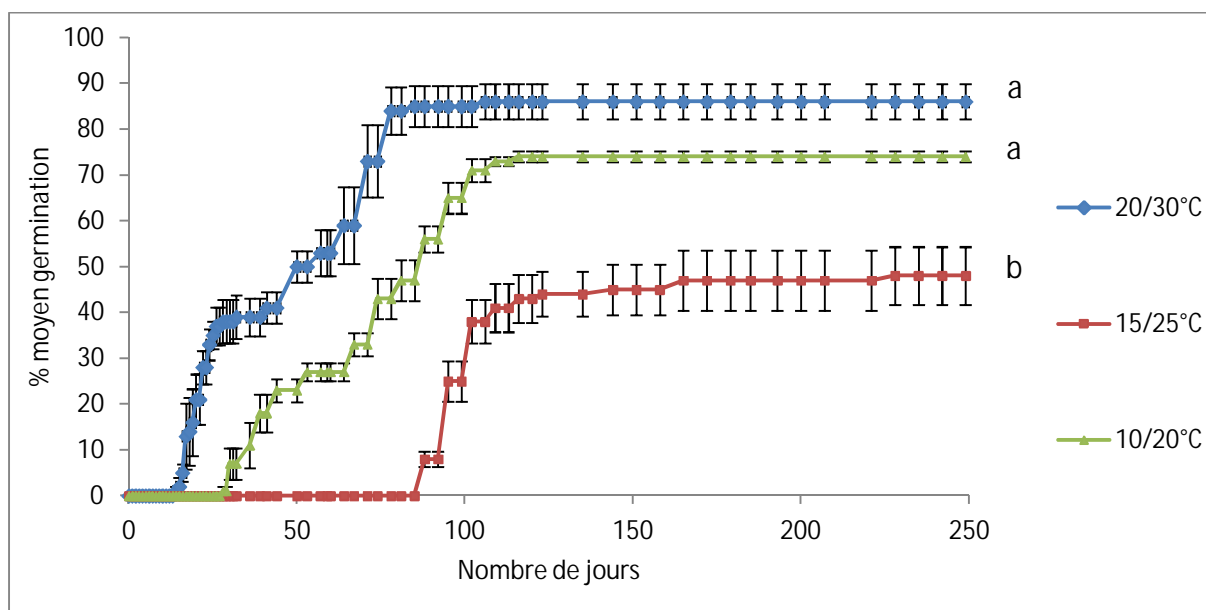


Figure 4.8. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps des semences d'*Alstonia coriacea* (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, 10/20°C : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.

3.3.2. *Beauprea montisfontium* (Proteaceae)

Concernant cette espèce, seuls les résultats du suivi phénologique et de la description des fruits et des graines sont présentés. Le lot de graines était insuffisant pour réaliser les tests d'imbibition et de germination.

❖ Suivi phénologique

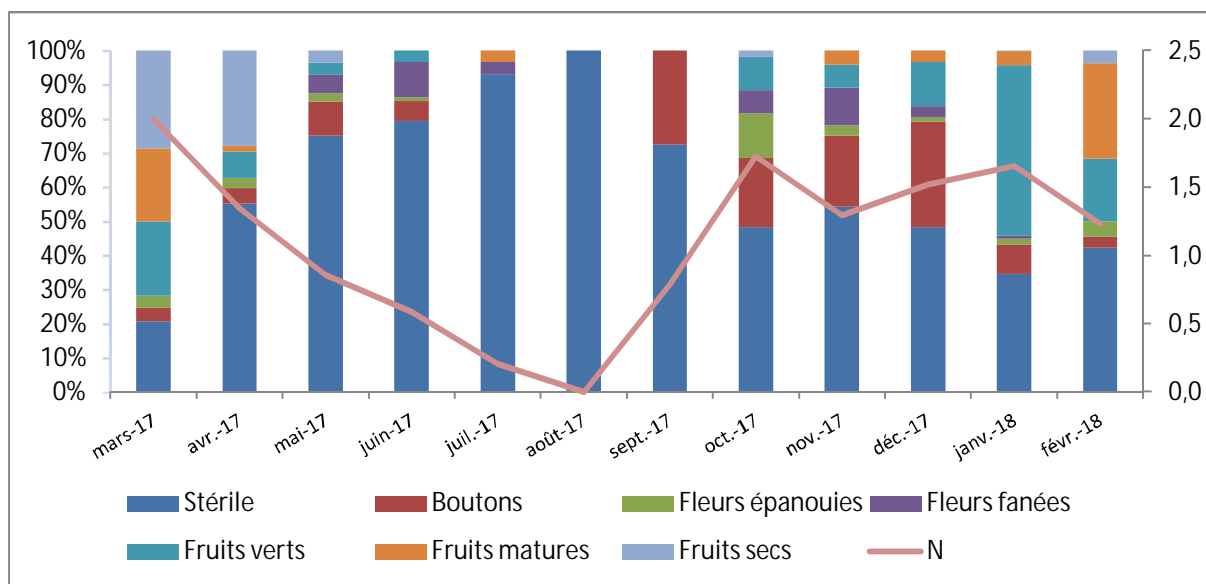


Figure 4.9: Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Beauprea montisfontium* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Lors du suivi phénologique, les fleurs épanouies de *Beauprea montisfontium* ont été observées de mars à juin puis d'octobre à février (Fig. 4.9). La fructification s'étend de mars à juillet puis d'octobre à février avec les fruits matures disponibles de mars à avril, en juillet puis de novembre à février (Fig. 4.9). La meilleure période de récolte est de février à mars.

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Proteaceae produit des fruits de type drupe (Fig. 4.10A) de l'ordre de 14,8 x 6,6 x 6,2 millimètres et qui à maturité deviennent noirs. Les graines sont marrons et de forme elliptique (Fig. 4.10B). Elles mesurent en moyenne 13,4 x 5,6 x 5,6 millimètres (Tableau 4.5).



Figure 4.10. A) Fruits verts et fruits mûrs de *Beuprea montisfontium*, B) Morphologie externe d'une graine (Source : Yawiya Ititiaty)

Tableau 4.5. Mesures des fruits et des graines de *Beuprea montisfontium*

Fruit (n=10)			Graine (n=10)		
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)
14,8 ± 0,7	6,6 ± 0,3	6,2 ± 0,2	13,4 ± 0,6	5,6 ± 0,2	5,6 ± 0,2

3.3.3. *Dacrydium araucarioides* (Podocarpaceae)

❖ Suivi phénologique

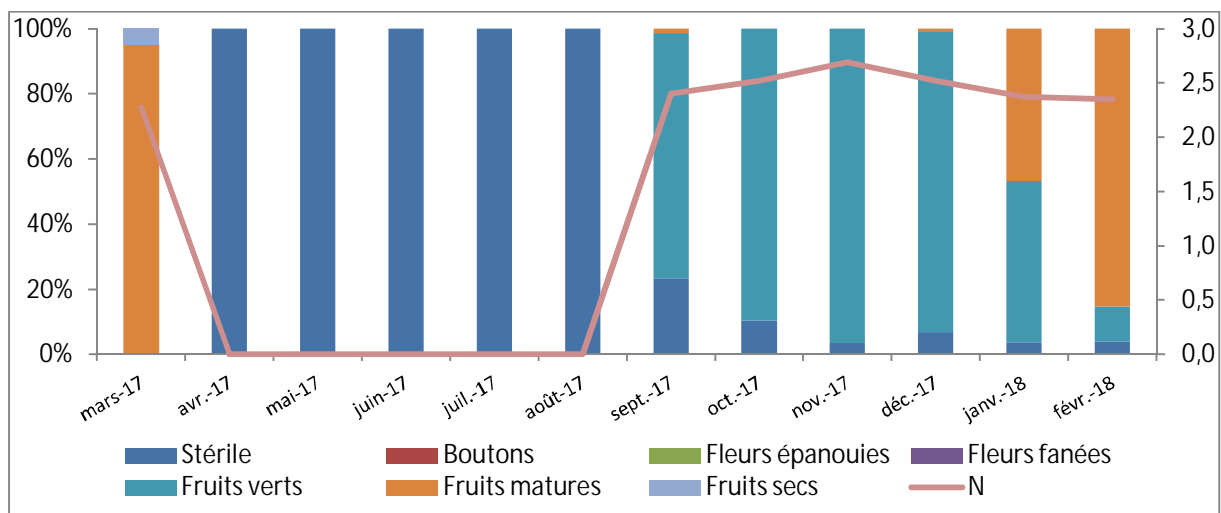


Figure 4.11. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Dacrydium araucarioides* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Le suivi phénologique a permis d'identifier la période de fructification qui a lieu de septembre à mars avec des fruits mûres observés en septembre et de décembre à mars. La meilleure période de fructification est de janvier à mars (Fig. 4.11).

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Podocarpaceae appartenant au grand groupe des gymnospermes produit des cônes contenant une ou deux graines. A maturité, les cônes et les graines prennent une couleur noire. Les cônes mesurent en moyenne 10,7 x 7,6 x 7,4 millimètres et les graines mesurent 4,2 x 3 x 3 millimètres (Tableau 4.6). Le poids de 100 graines est de 1,67 grammes. De plus, les graines sont arrondies, de type albuminé (Fig. 4.12) avec un embryon développé occupant la moitié de la grain en longueur et entouré d'un tégument fin.

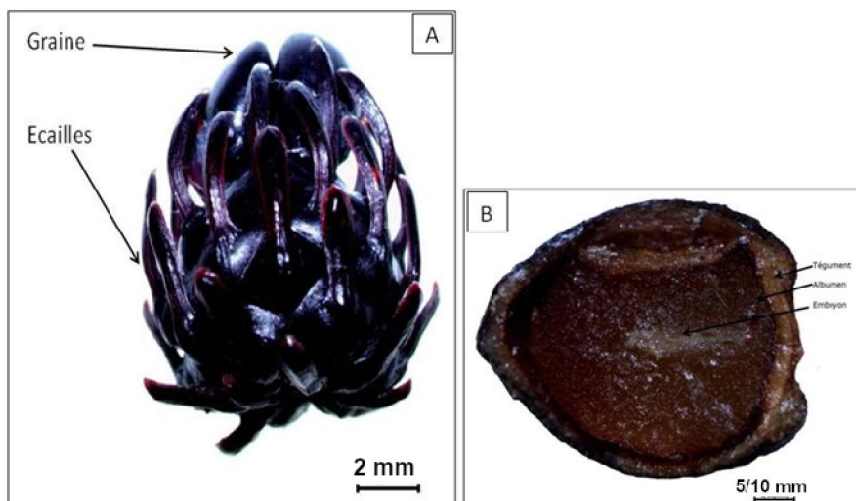


Figure 4.12. *Dacrydium araucarioide* : A) Cône et graines entières B) Coupe transversale et observation de la structure interne de la graine (Source : Yawiya Ititiaty)

Tableau 4.6. Mesures des cônes et des graines de *Dacrydium araucarioides*

Cône (n=10)			Graine (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
10,7 ± 1,1	7,6 ± 0,4	7,4 ± 0,6	4,2 ± 0,3	3 ± 0,2	3 ± 0,2	1,67 ± 0,4

❖ Imbibition des graines

Un test d'imbibition a pu être mené sur le lot de semences récoltées et montre une augmentation du poids moyen des graines de 27,5 ± 1,2% au bout d'environ 4 jours (Fig. 4.13) révélant sa perméabilité.

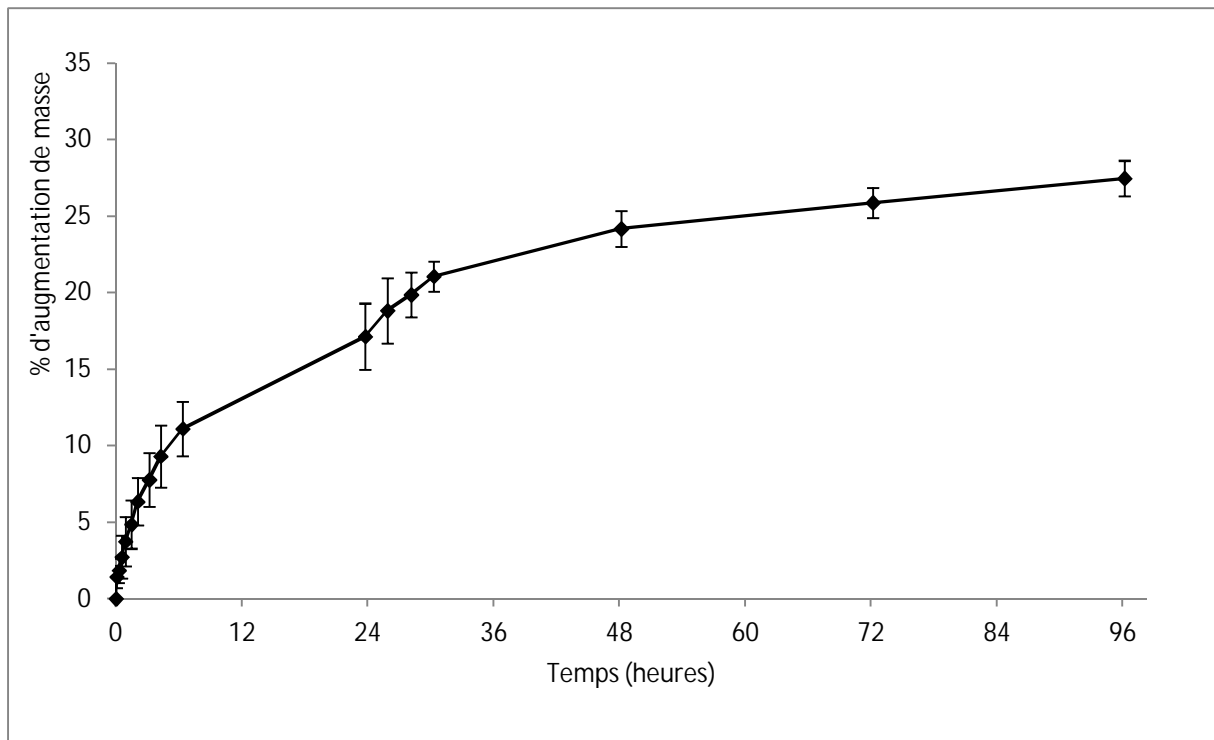


Figure 4.13. Test d'imbibition sur la graine de *Dacrydium araucarioides* (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines)

❖ Germination des graines

Concernant cette espèce, deux lots de graine ont été récoltés. Le premier a été récolté en mars 2017 et trois essais de germination sans traitement ont été effectués à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Le pourcentage de germination finale pour chaque test est comparé par le test de Kruskal-Wallis (car pas d'égalité des variances). Ce dernier montre une différence significative entre les trois essais de germination (K-W=10,24; $p < 0.01$). Les meilleurs résultats de germination sont obtenus à 20/30°C avec un temps de latence de 46 jours, un pourcentage maximal de germination de $72 \pm 6\%$ au bout de 151 jours (Fig. 4.14). Pour ce test, aucune germination n'a été enregistrée après 151 jours et le taux de viabilité potentielle final est de $73 \pm 11\%$.

Concernant les graines exposées à 15/25°C, le temps de latence est de 60 jours et une germination maximale de $16 \pm 3\%$ est atteinte au bout de 123 jours (Fig. 4.14). Le taux de viabilité potentielle final des graines exposées à ces températures est de $76 \pm 7\%$.

Enfin, aucune germination n'a été observée pour les graines exposées à 10/20°C.

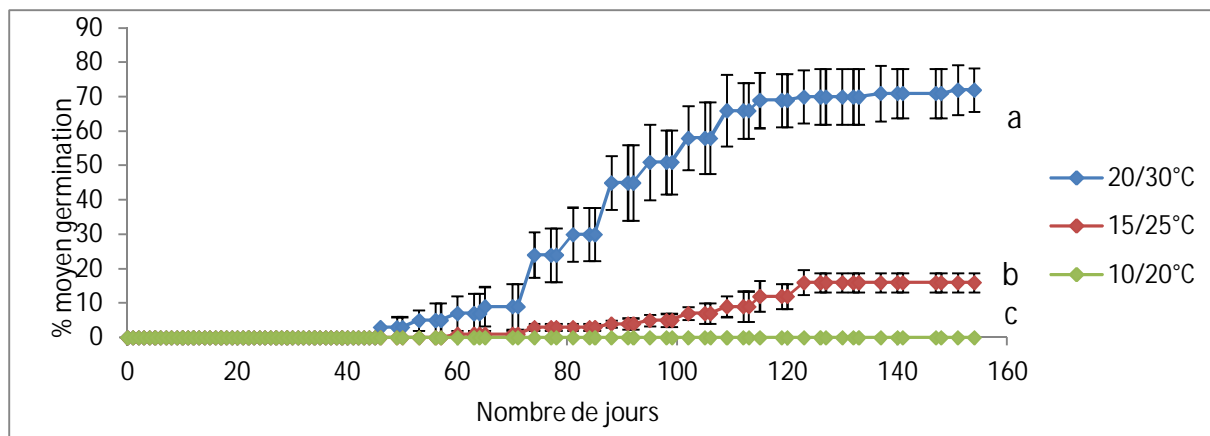


Figure 4.14. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulés en fonction du temps de semences de *Dacrydium araucarioides*, collectées en 2017 (4x25 graines) incubées à différentes températures (**20/30°C** : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, **15/25°C** : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, **10/20°C** : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.

Au regard des résultats obtenus pour le premier lot, l'hypothèse d'une dormance physiologique a été émise. Du fait qu'un deuxième lot ait pu être récolté en mars 2018, trois essais menés dans les mêmes conditions de températures et de lumière 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h) ont été réalisés avec différents traitements : un témoin sans traitement, deux avec prétraitement par trempage dans du GA₃ pendant 24h soit à 0,3 g/l soit à 0,6 g/l.

Le témoin (sans traitement) à 20/30°C a montré un temps de latence de 41 jours, un pourcentage maximal de germination de 19 ± 3% au bout de 120 jours (Fig. 4.15). Pour ce test, le taux final potentiel de graines viables est de 21 ± 7%. En effet, les graines restantes ont été attaquées par des champignons.

Concernant les graines dont la germination a été testée après trempage dans du GA₃ à 0,3g/l; le temps de latence est de 40 jours et la germination maximale de 25 ± 2% est atteinte au bout de 130 jours (Fig. 4.15). Le taux de viabilité final potentiel des graines exposées à ces températures est de 48 ± 7%.

Enfin, les graines dont la germination a été testée après trempage dans du GA₃ à 0,6g/l; ont un temps de latence de 40 jours également et la germination maximale de 25 ± 2% est atteinte au bout de 119 jours (Fig. 4.15). Le taux de viabilité final des graines exposées à ces températures est de 43 ± 20%.

Le pourcentage de germination finale pour chaque test est comparé par le test de Kruskal-Wallis (car pas d'égalité des variances). Ce dernier montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les 3 essais de germination (K-W=1,68; p>0.05).

Certaines graines issues des deux tests aux GA₃ ont été infectées par des champignons et pour celles non attaquées, elles ont été coupées et observées vides pour la plupart.

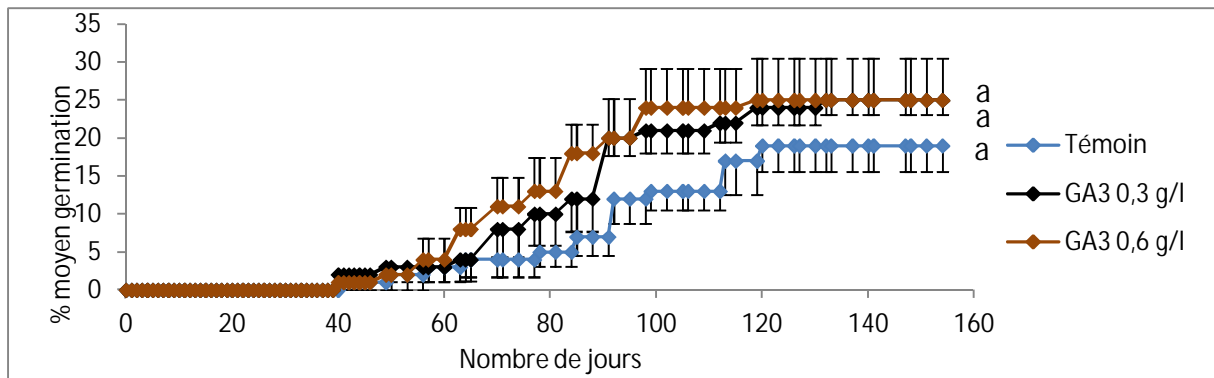


Figure 4.15. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, de semences de *Dacrydium araucarioides*, collectées en 2018, (4x25 graines) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h). Traitement : un témoin sans traitement, un test avec comme prétraitement un trempage GA₃ 0,3 g/l (24h) et un test avec comme prétraitement au GA₃ 0,6 g/l (24h). Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.

3.3.4. *Hugonia penicillanthemum* (Linaceae)

❖ Suivi phénologique

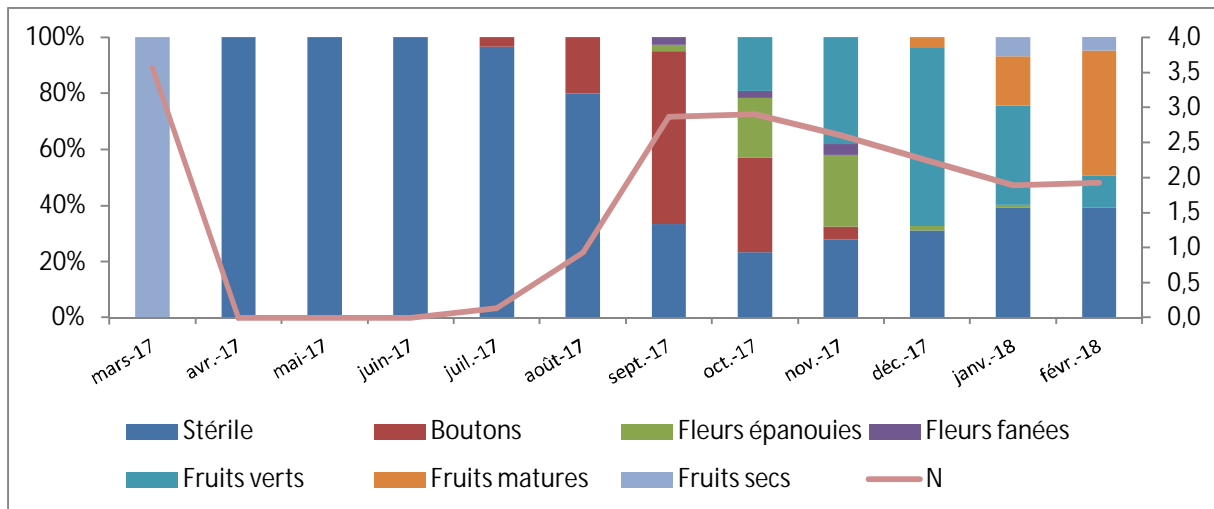


Figure 4.16. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) d'*Hugonia penicillanthemum* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Lors du suivi phénologique, les fleurs épanouies de *Hugonia penicillanthemum* ont été observées de septembre à janvier (Fig. 4.16). La fructification s'étend d'octobre à février avec les fruits matures disponibles de décembre à février (Fig. 4.16). La meilleure période de récolte des fruits est située en février.

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Linaceae produit des fruits de type baie, sphériques mesurant en moyenne 11,7 x 14,9 x 14,7 millimètres (Tableau 4.7). Les fruits sont jaunes à orange à maturité et dégagent à la récolte une forte odeur.

Les noyaux libres, au nombre de 5 par fruit sont jaunes clair (Fig. 4.17A). Ils présentent une arille fine et rigide avec une excroissance charnu large et souple. Les noyaux mesurent en moyenne 9,9 x 6,3 x 5,7 millimètres et le poids de 100 noyaux est de 19 grammes (Tableau 4.7).



Figure 4.17. A) Fruits B) Noyaux et C) Radiographie de noyaux d'*Hugonia penicillanthemum* (Source : Marie de Gail & Yawiya Ititiaty)

Tableau 4.7. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et noyaux d'*Hugonia penicillanthemum*

Fruit (n=10)			Noyaux (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
11,7 ± 0,3	14,9 ± 0,4	14,7 ± 0,5	9,9 ± 0,1	6,3 ± 0,1	5,7 ± 0,1	19 ± 0,7

❖ Qualité du lot de noyaux

Des radiographies effectuées au FAXITRON montrent un lot de noyaux de structure homogène, non parasité, et donc d'une viabilité satisfaisante pour la mise en place d'expérimentations (Fig. 4.17B).

❖ Imbibition des noyaux

Un test d'imbibition a pu être mené sur le lot de semences et a montré une forte augmentation du poids moyen des noyaux. Cependant, le test a été abandonné, car il a été constaté que l'eau absorbée se retrouvait dans l'excroissance charnue. Par conséquent, il nous était difficile de distinguer si l'arille était perméable ou imperméable.

❖ Germination des noyaux

Des tests de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) ont été réalisés. Le pourcentage de germination finale pour chaque test est comparé par le test de Kruskal-Wallis (car pas d'égalité des variances). Ce dernier montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les trois essais de germination (K-W=0,28; $p>0.05$). Les courbes de germination représentées sur la figure 4.18 montrent des temps de latence longs de 59, 87 et 115 jours à 20/30°C, 15/25°C et 10/20°C respectivement. De plus, les taux de germination sont faibles avec $12 \pm 4\%$, $14 \pm 1\%$ et $18 \pm 7\%$ au bout de 150, 90 et 262 jours respectivement pour les noyaux exposés à 20/30°C, 15/25°C et 10/20°C (Fig. 4.18). A la fin du test de germination, le taux de viabilité final n'a pas pu être évalué, car la rigidité de l'endocarpe a rendu difficile la coupe des graines.

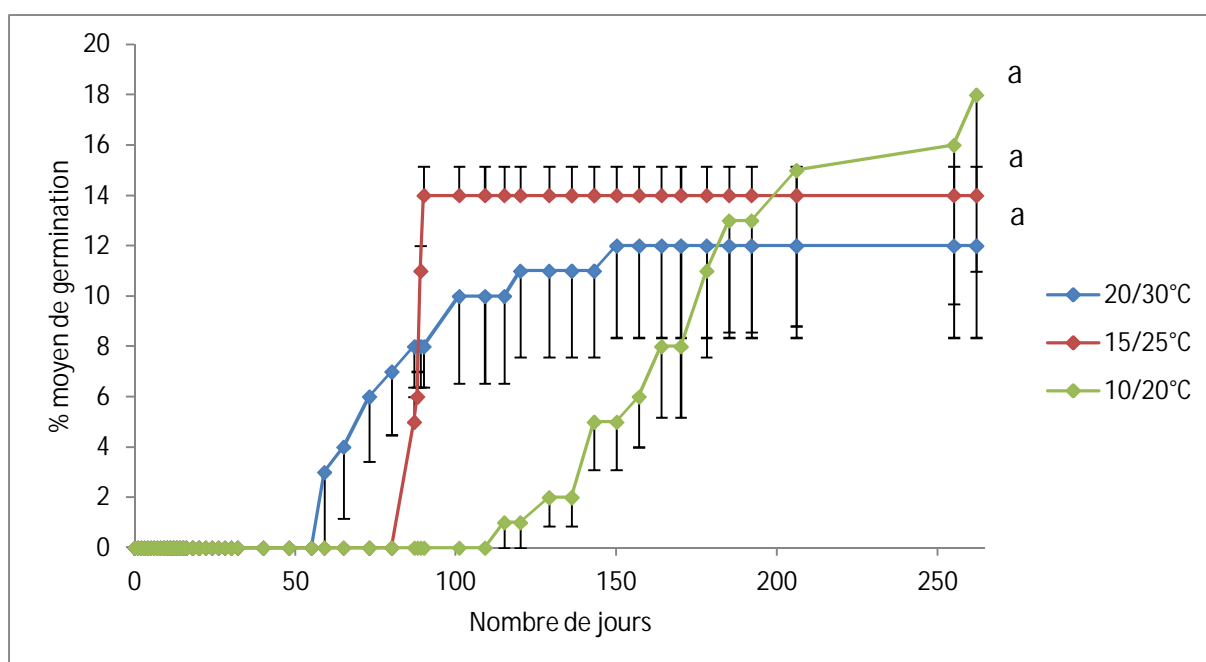


Figure 4.18. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps de semences (noyaux) d'*Hugonia penicillanthemum* (4x25 noyaux) incubées à différentes températures (20/30°C : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, 15/25°C : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, 10/20°C : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.

3.3.5. *Myrsine diminuta* (Primulaceae)

❖ Suivi phénologique

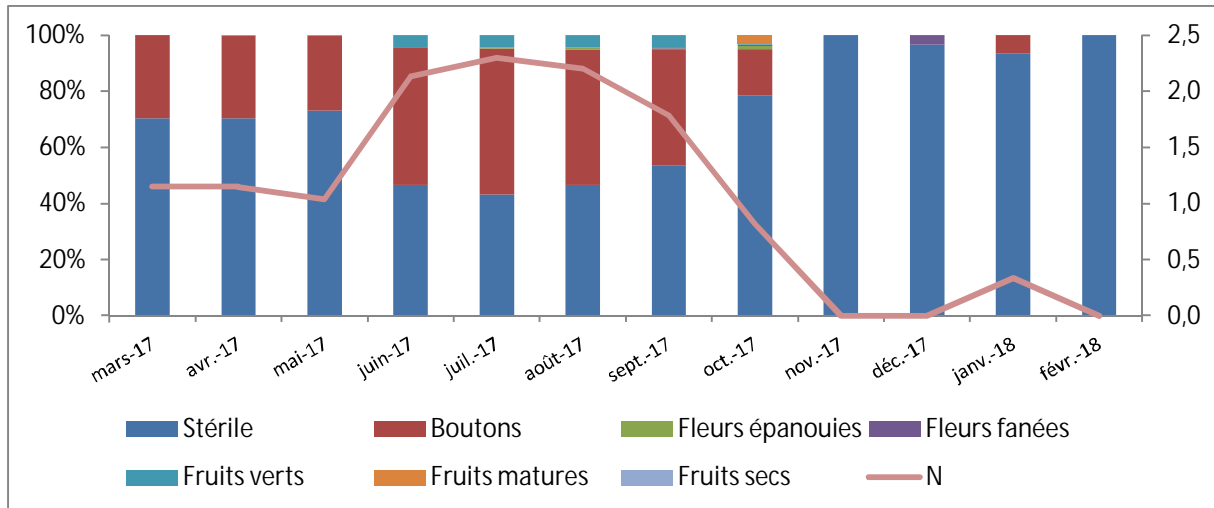


Figure 4.19. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Myrsine diminuta* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Suite au suivi phénologique, la figure 4.19 montre que les fleurs épanouies de *Myrsine diminuta* sont observées de juillet à août puis en octobre. La fructification s'étend de juin à octobre avec les fruits matures en octobre.

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Primulaceae produit des fruits de type drupe de 3 x 2,7 x 3 millimètres (Tableau 4.8) avec un seul pyréne. Arrivés à maturité, ils prennent une couleur mauve.

Les pyrènes sont marrons et marqués par des traits blancs allant d'une extrémité à l'autre sur la longueur (Fig. 4.20A). Ils sont de forme arrondi et mesurent 2,2 x 2,3 x 2,3 millimètres (Tableau 4.8). L'endocarpe est rigide et fin, le tégument est fin et les graines sont de type albuminé et présentent un embryon bien développé (Fig. 4.20B). Le poids de 100 pyrènes est de 0,65 grammes.

Figure 4.20. A) Morphologie externe d'un pyrène et B) Coupe transversale d'un fruit et observation de la structure interne (Source : Yawiya Ititiaty)

Tableau 4.8. Mesures des pyrènes de *Myrsine diminuta*

Fruit (n=10)			Pyrène (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
3 ± 0,3	2,7 ± 0,4	3 ± 0,4	2,2 ± 0,1	2,3 ± 0,1	2,3 ± 0,1	0,65 ± 0,1

❖ Imbibition des pyrènes

Un test d'imbibition a pu être mené sur le lot de semences récoltées et montre une augmentation du poids moyen des pyrènes de $33,8 \pm 7\%$ au bout d'environ 3 jours (Fig. 4.21) laissant présager de la perméabilité à l'eau de l'endocarpe.

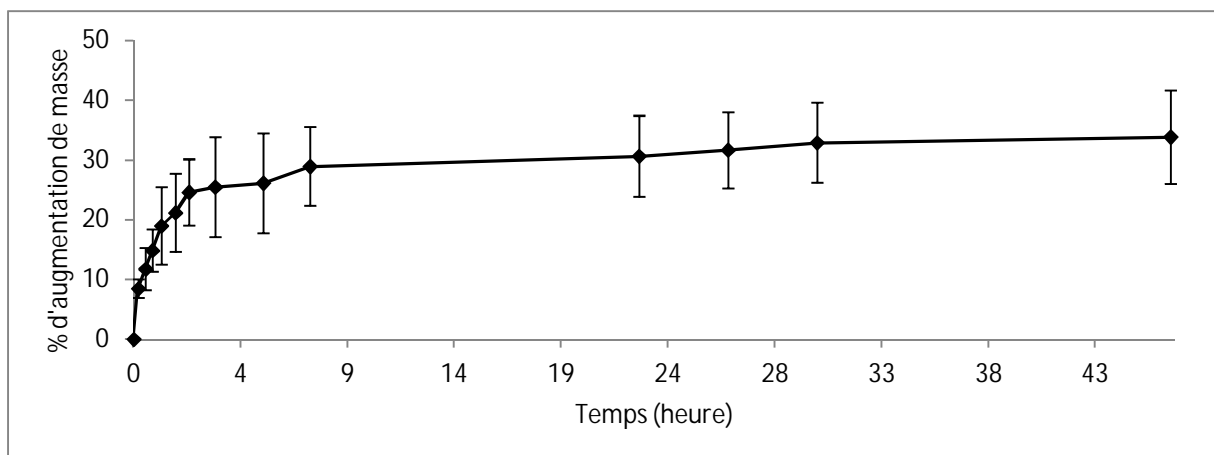


Figure 4.21. Test d'imbibition de pyrènes de *Myrsine diminuta* (moyenne sur 4 répétitions de 25 pyrènes).

❖ Germination des pyrènes

Au regard du nombre de graines disponibles, un seul test de germination a pu être effectué à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h). Le temps de latence observé est de 42 jours et le pourcentage maximal de germination de $16 \pm 4\%$ au bout de 150 jours (Fig. 4.22). De plus, le taux de viabilité potentiel final est de $27 \pm 20\%$.

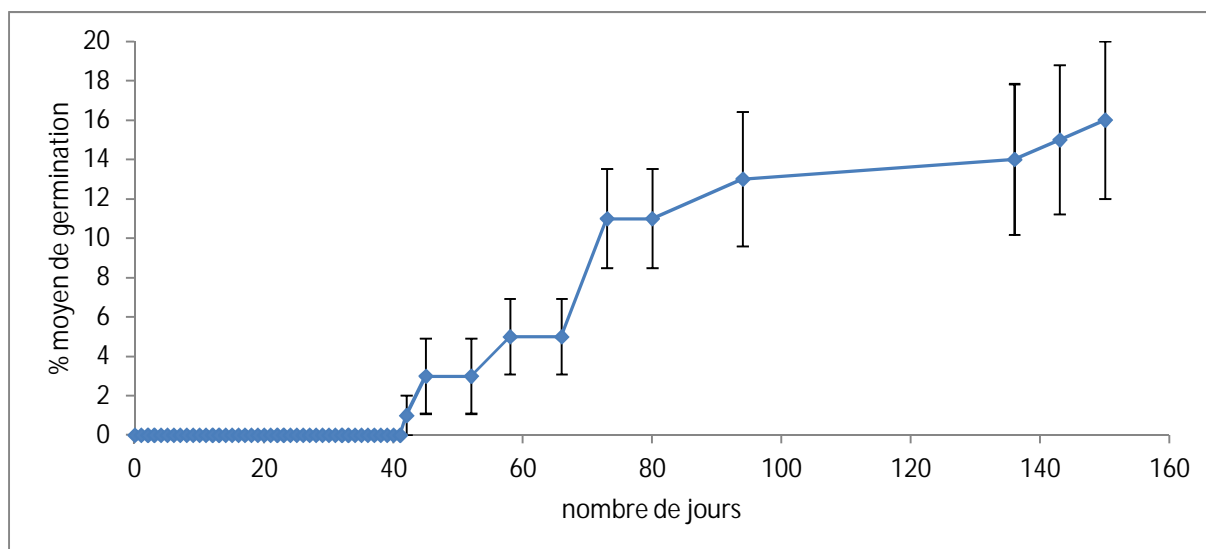


Figure 4.22. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulés en fonction du temps, des semences (pyrènes) de *Myrsine diminuta* (4x25 pyrènes) incubées à 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h. Traitement : aucun.

3.3.6. *Pleioluma baueri* (Sapotaceae)

❖ Suivi phénologique

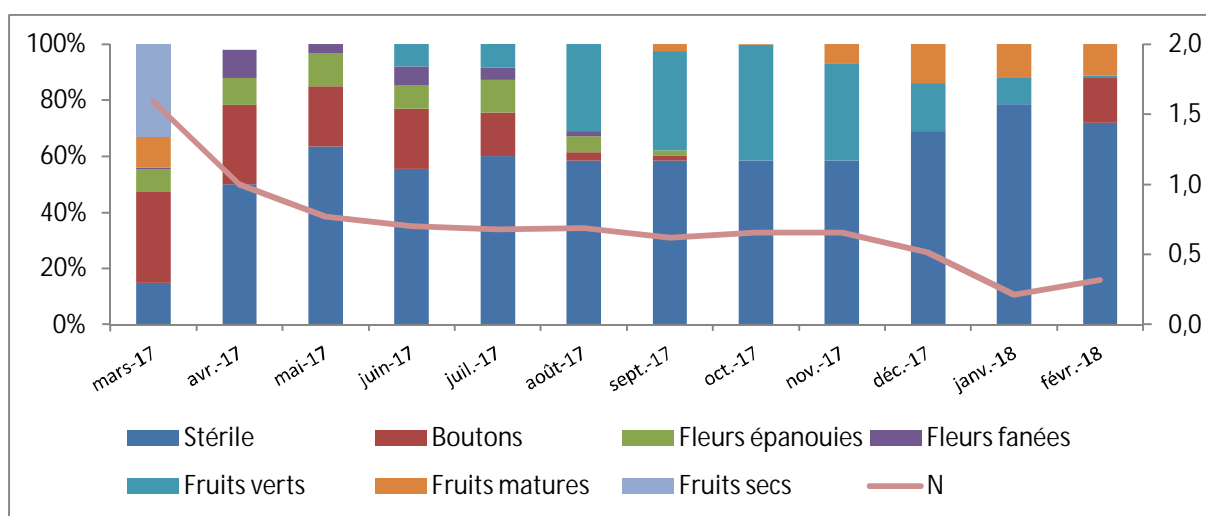


Figure 4.23. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Pleioluma baueri* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Le suivi phénologique a permis d'observer les fleurs ouvertes de *Pleioluma baueri* de mars à septembre (Fig 4.23). Les fruits sont présents en mars, puis de juin à février avec des fruits matures relevé en mars, en septembre puis de novembre à février. La meilleure période de récolte se situe entre décembre et février (Fig 4.23).

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Sapotaceae produit des baies mucronées noires luisantes à maturité contenant une seule graine, de forme elliptique, mesurant en moyenne 13,9 x 9,5 x 9,7 millimètres (Tableau 4.9), avec une pulpe blanche dégageant une légère odeur.

La graine est noire, luisante, ovale et mesure environ 11,8 x 6,6 x 5,4 millimètres ; de plus le poids de 100 graines est de 22,74 grammes (Tableau 4.9). Les coupes longitudinales et transversales réalisées ont permis de mettre en évidence le caractère albuminé des graines (Fig. 4.24) et la présence d'un embryon volumineux, le tout entouré d'un tégument d'épaisseur moyenne.

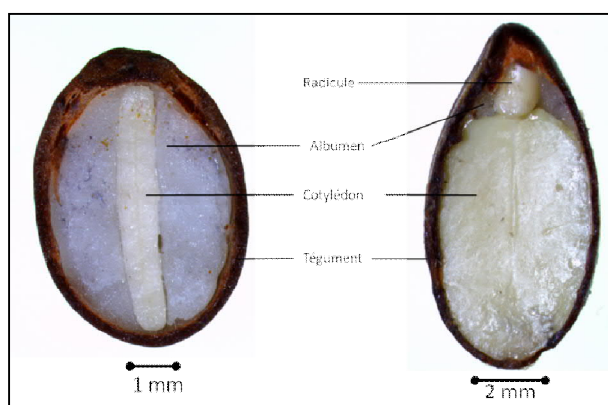


Figure 4.24. Coupe transversale et longitudinale de *Pleioluma baueri* (Source : Marie de Gail)

Tableau 4.9. Mesures des fruits et graines de *Pleioluma baueri*.

Fruit (n=10)			Graine (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
13,9 ± 0,5	9,5 ± 0,3	9,7 ± 0,4	11,8 ± 0,3	6,6 ± 0,2	5,4 ± 0,2	22,74 ± 1,7

❖ Imbibition des graines

Un test d'imbibition a pu être mené sur le lot de semences et montre une augmentation du poids moyen des graines de 8 ± 1,3% au bout d'environ 5 jours (Fig. 4.25). L'imbibition est lente mais la graine n'en est pas moins perméable.

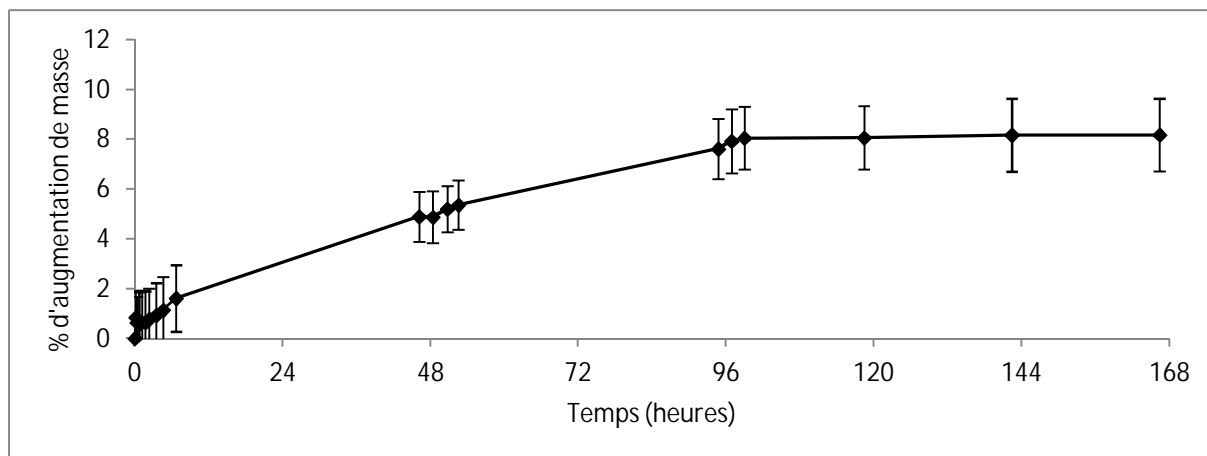


Figure 4.25. Test d'imbibition de graines de *Pleioluma baueri* (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines).

❖ Germination des graines

Seul un test de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h) a été réalisé, le lot de graines récoltées n'étant pas assez conséquent pour lancer des tests à 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) et 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h). Le temps de latence des graines pour cette expérience est de 5 jours et le taux de germination maximum de $95 \pm 2\%$ est atteint au bout de 34 jours de suivi (Fig. 4.26). Le taux de viabilité finale des graines est de $95 \pm 4\%$.

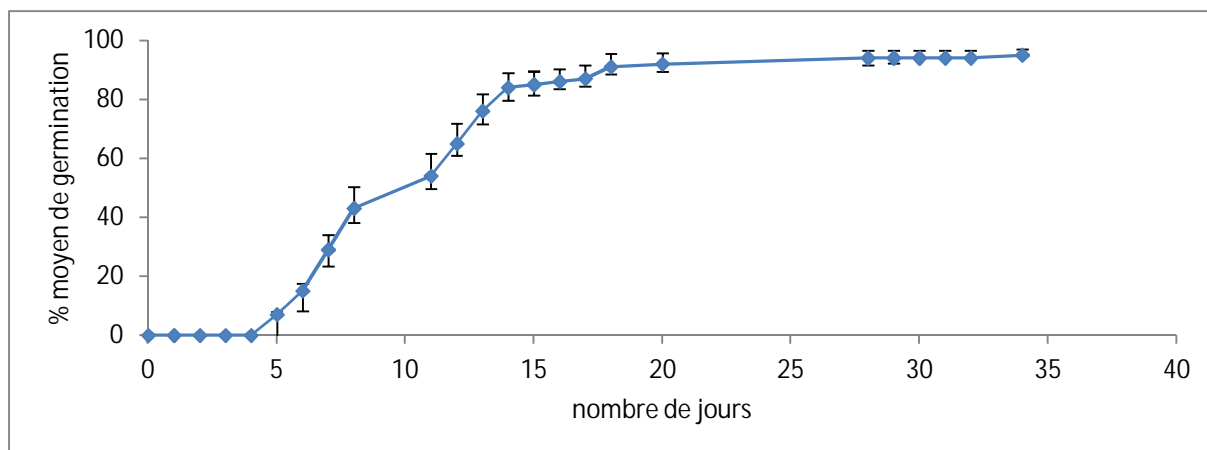


Figure 4.26. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, des semences de *Pleioluma baueri* (4x25 graines) incubées à 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h. Traitement : aucun.

3.3.7. *Pleioluma sebertii* (Sapotaceae)

❖ Suivi phénologique

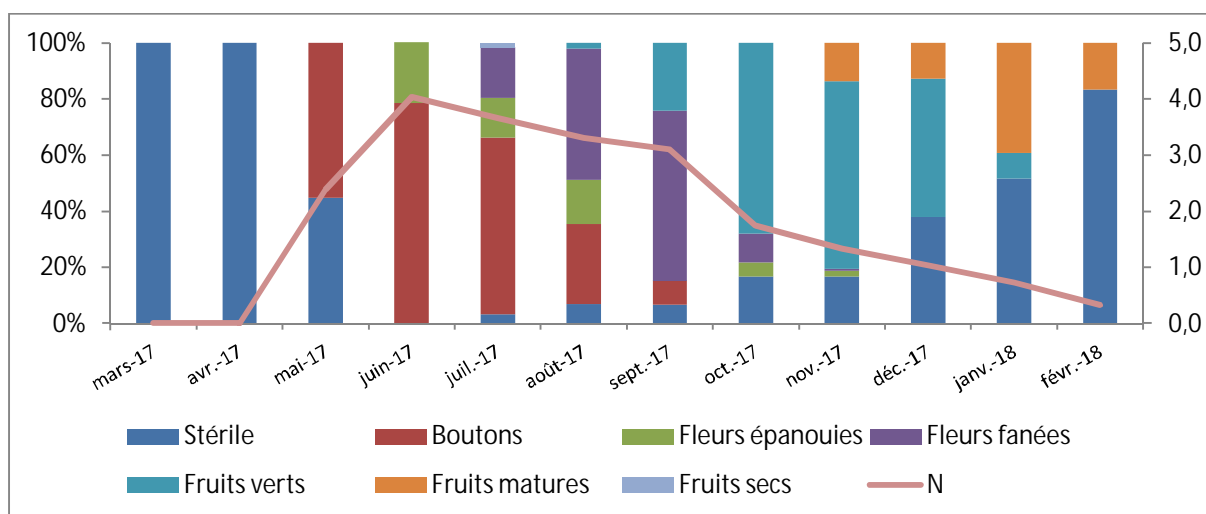


Figure 4.27. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Pleioluma sebertii* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Le suivi phénologique de *Pleioluma sebertii* a permis de relever les fleurs épanouies de juin à août puis d'octobre à novembre (Fig. 4.27). La période de fructification s'étend d'août à février avec les fruits matures observés de novembre à février. La meilleure période de récolte des fruits est au mois de janvier (Fig. 4.27).

❖ Description des fruits et des graines

Les fruits de cette espèce de la famille des Sapotaceae sont des baies de l'ordre de 18,9 x 16,5 x 15,9 millimètres (Tableau 4.10) possédant une graine par fruit. De forme sphérique et d'aspect marron et velu, elles renferment une pulpe blanche odorante.

Les graines sont ovales, noires et mesurent en moyenne 14,8 x 7,9 x 6,3 millimètres. De plus, le poids de 100 graines est de 40,2 grammes (Tableau 4.10). Des coupes longitudinales et transversales ont permis de mettre en évidence le caractère albuminé des graines de *Pleioluma sebertii* (Fig. 4.28A) et la présence d'un embryon volumineux, le tout entouré d'un tégument d'épaisseur moyenne.

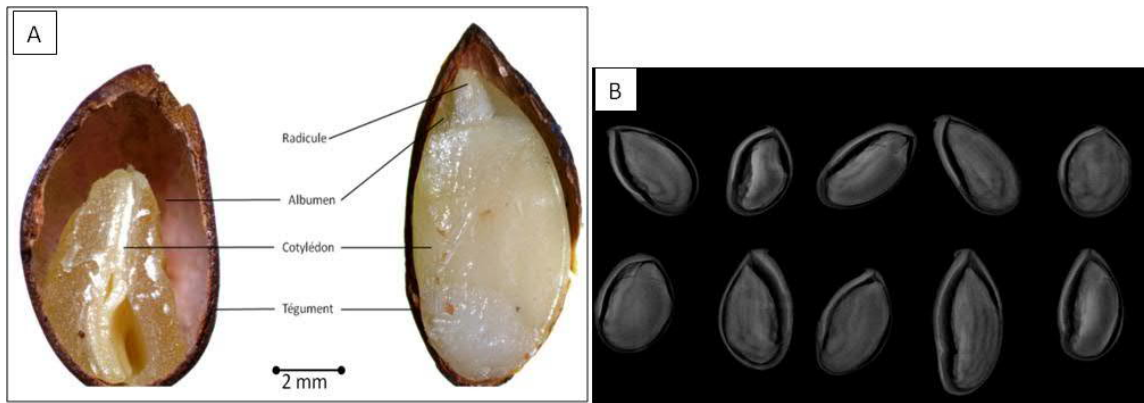


Figure 4.28. A) Coupes transversale et longitudinale et B) Radio de graines de *Pleioluma sebertii* (Source : Marie de Gail)

Tableau 4.10. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Pleioluma sebertii*.

Fruit (n=10)			Graine (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
18,9 ± 0,7	16,5 ± 0,6	15,9 ± 0,5	14,8 ± 0,6	7,9 ± 0,2	6,31 ± 0,1	40,2 ± 2,1

❖ Qualité du lot de graines

Des radios effectuées au FAXITRON montrent un lot de graines de structure homogène, non parasité et pleine. La qualité du lot est satisfaisante pour la mise en place d'expérimentations (Fig. 4.28B).

❖ Imbibition des graines

Le test d'imbibition montre une augmentation du poids moyen des graines de $2,4 \pm 0,7\%$ en 5h (Fig. 4.29). L'imbibition est lente mais la graine n'en est pas moins perméable.

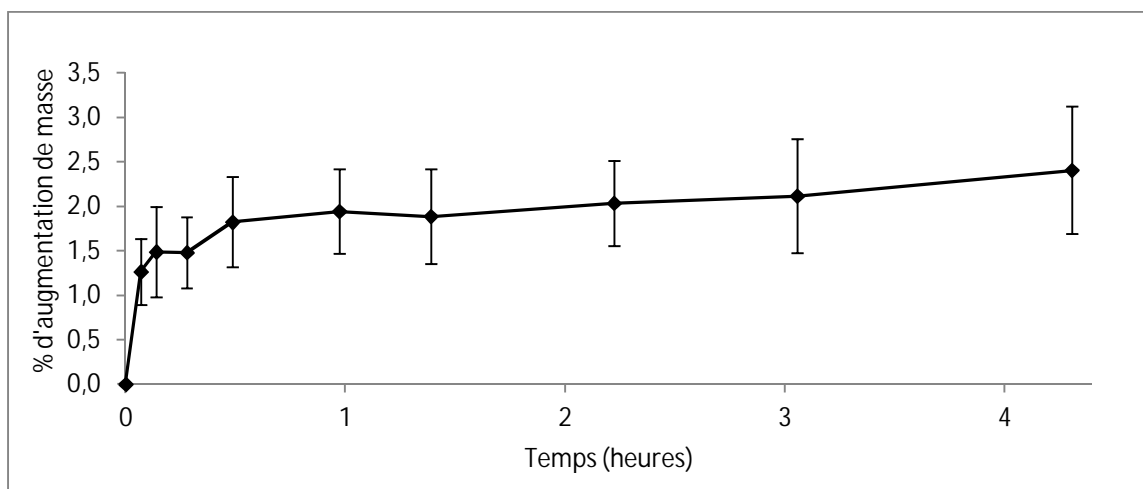


Figure 4.29. Test d'imbibition de *Pleioluma sebertii* (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines)

❖ Germination des graines

Des tests de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) ont été réalisés. Le pourcentage de germination finale pour chaque test est comparé par le test de Kruskal-Wallis (car pas d'égalité des variances). Ce dernier montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les trois essais de germination (K-W= 3,99; $p>0.05$). Les graines de cette espèce germent bien aux trois alternances de température testées. A 20/30°C, le temps de latence est de 2 jours et le taux maximum de germination atteint $96 \pm 2\%$ au bout de 29 jours (Fig. 4.30). A 15/25°C et à 10/20°C les temps de latence sont respectivement de 5 et 6 jours. Le pourcentage maximale de germination est de $78 \pm 9\%$ atteint au bout de 38 jours et de $92 \pm 3\%$ atteint au bout de 52 jours à 15/25°C et à 10/20°C respectivement (Fig. 4.30). Les taux de viabilité potentiels finaux sont de 100%, $78 \pm 18\%$ et $92 \pm 6\%$ aux alternances de températures de 20/30°C, 15/25°C et à 10/20°C respectivement.

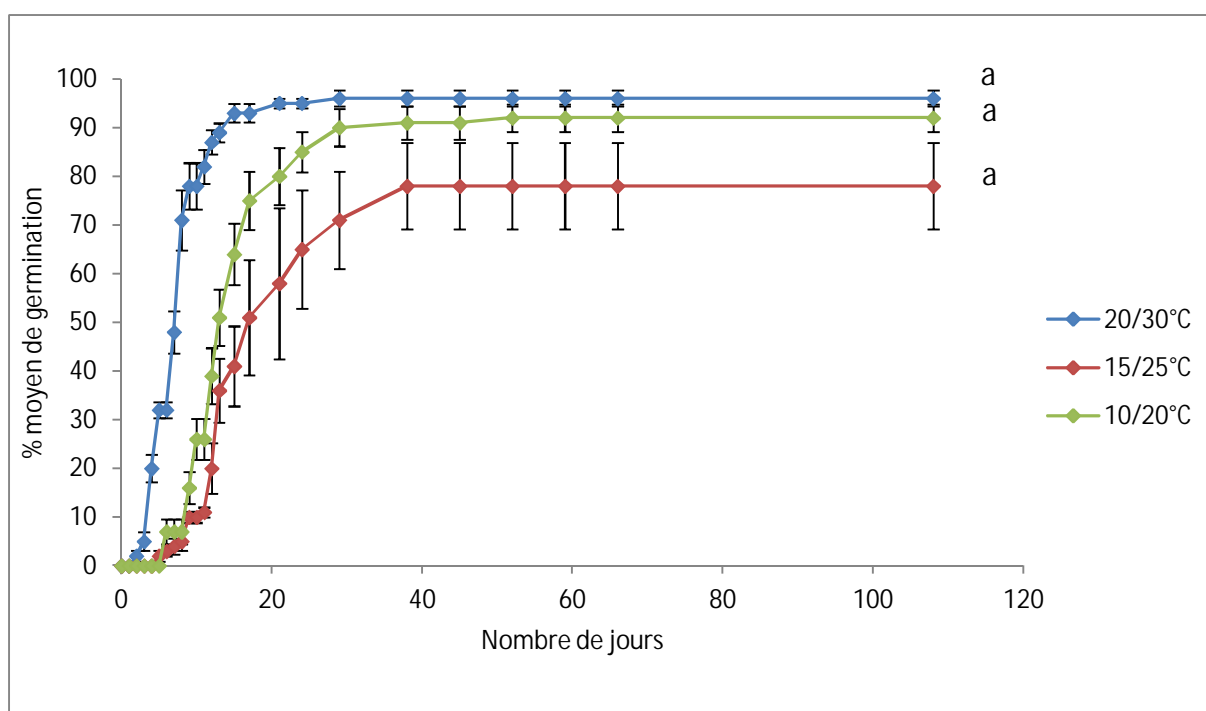


Figure 4.30. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, des semences de *Pleioluma sebertii* (4x25 graines) incubées à différentes températures (**20/30°C** : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, **15/25°C** : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, **10/20°C** : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.

3.3.8. *Polyscias pancheri* (Araliaceae)

❖ Suivi phénologique

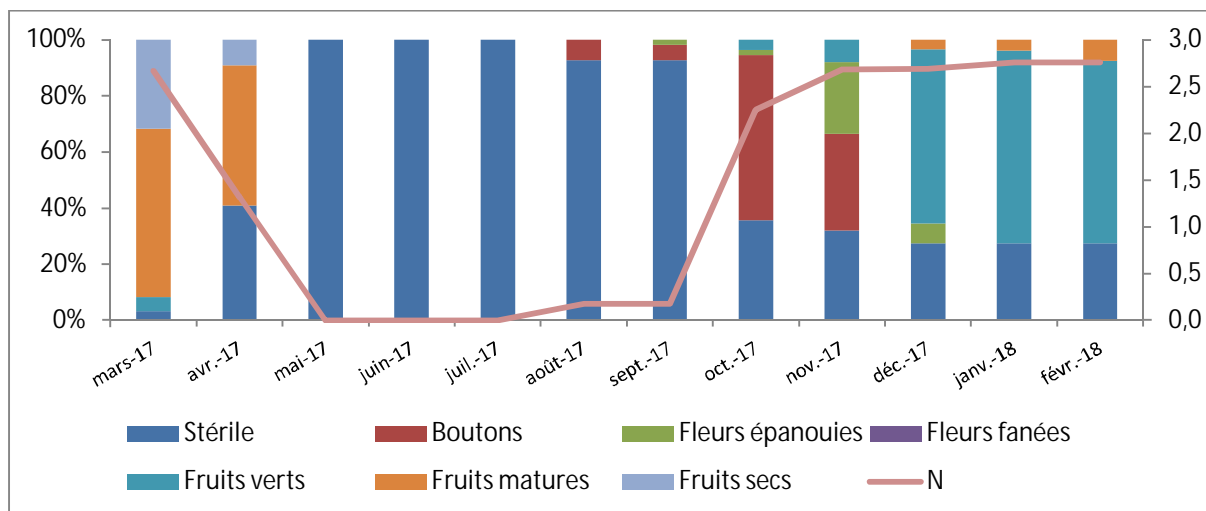


Figure 4.31. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Polyscias pancheri* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Suite au suivi phénologique, la figure 4.31 montre que les fleurs épanouies de *Polyscias pancheri* sont observées de septembre à décembre. La fructification s'étend de mars à avril puis d'octobre à février avec les fruits matures de mars à avril puis de décembre à février. La meilleure période de récolte des fruits se situe en mars et avril.

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Araliaceae produit des fruits de type drupe de 5,7 x 5,6 x 5,5 millimètres. A maturité, les fruits prennent une couleur noire. Le fruit de *Polyscias pancheri* contient deux pyrènes (Fig. 4.32A) qui associés forment une structure cordée, chacun contenant une graine. Les deux pyrènes non séparés (Fig. 4.32A) mesurent 4,6 x 2,4 x 2,2 millimètres (Tableau 4.11). De plus, le poids de 100 pyrènes est de 1,14 grammes. De plus, les graines sont de type albuminé (Figs. 4.32B&C) et présentent un embryon de très petite taille (ratio E :S évalué comme inférieur à 10%), laissant présager une dormance morphologique. Cet embryon est entouré d'un tégument fin et la graine est elle-même entourée d'un endocarpe rigide et épais.

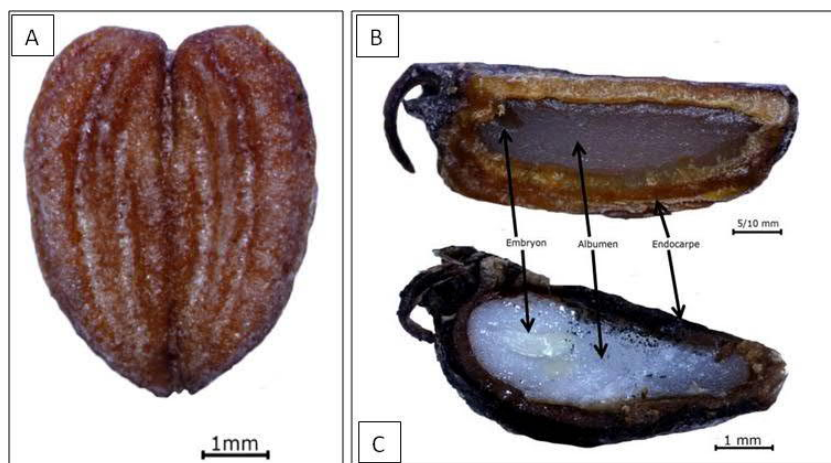


Figure 4.32. *Polyscias pancheri* : A) Observation de 2 pyrènes, après élimination de l'exocarpe et du mésocarpe ; B, C) coupe transversale d'un pyrène avant mise en germination (B) et après 20 mois de germination à 20/30°C après prétraitement par stratification à 15°C pendant 1 mois (C).

Tableau 4.11. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et pyrènes de *Polyscias pancheri*

Fruit (n=10)			Pyrène (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
5,7 ± 0,3	5,6 ± 0,6	5,5 ± 0,4	4,6 ± 0,2	2,4 ± 0,3	2,2 ± 0,4	1,14 ± 0,2

❖ Test d'imbibition

Le test d'imbibition a été réalisé avec l'endocarpe induré. Le test d'imbibition montre une fluctuation avec par exemple une augmentation du poids moyen des pyrènes de $48 \pm 12\%$ en 1h puis chute à $29 \pm 15\%$ au bout d'environ 3 jours (Fig. 4.33). Cette diminution peut s'expliquer par la présence de résidus du mésocarpe sur l'endocarpe et qui ont absorbé une partie de l'eau. Cependant, ces résidus se détachent durant le test en emportant une part de la masse d'eau initialement absorbé. Ces résidus du mésocarpe qui persistent sur l'endocarpe peuvent également jouer un rôle dans l'augmentation de la masse d'eau absorbée ce qui laisse un doute quant à la perméabilité de l'endocarpe.

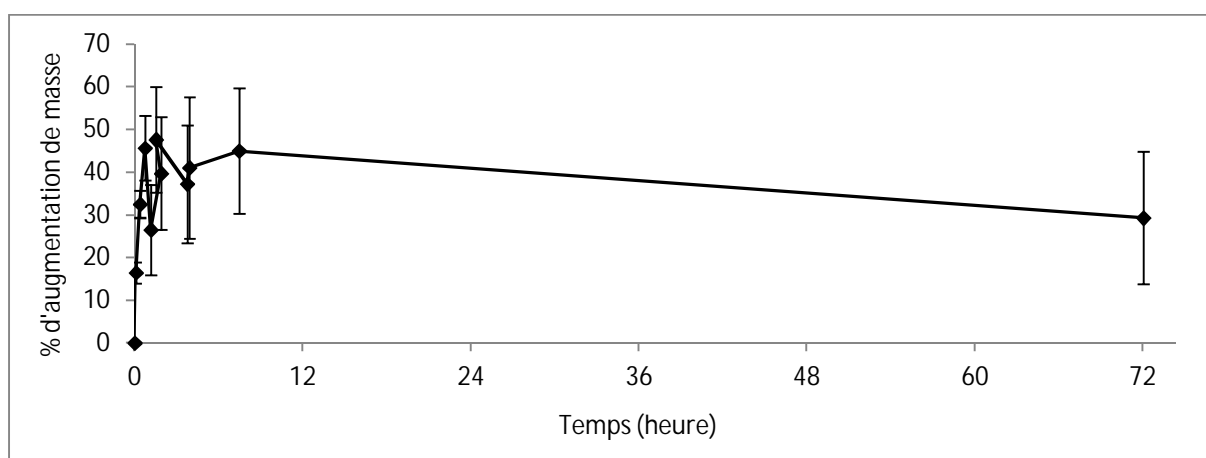


Figure 4.33. Test d'imbibition des pyrènes de *Polyscias pancheri* (moyenne de 4 répétitions de 25 pyrènes).

❖ Test de germination

Plusieurs tests ont été réalisés sur les pyrènes (4 x 25) et présentés ci-dessous :

- trois lots sans traitement à différentes températures : 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) ;
- un lot prétraité par une scarification au papier de verre puis mise en germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h) ;
- un lot prétraité par une scarification au scalpel puis mise en germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h) ;
- six lots prétraités par une stratification à froid pendant 1 mois, 3 mois ou 6 mois à deux températures de 4°C ou 15°C puis mise en germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h).

Au bout de 20 mois de suivi, une seule germination a été observée pour les graines soumises à une stratification à 15°C pendant un mois puis mise à germer à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h).

A la fin du suivi, les graines non attaquées par des champignons ont été coupées. Pour le même test que celui cité précédemment, nous avons observé un développement de l'embryon sur 3 graines. L'étude d'une de ces graines montre un ratio E:S de l'ordre de 30% (Fig. 4.32C).

3.3.9. *Pycnandra decandra cf subsp coriacea* (Sapotaceae)

❖ Suivi phénologique

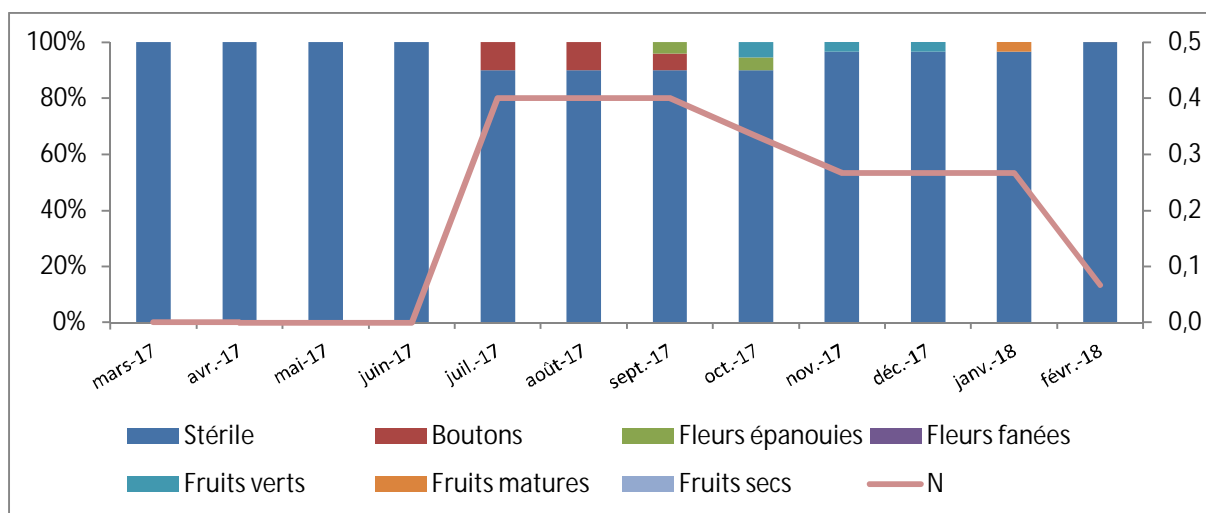


Figure 4.34. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Pycnandra decandra cf subsp coriacea* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Lors du suivi phénologique, les fleurs épanouies de *Pycnandra decandra* cf *subsp coriaceae* ont été observées de septembre à octobre (Fig. 4.34). La fructification s'étend d'octobre à janvier avec les fruits matures disponibles en janvier (Fig. 4.34).

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Sapotaceae, produit des baies elliptiques d'en moyenne 21,6 x 10,5 x 10,2 millimètres (Tableau 4.12), noires luisantes à maturité et présentant un mucron d'environ 2 millimètres. Elles renferment une pulpe grise/mauve dégageant une faible odeur.

L'unique graine contenue dans le fruit est luisante, de couleur marron, et mesurent environ 16,7 x 8,38 x 7,8 millimètres; de plus, le poids de 100 graines est de 70,6 grammes (Tableau 4.12). Des coupes longitudinales et transversales ont permis de mettre en évidence le caractère exalbuminé des graines de *Pycnandra decandra* cf *subsp coriaceae* (Fig. 35A) avec la présence d'un embryon de couleur mauve entouré d'un tégument fin.

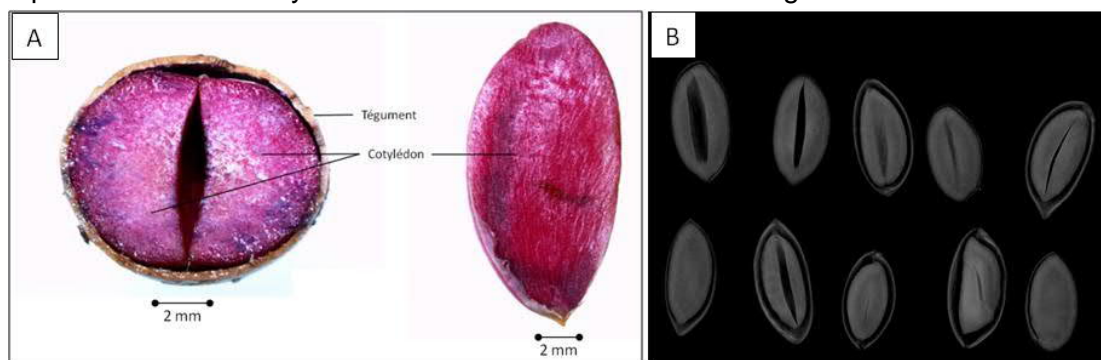


Figure 4.35. A) Coupes transversale et longitudinale des graines et B) Radio des graines de *Pycnandra decandra* cf *subsp coriaceae*. (Source : Yawiya Ititiaty et Marie de Gail)

Tableau 4.12. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Pycnandra decandra* cf *subsp coriaceae*.

Fruit (n=10)			Graine (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
21,6 ± 0,7	10,5 ± 0,2	10,2 ± 0,2	16,7 ± 1,6	8,4 ± 0,1	7,8 ± 0,2	70,6 ± 4,3

❖ Qualité du lot de graines

Des radios effectuées au FAXITRON montrent un lot de graines de structure homogène, non parasité, et donc d'une qualité satisfaisante pour la mise en place d'expérimentations (Fig. 4.35B).

❖ Imbibition des graines

Le test d'imbibition montre une augmentation du poids moyen des graines de $5,9 \pm 0,3\%$ au bout d'environ 2 jours (Fig. 4.36). Imbibition lente mais laissant présager de la perméabilité du tégument.

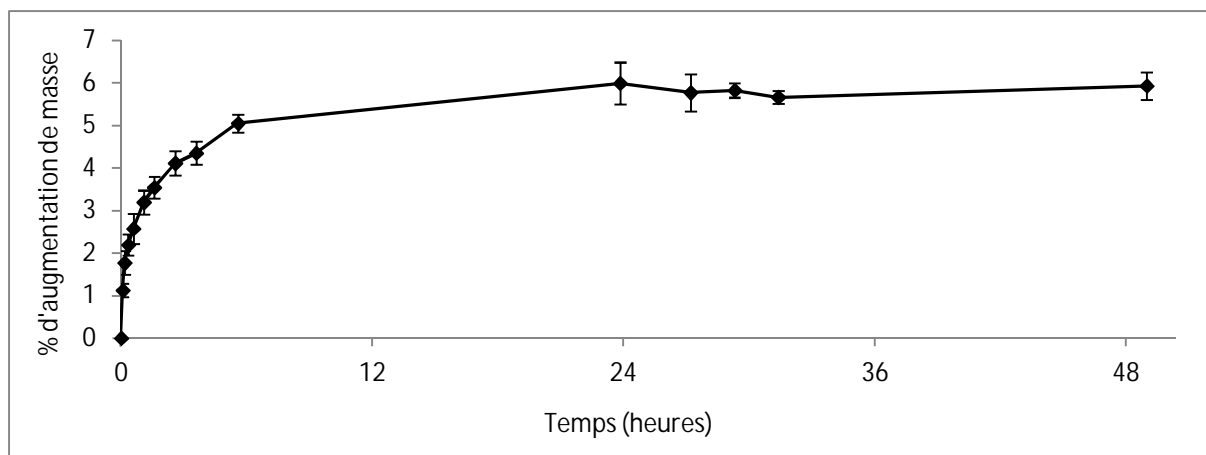


Figure 4.36. Test d'imbibition de *Pycnandra decandra cf subsp coriaceae* (moyenne de 4 répétitions de 25 graines).

❖ Germination des graines

Des tests de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) ont été réalisés. Le pourcentage de germination finale pour chaque test est comparé par le test de Kruskal-Wallis (car les données ne suivent pas une loi normale). Ce dernier montre qu'il y a une différence significative entre les deux essais réalisés à 15/25°C et à 10/20°C et celui effectué à 20/30°C les trois essais de germination ($K-W=8,13$; $p<0.05$). On note qu'il n'y a aucune germination lors que les graines sont exposées à 20/30°C alors que le taux de viabilité potentiel final est de $69 \pm 7\%$ (Fig. 4.37). On note sur cette même figure que le temps de latence pour les tests lancés à 10/20°C et 15/25°C est de 4 jours. La germination est étalée dans le temps et atteint $14 \pm 7\%$ au bout de 71 jours et $15 \pm 3\%$ au bout de 92 jours à 10/20°C et 15/25°C (Fig. 4.37). Le taux de viabilité potentiel final des graines est de $76 \pm 12\%$ à 10/20°C et de $78 \pm 6\%$ à 15/25°C.

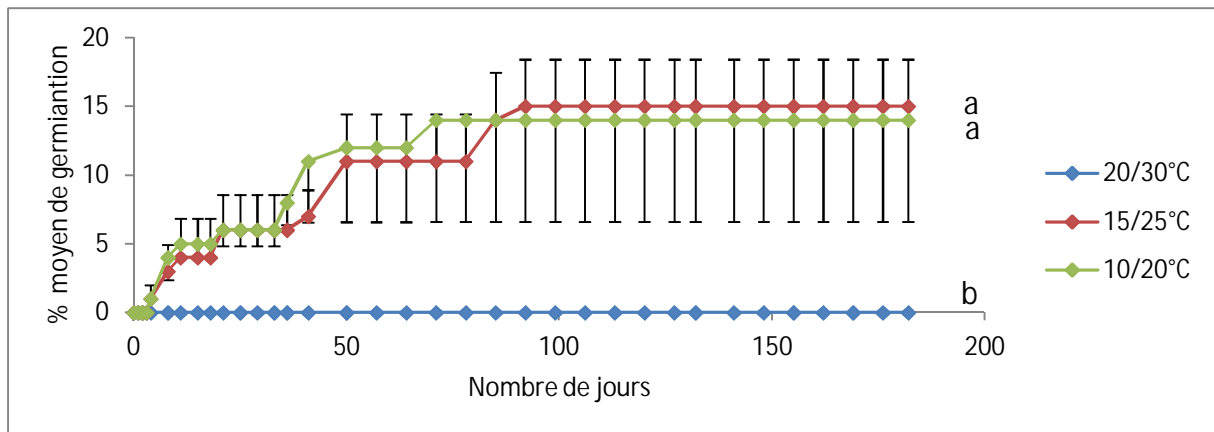


Figure 4.37. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, des semences de *Pycnandra decandra cf subsp coriacea* (4x25 graines) incubées à différentes températures (**20/30°C** : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, **15/25°C** : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, **10/20°C** : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.

3.3.10. *Smilax neocaledonica* (Smilacaceae)

Cette espèce n'a pas été sélectionnée pour le suivi phénologique. Cependant, des fruits ont été récoltés lors des prospections phénologiques et les fruits et les graines ont fait l'objet d'une caractérisation et d'un test de germination.

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Smilacaceae produit des baies sphériques noires à maturité mesurant environ 9,1 x 10,6 x 10,6 millimètres (Tableau 4.13). Le fruit renferme 2 à 3 graines de couleur orange à marron avec une extrémité noire, de forme ellipsoïde et mesurant en moyenne 5,6 x 4,8 x 4,8 millimètres (Tableau 4.13). Le poids de 100 graines est de 38,46 grammes (Tableau 4.13). Des coupes longitudinales et transversales ont permis de mettre en évidence le caractère albuminé des graines de *Smilax neocaledonica* (Fig. 4.38A) et la présence d'un embryon de petite taille (ratio E :S= 26%(n=8)) le tout entouré d'un tégument fin (Fig. 4.38)

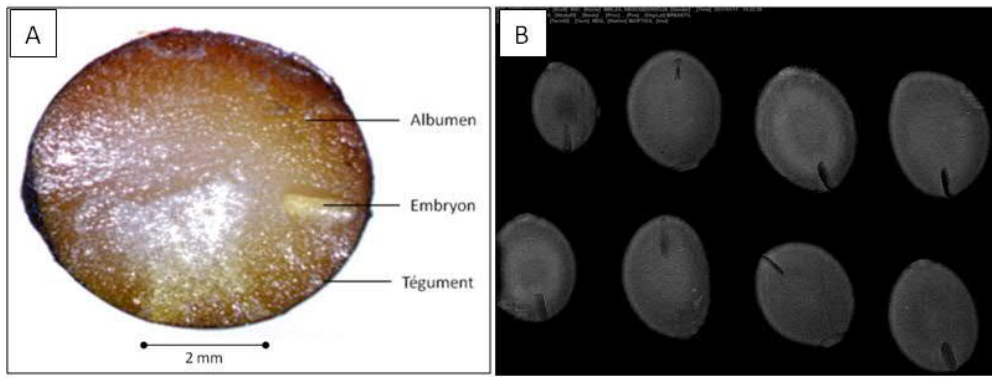


Figure 4.38. A) Coupe transversale et B) Radiographie de graines de *Smilax neocaledonica*. (Source : Marie de Gail)

Tableau 4.13. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Smilax neocaledonica*.

Fruit (n=10)			Graine (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
9,1 ± 0,2	10,6 ± 0,1	10,6 ± 0,1	5,6 ± 0,1	4,8 ± 0,1	4,8 ± 0,1	38,46 ± 2,2

❖ Qualité du lot de graines

Des radios effectuées au FAXITRON montrent un lot de graines de structure homogène, non parasité, et donc d'une qualité satisfaisante pour la mise en place d'expérimentations (Fig. 4.38B).

❖ Imbibition des graines

Le test d'imbibition montre une augmentation du poids moyen des graines de 6 ± 1% en 24h puis atteint 17 ± 3% au bout d'environ 13 jours (Fig. 4.39).

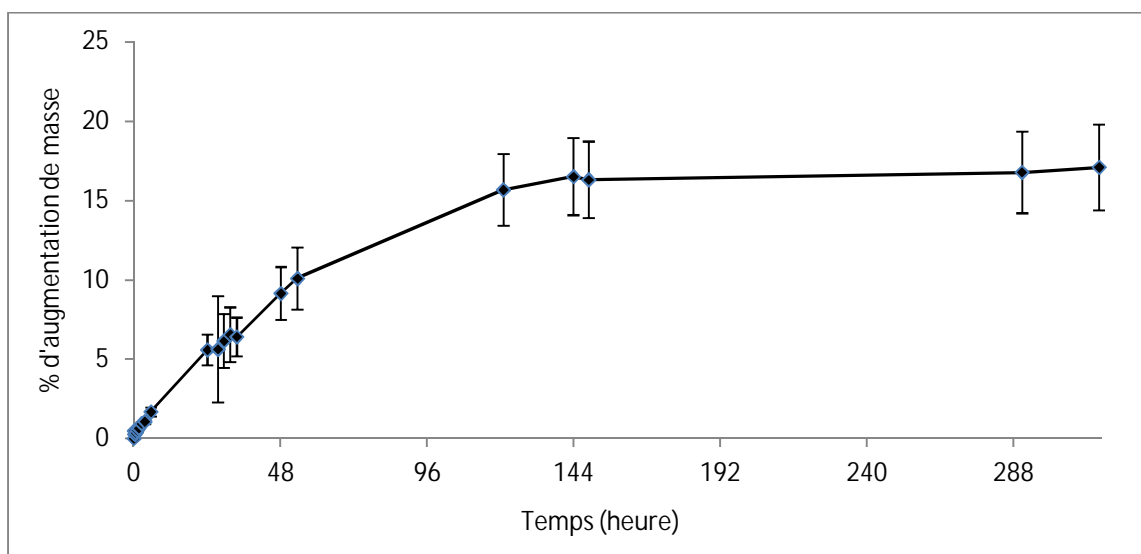


Figure 4.39. Test d'imbibition de *Smilax neocaledonica* (moyenne de 4 répétitions de 25 graines).

❖ Germination des graines

Seul un test de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h) a pu être effectué, le nombre de semences récolté n'ayant pas permis la mise en place de tests supplémentaires. L'essai de germination à 20/30°C montre un temps de latence très long de 87 jours avec un pourcentage très faible de $3 \pm 1\%$ au bout de 233 jours (Fig. 4.40). Le taux de viabilité finale potentiel du lot de graine est évalué à $91 \pm 11\%$.

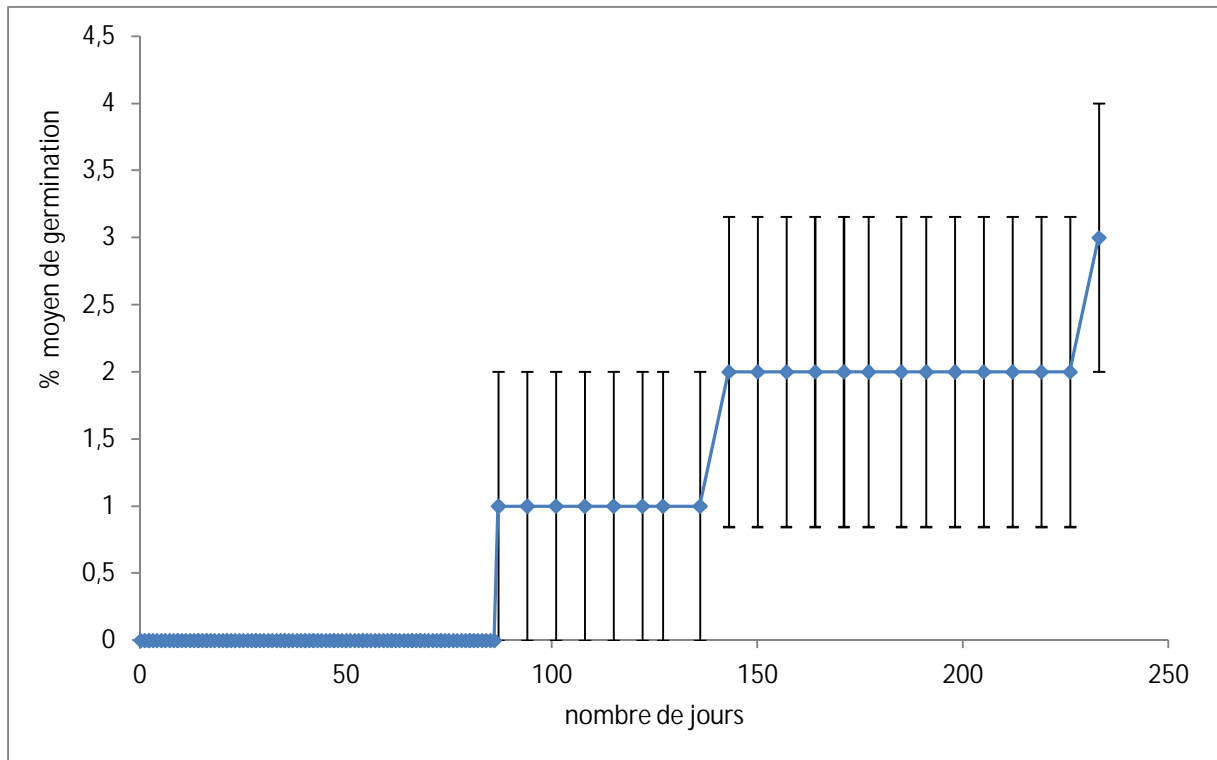


Figure 4.40. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps, des semences de *Smilax neocaledonica* (4x25 graines) incubées à 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h. Traitement : aucun.

3.3.11. *Stenocarpus comptonii* (Proteaceae)

❖ Suivi phénologique

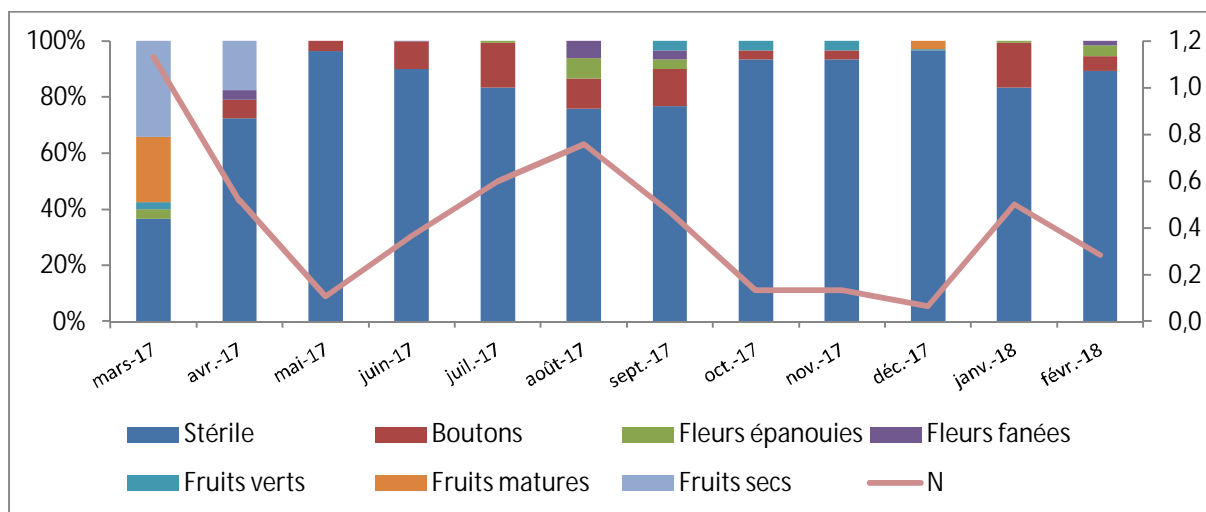


Figure 4.41. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Stenocarpus comptonii* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Le suivi phénologique de *Stenocarpus comptonii* a permis de relever la présence de fleurs épanouies durant les mois de mars, août, septembre et février (Fig. 4.41). La période de fructification a été observée en mars puis de septembre à décembre avec les fruits matures notés en mars et décembre. La meilleure période de récolte des fruits est au mois de mars (Fig. 4.41).

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Proteaceae produit des fruits de type follicule, mesurant en moyenne 112 x 7,27 x 7,5 millimètres (Tableau 4.14). Arrivés à maturité, les fruits perdent leur couleur verte pour virer au marron et libèrent en s'ouvrant environ 7 graines ailées de l'ordre de 21,4 x 5,4 x 1 millimètres (Tableau 4.14). Les graines de *Stenocarpus comptonii* sont exalbuminées (Fig. 4.42A) et présentent un tégument fin. Le poids de 100 graines est de 3,12 grammes (Tableau 4.14).

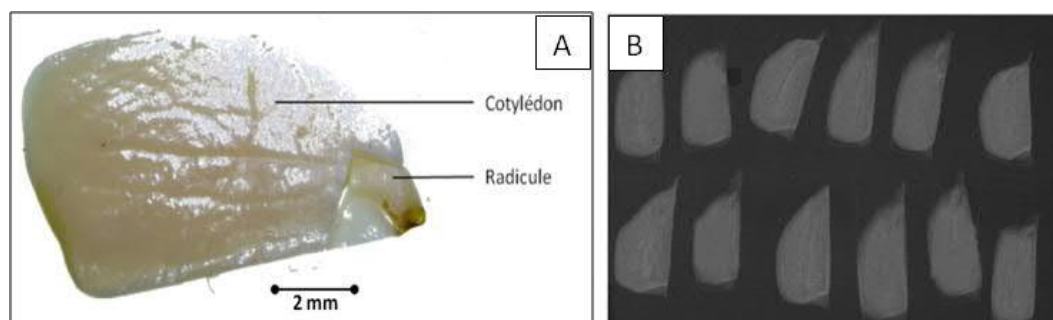


Figure 4.42. A) Graine sans tégument (aile ôtée) et B) Radiographie de graines de *Stenocarpus comptonii* (Source : Marie de Gail)

Tableau 4.14. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Stenocarpus comptonii*

Fruit (n=10)			Graine (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
112 ± 2,96	7,27 ± 0,2	7,5 ± 0,2	21,4 ± 0,8	5,4 ± 0,1	1 ± 0,1	3,12 ± 0,1

❖ Qualité du lot de graines

Des radios effectuées au FAXITRON montrent un lot de graines de structure homogène, non parasité, et donc d'une qualité satisfaisante pour la mise en place d'expérimentations (Fig. 4.42B).

❖ Imbibition des graines

Le test d'imbibition montre une augmentation du poids moyen des graines de 42 ± 1% en 24h puis atteint 87 ± 2% au bout d'environ 5 jours (Fig. 4.43). La perméabilité du tégument est donc évidente.

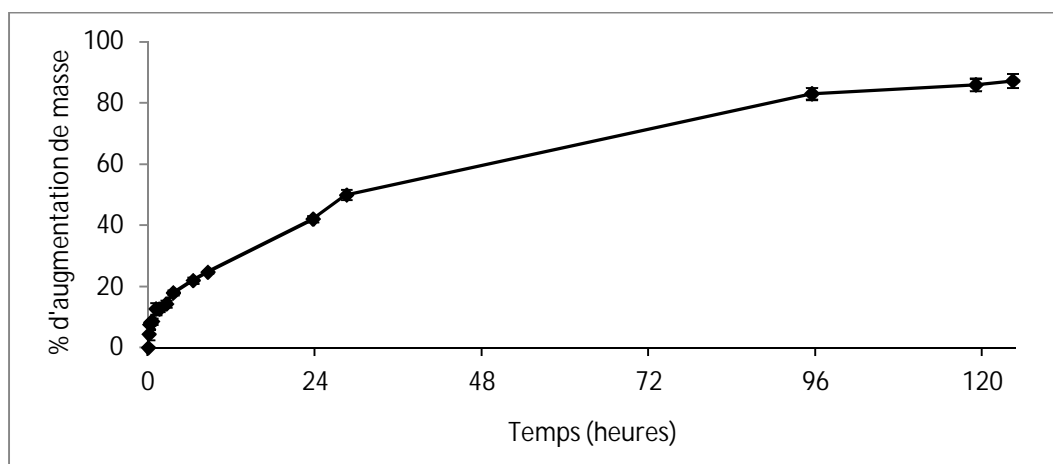


Figure 4.43. Test d'imbibition de *Stenocarpus comptonii* (moyenne de 4 répétitions de 25 graines).

❖ Germination des graines

Des tests de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h) et 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) ont été menés. Le pourcentage de germination finale pour ces essais est comparé par le test de Kruskal-Wallis (car les données ne suivent pas une loi normale). Ce dernier montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les 2 tests de germination (K-W=1; p>0.05).

A 20/30°C, le temps de latence est de 6 jours et le taux maximum de germination atteint 98 ± 1% au bout de 29 jours (Fig. 4.43). Au bout de 29 jours le suivi de ce premier test a dû être arrêté suite au développement d'un champignon. Quant aux graines soumises à

15/25°C, le temps de latence est de 12 jours et le taux maximum de germination atteint 100% au bout de 88 jours (Fig. 4.44).

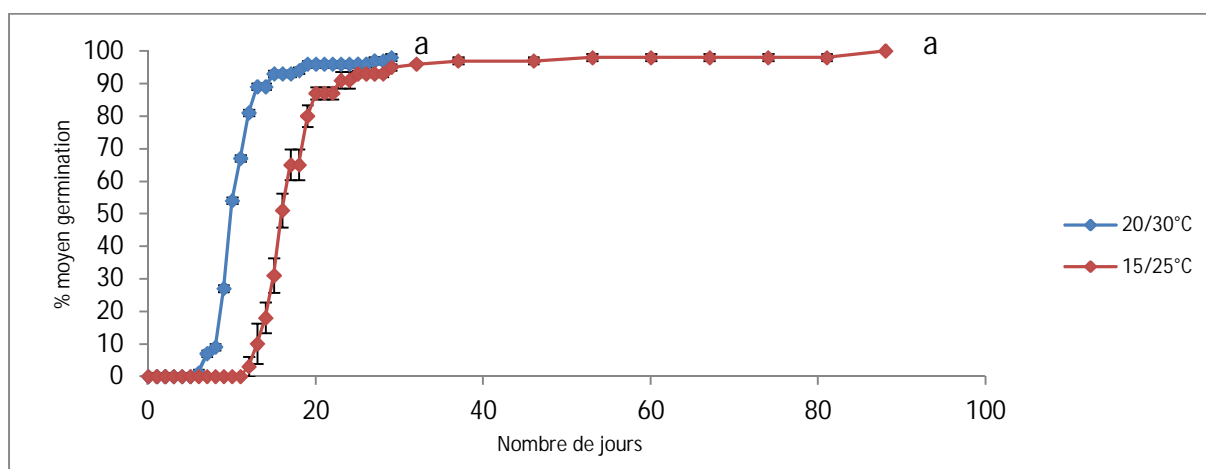


Figure 4.44. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps de semences de *Stenocarpus comptonii* (4x25 graines) incubées à différentes températures (**20/30°C** : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, **15/25°C** : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.

3.3.12. *Syzygium ngoyense* (Myrtaceae)

❖ Suivi phénologique

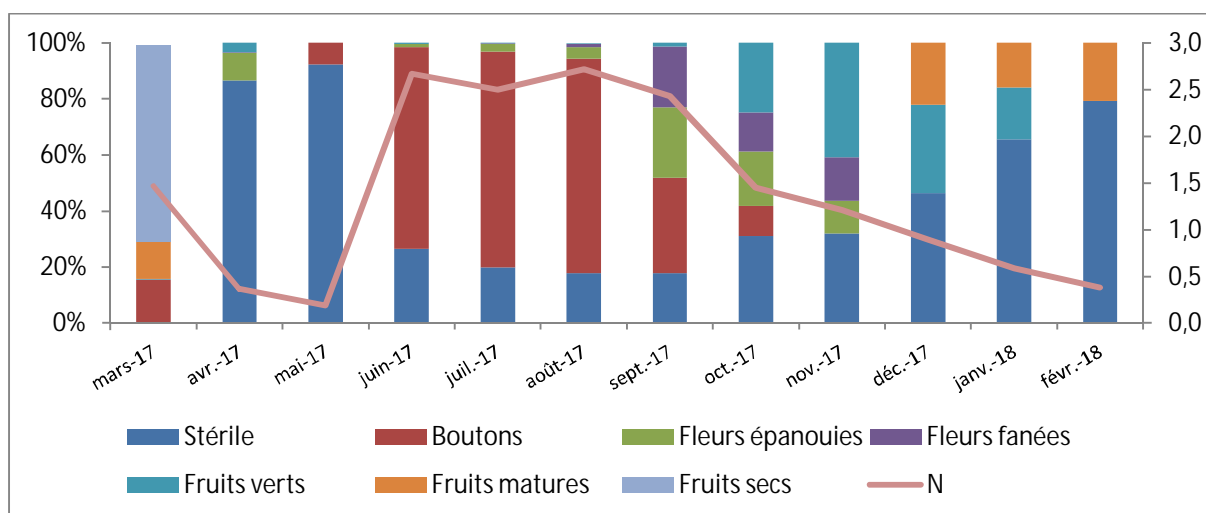


Figure 4.45 Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Syzygium ngoyense* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Lors du suivi phénologique, les fleurs épanouies de *Syzygium ngoyense* ont été observées en avril puis de juillet à novembre (Fig. 4.45). La fructification s'étend de mars à

avril puis de septembre à février avec les fruits matures disponibles en mars et décembre à février (Fig. 4.45). La meilleure période de récolte des fruits est située au mois de décembre et février.

❖ Description des fruits et des graines

Le fruit de cette espèce de la famille des Myrtaceae est une baie ovoïde, de couleur rose à maturité, mesurant en moyenne 17,6 x 12,2 x 12,1 millimètres (Tableau 4.15).

Il renferme de 1 à 2 graines marrons de l'ordre de 8,2 x 8,1 x 8,2 millimètres (Tableau 4.15), d'aspect velu (Fig. 4.46A) dû essentiellement à des restes de fibres de la partie charnu du fruit sur le tégument. Le poids de 100 graines est de 36,2 grammes (Tableau 4.15). Les coupes réalisées montrent une graine exalbuminée, présentant des cotylédons de couleur mauves (Fig. 4.46B) et un tégument fin.

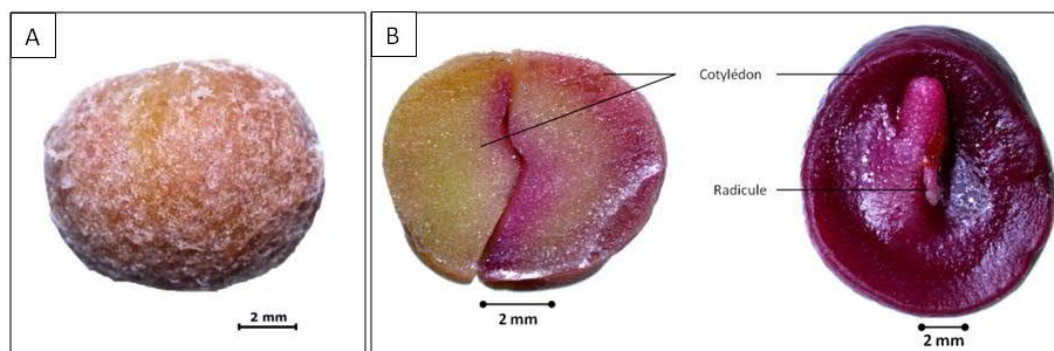


Figure 4.46. A) Graine et B) Coupes transversale et longitudinale de graines de *Syzygium ngoyense* (Source : Marie de Gail)

Tableau 4.15. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Syzygium ngoyense*

Fruit (n=10)			Graine (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Epaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
17,6 ± 0,5	12,2 ± 0,6	12,1 ± 0,6	8,2 ± 0,2	8,1 ± 0,4	8,2 ± 0,4	36,2 ± 3,1

❖ Imbibition des graines

Le test d'imbibition montre une augmentation du poids moyen des graines en quelques heures, valeur stabilisée à hauteur de 19 ± 3% au bout d'environ 7 jours (Fig. 4.47). La perméabilité du tégument est donc évidente.

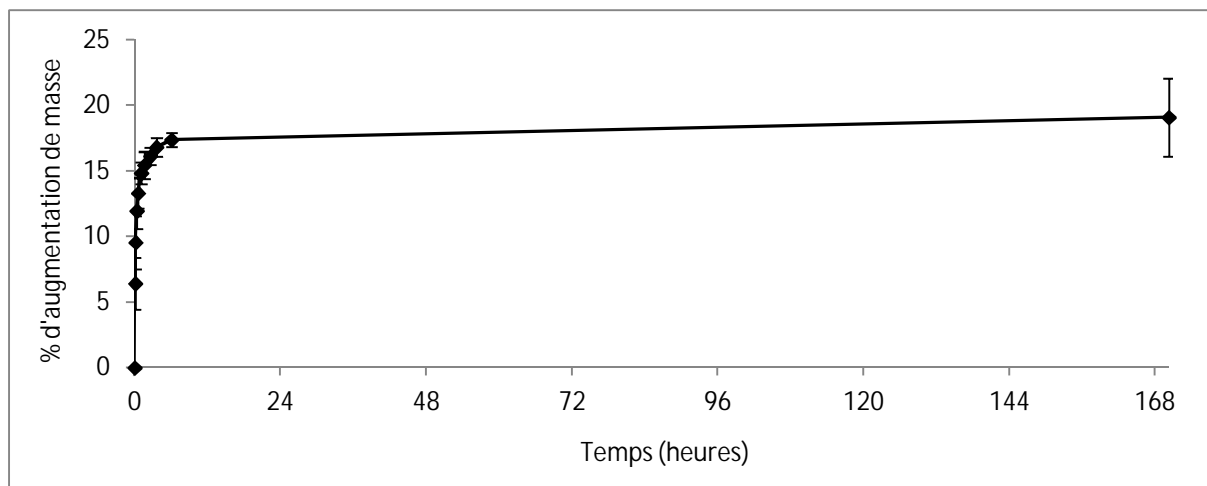


Figure 4.47. Test d'imbibition de *Syzygium ngoyense* (moyenne de 4 répétitions de 25 graines).

❖ Germination des graines

Des tests de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) ont été réalisés. Le pourcentage de germination finale pour chaque test est comparé par le test de Kruskal-Wallis (car pas d'égalité des variances). Ce dernier montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les trois essais de germination (K-W=2,9; $p>0.05$).

Les tests montrent des temps de latence de 8, 11 et 14 jours à 20/30°C, 15/25°C et 10/20°C respectivement (Fig. 4.48). Quant aux taux maximums de germination, ils atteignent $96 \pm 2\%$, 100% et $99 \pm 1\%$ atteint au bout de 95, 116 et 109 jours respectivement aux mêmes températures respectivement.

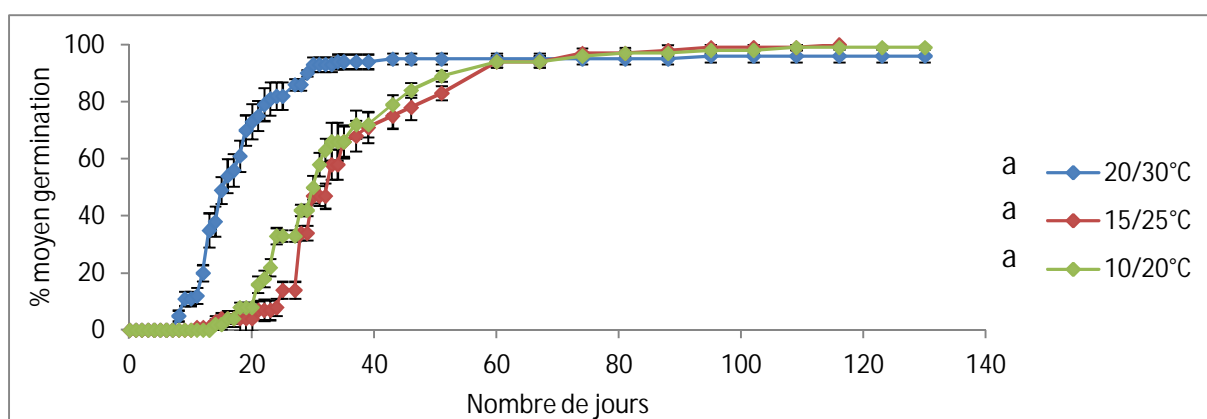


Figure 4.48. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps de semences de *Syzygium ngoyense* (4x25 graines) incubées à différentes températures (**20/30°C** : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, **15/25°C** : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, **10/20°C** : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.

3.3.13. *Tarenna hexamera* (Rubiaceae)

❖ Suivi phénologique

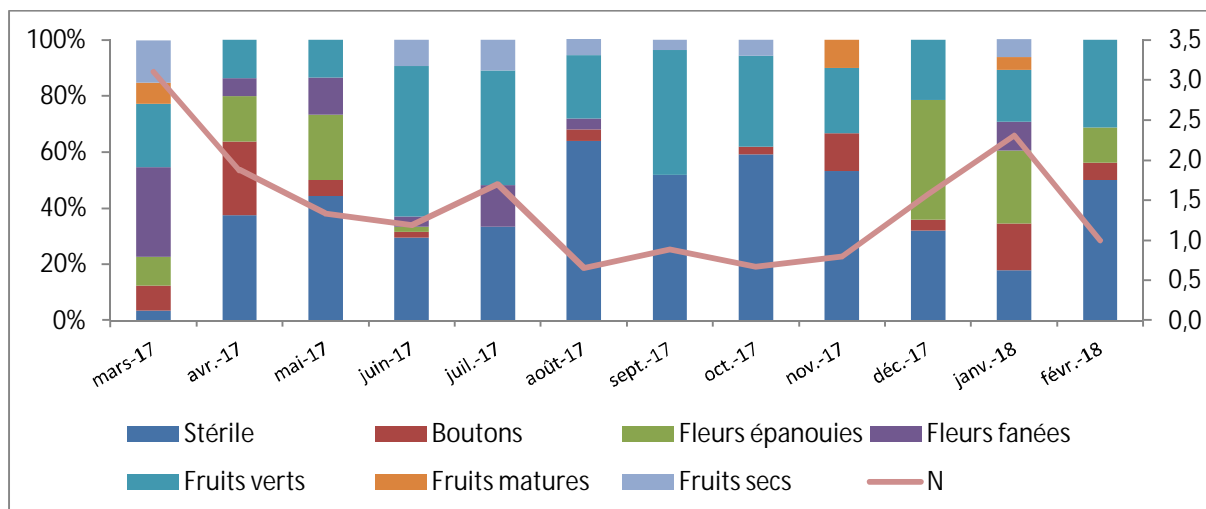


Figure 4.49. Phénologie détaillée (proportion de chaque stade) de *Tarenna hexamera* et évolution de l'indice de phénologie N (organes reproducteurs) de mars 2017 à février 2018.

Suite au suivi phénologique, la figure 4.49 montre que les fleurs épanouies de *Tarenna hexamera* sont observées de mars à juin et de décembre à février. La fructification a lieu tout au long de l'année avec les fruits matures relevés durant les mois de mars, novembre et janvier. La meilleure période de récolte des fruits se situe en novembre (Fig. 4.49).

❖ Description des fruits et des graines

Cette espèce de la famille des Rubiaceae produit des baies noires luisantes à maturité, largement ovales et mesurant en moyenne 14,9 x 11,5 x 10,6 millimètres (Tableau 4.16).

La pulpe noire, peu abondante, renferme en moyenne 19 graines de petite taille : de l'ordre de 3,6 x 2,2 x 1,4 millimètres (Tableau 4.1). La graine est de couleur marron, de forme irrégulière, globalement rhomboïdale et le hile est bien visible. Le poids de 100 graines est de 0,59 gramme (Tableau 4.16). Des coupes réalisées sur les graines ont permis de mettre en évidence leur caractère albuminé (Fig. 4.50A), la présence d'un embryon longiligne et d'un tégument fin (Fig. 4.50).

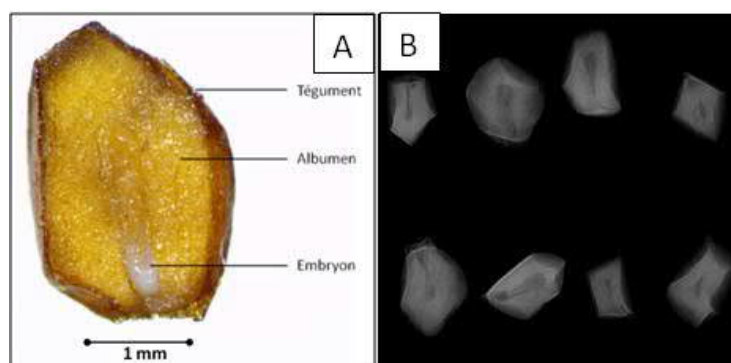


Figure 4.50. A) Coupe transversale d'une graine et B) Radiographie de graines de *Tarenna hexamera* (Source : Marie de Gail)

Tableau 4.16. Tableau récapitulatif de la caractérisation des fruits et graines de *Tarenna hexamera*

Fruit (n=10)			Graine (n=10)			(n=5)
Longueur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Longueur (mm)	Largeur (mm)	Épaisseur (mm)	Poids de 100 graines (g)
14,9 ± 0,5	11,5 ± 0,3	10,6 ± 0,6	3,6 ± 0,1	2,2 ± 0,1	1,4 ± 0,1	0,59 ± 0,04

❖ Qualité du lot de graines

Des radiographies effectuées au FAXITRON montrent un lot de graines de structure homogène, non parasité, et donc d'une qualité satisfaisante pour la mise en place d'expérimentations (Fig. 4.49B).

❖ Imbibition des graines

Le test d'imbibition montre une augmentation du poids moyen des graines de près de 25% en quelques heures, puis une stabilisation à 46 ± 3% au bout d'environ 11 jours (Fig. 4.51). Le tégument présente donc une perméabilité à l'eau.

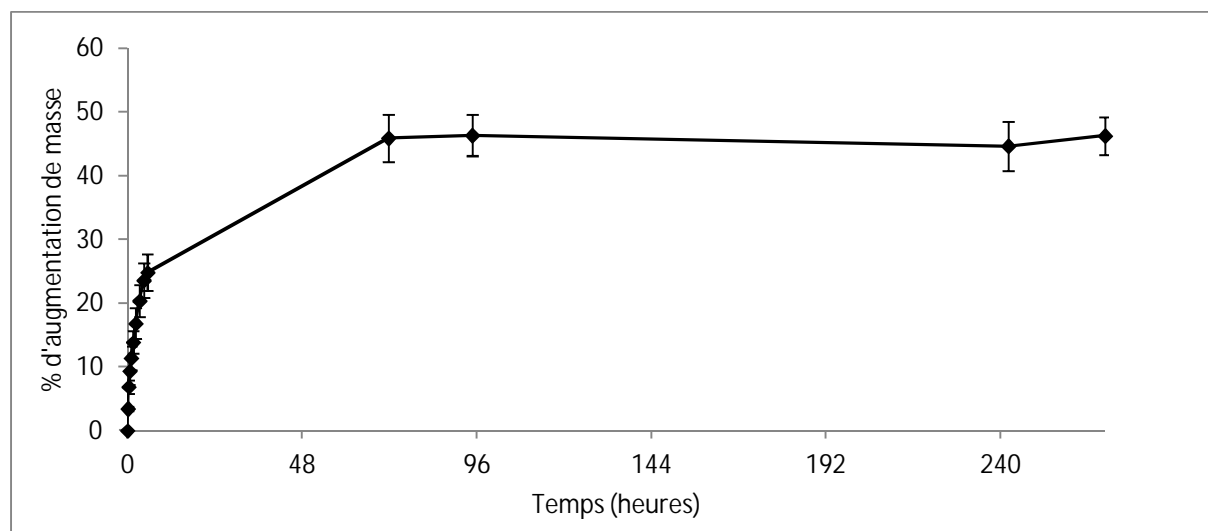


Figure 4.51. Test d'imbibition de *Tarenna hexamera* (moyenne sur 4 répétitions de 25 graines)

❖ Germination des graines

Des tests de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) ont été menés. Le pourcentage de germination finale pour chaque test est comparé par une Anova. Cette dernière montre une différence significative entre l'essai réalisé à 20/30°C et celui effectué à 10/20°C (F=9,5; p<0.01). Les meilleurs résultats de germination sont obtenus à 20/30°C avec un temps de latence de 26 jours, un pourcentage maximal de germination

de $50 \pm 12\%$ au bout de 175 jours (Fig. 4.52). Pour ce test, le taux final de graines potentiellement viables est de $60 \pm 22\%$.

Concernant les graines exposées à $15/25^\circ\text{C}$, le temps de latence est de 77 jours et une germination maximale de $31 \pm 8\%$ est atteinte au bout de 181 jours (Fig. 4.52). Le taux de viabilité final potentiel des graines exposées à ces températures est de $76 \pm 12\%$.

Enfin, le temps de latence est de 168 jours et le pourcentage maximal de germination est de $1 \pm 1\%$ au bout de 168 jours pour les graines mises à germer à $10/20^\circ\text{C}$ (Fig. 4.52). Le taux de viabilité final potentiel des graines exposées à ces températures est de $66 \pm 7\%$.

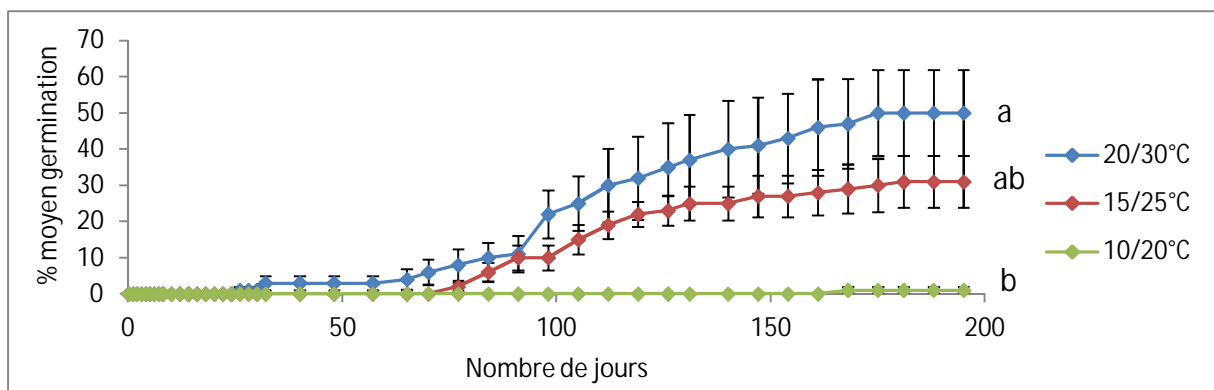


Figure 4.52. Courbe des pourcentages moyens de germination cumulée en fonction du temps des semences de *Tarenna hexamera* (4x25 graines) incubées à différentes températures (**20/30°C** : 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, **15/25°C** : 15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h, **10/20°C** : 10°C obscurité 12h / 20°C lumière). Traitement : aucun. Les barres d'erreurs indiquent l'erreur standard de la moyenne des germinations observées. Deux courbes présentant une lettre commune ont leurs pourcentages maximums de germination qui ne diffèrent pas significativement au seuil de 5%.

4. Discussion et perspectives d'études

❖ Evaluation floristique des formations végétales

Les inventaires floristiques sur le plateau de Goro tendent à montrer une succession végétale entre les formations du maquis arbustif dense, le maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* et le maquis préforestier. Ces trois formations ne possèdent pas moins de 65 espèces végétales en commun et le nombre d'espèces potentiellement zoochores augmente le long de la succession. Parmi les quatre formations étudiées le maquis ouvert arbustif est la moins homogène et la moins connectée aux autres formations. Les conditions environnementales de ce milieu en font un écosystème qui évolue très lentement et semble pour le cas du plateau de Goro être un écosystème mature. Cependant, L'Huillier *et al.* (2010) attestent que cette formation si elle n'est pas soumise à des incendies, évolue naturellement vers des formations forestières et n'est donc pas figée à un stade arbustif ouvert. Or, à partir des relevés de terrain et des résultats obtenus dans le cadre de ce travail de thèse, il semble que cette formation dans la zone considérée ne soit pas en mesure d'évoluer si aucune action n'est entreprise pour faciliter l'établissement d'espèces forestières (taux de matière organique plus important, ombrage plus fort, bilan hydrique positif...). Malgré tout, il est à considérer le fait que nos relevés ont été réalisés sur une zone

bien délimitée et qu'il n'est pas inenvisageable que le « chaînon manquant » puisse être trouvé par ailleurs et puisse participer sur un pas de temps très long à enclencher la suite de la succession. L'étude de McCoy *et al.* (1999) menée sur une zone plus étendue montre en effet qu'en ayant travaillé sur 88 sites dont 35 en maquis ouverts, 33 en maquis paraforestiers et 30 en milieux forestiers, que la succession est visible dans sa totalité. L'hypothèse d'une intervention pour aider la succession écologique à se réenclencher sur cette formation est à mettre en lien avec les listes d'espèces candidates à la restauration qui ne sauraient être utiles que dans la mesure où la connaissance du milieu à restaurer et de son éventuelle évolution sont appréciées.

Pour ce qui est de la formation de maquis préforestier choisi dans notre étude, c'est un groupement particulier du secteur nord ouest du plateau de Goro. Il s'apparente au maquis pré-forestier à *Metrosideros nitida* décrit par Jaffré *et al.* (2003). Nous avons en effet noté lors de nos inventaires qu'elle se différencie du maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* par la présence de grands arbres pouvant atteindre 10 à 12 mètres de hauteur et d'une circonférence importante notamment pour l'espèce *Planchonella sp.* De plus, nous avons comptabilisé 87 espèces communes à ces deux formations végétales (Annexe 4.4) dont certaines espèces forestières telles que *Cryptocarya guillauminii* et *Frecinetia spp.* Bien que le maquis préforestier présente des espèces strictement forestières, au moins un tiers de sa composition spécifique est commune au maquis arbustif ouvert. (Annexe 4.4). Ces espèces communes présentent une forte plasticité phénotypique, car elles peuvent s'adapter aussi bien en milieux ouverts que forestiers et sont donc à prioriser dans les travaux de restauration. Parmi ces espèces, on retrouve nos 37 espèces dites « candidates ». Selon Jaffré *et al.* (2003), la diversité et la dynamique des strates moyennes et inférieures du maquis pré-forestier évoquent une évolution possible vers un groupement plus forestier.

Il a été montré que sur les 37 espèces dites « candidates » à la restauration, 19%, 5,5%, 5,5% et 70% sont anémochores, anémochores ou barochores, barochores et zoochores respectivement. Il est recommandé de prioriser l'étude germinative des 26 espèces zoochores dans le but de maîtriser leur production et ainsi permet d'augmenter le nombre d'espèces zoochores au sein des futurs programmes de restauration (Ititiaty *et al.*, 2019, cf. chapitre 2).

❖ Suivi phénologique

Un suivi phénologique *in situ* a été réalisé avec pour objectif d'étudier certains aspects de la reproduction des espèces sélectionnées et ainsi de mieux appréhender leur cycle végétatif: période de floraison et de fructification. Le principal intérêt de ce travail était de pouvoir prévoir de manière plus précise les périodes de fructification pour la collecte des fruits et graines nécessaires à l'étude germinative.

En Nouvelle-Calédonie, peu d'études ont été réalisées concernant la phénologie des espèces se développant sur des sols ultramafiques. Quelques publications sur la restauration des sites miniers donnent quelques détails sur les périodes de floraison et de fructification d'espèces utiles (Jaffré & Pelletier, 1992; L'Huillier *et al.*, 2010; Zongo, 2010; Wulff, 2012). Le suivi phénologique de 30 espèces de maquis sur sols ultramafiques ont révélé que 43,3% d'entre elles présentaient des fruits matures de manière régulière tous les ans et que les pics de fructification sont observés pendant la saison humide (entre décembre et mars, Derroire *et al.*, 2008). Cette dernière information a également été relevée

pour plusieurs espèces de notre étude telles que *Beauprea montisfontium*, *Dacrydium araucarioides*, *Hugonia penicillanthemum*, *Pleioluma baueri*, *Pleioluma sebertii*, *Pycandra decandra cf subsp coriacea*, *Stenocarpus comptonii* et *Syzygium ngoyense*. Une tendance similaire a été observée dans les communautés des forêts sur sols ultramafiques de Nouvelle-Calédonie, où le plus grand nombre d'espèce en fruit a été observé en décembre (Carpenter *et al.*, 2003). Nous avons montré que les fruits matures d'*Alstonia coriacea* sont observés de novembre à janvier et on constate que ce n'est pas la même période que pour l'espèce *Alstonia balansae* dont les fruits matures sont présents de février à mars (L'Huillier *et al.*, 2010). Concernant l'espèce *Stenocarpus comptonii*, nous avons montré que l'espèce avait des fleurs épanouies de février à mars puis de août à septembre et que les fruits matures sont observés en mars et décembre. La période de floraison présente des ressemblances avec celle relevée par Derroire *et al.* (2008) qui montre que l'espèce *Stenocarpus milnei* présentent des fleurs épanouies de février à juillet puis en septembre et en novembre. Les résultats de la fructification concernant cette même espèce sont différents des nôtres car les fruits matures sont observés de juin à juillet puis de octobre à décembre (Derroire *et al.*, 2008). Enfin nous avons montré que *Syzygium ngoyense* possédait des fleurs épanouies en avril puis de juillet à novembre et que les fruits matures étaient observables de décembre à mars. On constate que la période de floraison est la même que celle relevée par Zongo (2010) pour l'espèce *Syzygium frutescens*, hormis le faite qu'il n'a pas observé de fleurs ouvertes en avril et que au contraire il en a relevé en décembre. La période de fructification de cette espèce est plus étendue car les fruits sont relevés tout au long de l'année sauf en septembre et octobre (Zongo, 2010)

En complément, nous avons noté une espèce dont les fleurs ouvertes et les fruits matures ne sont pas observables entre décembre et mars, il s'agit de *Myrsine diminuta*. Cependant, Zongo (2010) a relevé des fleurs de cette même espèce entre mai et septembre ; et les fruits matures ont été observés de juin à décembre.

Le suivi phénologique a été réalisé uniquement lors de la dernière année du doctorat, après les travaux de relevés de végétation naturelle, de zones restaurées et après sélection de la liste des espèces dites « candidates » et par conséquent, il a été suivi pendant 12 mois. De ce fait, il est difficile d'apprécier une floraison ou une fructification cyclique sur une période d'un an. De plus, les études phénologiques des espèces sont en général effectuées sur une période minimale de 3 ans (Derroire *et al.*, 2008; Zongo, 2010; Wulff, 2012). En effet, selon Singh et Kushwaha (2005), le suivi phénologique pendant 2 ou 3 années consécutives voire plus permet de déterminer de manière précise les dates des différents stades phénologiques (bouton floraux, fleur épanouies, fruits verts, fruits matures...). Notre parcours phénologique étant toujours en place, il est donc recommandé de reprendre le suivi et de l'étendre sur 3 ans avec un suivi une fois par mois. Dans le cas d'un nouveau projet sur une autre zone prévu sur 3 ans, il conviendrait d'identifier les espèces pour le suivi phénologique et mettre en place ce dernier dès la première année de l'étude afin de pouvoir obtenir des données sur un minimum de trois années.

Les informations sur la phénologie des espèces étudiées dans le cadre de ce travail de thèse sont des données originales mais préliminaires qui doivent être approfondies pour chaque espèce.

❖ Caractérisation des fruits, des graines, évaluation des capacités germinatives et des dormances potentielles

L'analyse des caractéristiques des fruits, des graines, de la capacité germinative et de la dormance potentielle des graines de nos 12 espèces confirme ou complète les données déjà connues sur des espèces du même genre ou de la même famille.

Ainsi, il est connu que les espèces du genre *Alstonia* présentent des fruits de type follicule long, un albumen mince et un embryon axile (Aubréville *et al.*, 1967-2004). De plus, l'embryon a été décrit au niveau de la famille des Apocynaceae comme spatulé (Martin, 1946; Webb & Simpson, 2001). Nos observations sur l'espèce *Alstonia coriacea* ont confirmés ces éléments. Plus spécifiquement concernant la graine de cette espèce, la présence d'un tégument fin, confirmé comme perméable à l'eau et d'un embryon volumineux permettait de prévoir un caractère non dormant des graines déjà mis en évidence par L'Huillier *et al.* (2010) sur les graines d'une espèce proche : *Alstonia balansae*. Les tests de germination l'ont confirmé puisque cette graine germe aux trois températures testées avec des temps de latence plus ou moins long. Le meilleur résultat a été obtenu à l'alternance 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h sans nécessité de traitement préalable des graines avec un taux maximal de 86 % et un temps de latence de 14 jours. Cette espèce peut donc dans les conditions naturelles germer abondamment en période estivale mais a la capacité à un niveau moindre de germer en saison fraîche si les conditions d'humidité sont réunies.

Concernant l'espèce *Beauprea montisfontium*, le fruit était déjà connu comme une drupe ellipsoïde à endocarpe lignifié mince, de 11-13 mm de long sur 8-9 mm de large dans son plus grand diamètre mais la mesure avait été réalisée sur du matériel végétal sec (Aubréville *et al.*, 1967-2004). Nos données obtenues sur des fruits matures frais montrent une taille de l'ordre de $14,8 \pm 0,7$ mm de long, de $6,6 \pm 0,3$ mm de large et de $6,2 \pm 0,2$ mm d'épaisseur. Il nous a également été possible de réaliser une description externe de la graine mais la présence d'un endocarpe très rigide rendant la dissection délicate ne nous a pas permis de caractériser sa structure interne du fait d'un nombre de fruit collecté faible. En effet, le nombre de fruits matures sur le terrain était faible et sachant que le fruit contient une seule graine, nous avons fait le choix de récolter qu'une dizaine de fruit pour effectuer ces caractérisations tout en sachant qu'il ne nous serait pas possible de réaliser les tests d'imbibition et de germination. Notre choix s'est aussi basé sur le fait qu'il est recommandé de ne pas récolter plus de 20% du total des fruits/graines matures disponibles le jour de la collecte (Way, 2003). Cette règle évite d'impacter trop fortement la population et semble permettre sa régénération naturelle (Way, 2003; Sweedman & Meriit, 2006). Il est cependant connu que la plupart des graines de Proteaceae sont de type exalbuminé avec un embryon de grande taille (Johnson & Briggs, 1963; Sweedman & Merritt, 2006). Il n'en reste pas moins que la présence d'un endocarpe lignifié puisse avoir diverses conséquences. Soit ce dernier empêche l'imbibition de l'eau et dans ce cas conduirait à une dormance physique soit il est perméable mais pourrait provoquer une dormance physiologique de type mécanique nécessitant une dégradation de ce dernier avant germination (Baskin & Baskin, 2014). La poursuite des études sur cette espèce apparaît essentiel car elle appartient à un genre endémique (Morat *et al.*, 2012; Munzinger *et al.*, 2016) aujourd'hui très mal connu.

Il est intéressant de noter la diversité des cas au sein de la famille des Proteaceae. En effet, il nous a été donné de travailler sur une seconde espèce appartenant à un autre genre, *Stenocarpus comptonii*. Au sein de ce genre, les fruits sont de type follicule (Aubréville *et al.*,

1967-2004), l'embryon est souvent large et l'albumen est absent et le tégument fin (Sweedman & Merritt, 2006), tout comme c'est le cas pour notre espèce. Les essais de germination des graines sans traitements préalables effectués sur *S. comptonii*, ont montré des temps de latence courts (6 et 12 jours) et des taux de germination élevés (98 et 100%). Au regard de ces résultats et de ceux du test d'imbibition, nous pouvons donc conclure que les graines de *Stenocarpus comptonii* sont non dormantes. Ce résultat est en accord avec ceux de L'Huillier *et al.* (2010) qui ont montré que les graines de *Stenocarpus milnei* et de *Stenocarpus umbelliferus* sont également non dormantes. Aussi on peut estimer que ces graines ont la capacité de germer sur diverses périodes de l'année.

Au sein de la famille des Sapotaceae, nous avons pu étudier trois espèces appartenant à deux genres différents, *Pleioluma* (synonymie : *Beccariella*) et *Pycnandra*. Le genre *Pleioluma* possède des fruits de type baie à graine albuminée (Aubréville *et al.*, 1967-2004), ce qui se confirme chez *Pleioluma baueri* et *Pleioluma sebertii*. Par ailleurs, les espèces de la famille des Sapotaceae sont connues comme possédant soit un albumen charnu ou dur (Martin, 1946; Webb & Simpson, 2001) soit pas d'albumen (Popovkin *et al.*, 2016) et un embryon de type axile (Martin, 1946; Webb & Simpson, 2001). Concernant le genre *Pycnandra*, genre endémique, aucune information n'a été trouvée. Nos résultats sur l'espèce *Pycnandra decandra*, originaux à ce titre montre que la graine est exalbuminée contrairement à celle du genre *Pleioluma*, caractéristique qui se retrouve au sein d'autres genres de Sapotaceae comme *Pouteria* (Popovkin *et al.*, 2016) et l'embryon semble également être spatulé. A noter que cette caractéristique a également été observée sur l'espèce *P. acuminata* dans le cadre d'autres travaux menés au sein de l'IAC (comm. Pers.). Quelle que soit l'espèce considérée, aucune barrière à l'absorption de l'eau n'a été mise en évidence, ce qui exclut l'hypothèse d'une dormance physique.

Les tests de germination sans prétraitement effectués tant sur *Pleioluma baueri* que sur *P. sebertii* montrent des temps de latence courts et de taux de germination élevés en particulier à l'alternance 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, avec 5 jours et 2 jours de latence et 95% et 96% de germination maximum respectivement pour *P. baueri* et *P. sebertii*. A partir de ces résultats et de ceux du test d'imbibition nous pouvons conclure que les graines de ces deux espèces sont non dormantes. Aucune information concernant la germination ou le type de dormance n'a été trouvée pour le genre *Pleioluma* (ou pour *Beccariella*). Par ailleurs ces deux espèces ont la capacité de germer rapidement et abondamment en saison chaude et pour *P. sebertii* également tout au long de l'année si les conditions d'humidité sont réunies.

L'étude germinative effectuée sur l'espèce *Pycnandra decandra cf subsp coriaceae* montre un temps de latence cours de 4 jours. Cependant, la germination est étalée dans le temps avec un taux final faible (14 et 15% à alternance de température de 10/20°C et 15/25°C respectivement). De plus, aucune germination n'a été observé à l'alternance de température 20/30°C. Les graines de cette espèce semblent germer à des températures plus basses. Au vue des résultats précédents et de ceux du test d'imbibition, on peut supposer que l'espèce *Pycnandra decandra cf subsp coriaceae* présente une dormance physiologique. Des essais complémentaires devront être effectués pour déterminer si elle est peu profonde, intermédiaire ou profonde selon la classification des dormances de Baskin et Baskin (2004). Une autre explication qui pourrait conduire à ces germinations faibles serait le fait qu'entre le moment de notre collecte et le moment de traitement des graines en germination, une quinzaine de jours se sont écoulés et même si des précautions ont été

prises, il se pourrait que les graines aient subi une dessiccation. Or d'après le modèle de Wyse et Dickie (2018), les espèces de la famille des Sapotaceae dont fait partie le genre *Pycnandra* pourraient probablement être récalcitrante. Cet élément reste donc à valider et il se pourrait en fait que la graine soit simplement non dormante.

L'étude de l'espèce d'*Hugonia penicillanthemum* a révélé la présence d'un fruit de type baie. La caractéristique de ce fruit chez le genre *Hugonia* a longtemps été discutée puisque décrite dans un premier temps comme une drupe composé de 5 pyrènes, il a ensuite été admis qu'il s'agissait d'une baie constituée de 5 noyaux libres chacun constitué d'une arille et non pas d'un endocarpe (e.g. *Hugonia serrata* : <http://publish.plantnet-project.org/project/planttreerun/collection/collection1/synthese/details/HUGSE>). Concernant la structure interne de la graine, peu d'informations ont été trouvées au niveau du genre. Cependant, au niveau de la famille des Linaceae, l'albumen est décrit comme présent et charnu ; de plus, l'embryon est de type axile (Martin, 1946; Webb & Simpson, 2001). Malheureusement, lors de la caractérisation, l'arille rigide de la graine d'*H. penicillanthemum* a rendu très difficile la découpe et par conséquent la caractérisation de la structure interne. Le test d'imbibition mené sur les les graines d'*H. penicillanthemum* a montré une forte augmentation du poids moyen. Cependant, le test a été abandonné, car l'eau absorbé se retrouvait dans l'excroissance charnue de l'arille. Par conséquent, il nous était difficile de distinguer si le tégument est perméable ou imperméable. Des tests supplémentaires mériteraient d'être réalisés notamment en effectuant deux tests d'imbibition : un sans traitement et un après scarification dans le but de lever le doute sur l'absorption ou non de l'eau pas la graine. Cependant, des germinations mêmes faibles ont été obtenues suite aux tests effectués sur les graines de *H. penicillanthemum*, ce qui tendrait à écarter une dormance physique (imperméabilité). Il ne reste pas moins qu'une dormance existe dont l'identification n'est pas encore claire. Lors de nos recherches bibliographiques, aucune information concernant le type de dormance ou sur la germination n'a été trouvée sur le genre *Hugonia*. Cependant, une dormance physiologique a été déterminée pour le genre *Linium* appartenant à la même famille (Baskin & Baskin, 2014). Par conséquent, on pourrait supposer ce même type de dormance chez cette espèce. Ainsi, des tests futurs pourraient être envisagés pour vérifier cette hypothèse en utilisant par exemple différentes concentrations de GA₃ et des essais combinant scarification et trempage au GA₃.

Les espèces du genre *Myrsine* présentent des fruits de types drupe avec une graine globuleuse entourée d'un endocarpe. De plus, les graines sont connues pour avoir un albumen charnu et un embryon de type linéaire axile (Martin, 1946; Webb & Simpson, 2001). Ces descriptions sont confirmées lors de nos observations sur l'espèce *Myrsine diminuta*. Baskin et Baskin (2014) émettent l'hypothèse au niveau du genre soit de la présence d'une dormance physiologique soit l'absence de dormance. Nos études montrent que le pyrène absorbe l'eau mais que la germination est caractérisée par un temps de latence long (42 jours) et un faible pourcentage de germination (16%) obtenus pour le test effectué à une alternance de température de 20/30°C. Ces éléments sont en faveur d'une dormance physiologique. Des essais complémentaires devront être effectués pour déterminer si elle est peu profonde

Pour ce qui est du genre *Polyscias*, peu d'informations ont été trouvées au niveau du genre. La recherche a donc été étendue au niveau de la famille des Araliaceae pour laquelle

l'embryon a été décrit comme rudimentaire (basale) et l'albumen est charnu (Martin, 1946; Webb & Simpson, 2001). Nos observations sur l'espèce *Polyscias pancheri* vont dans ce sens. Le test d'imbibition réalisé sur les pyrènes laissait un doute quant à la perméabilité de l'endocarpe car était observé une fluctuation de la masse qui peut s'expliquer par la présence de résidus du mésocarpe sur l'endocarpe qui absorbent une partie de l'eau et se détachent durant le test en emportant avec eux une part de la masse d'eau initialement absorbé. Cependant, lors des tests de germination réalisés sur les pyrènes de l'espèce *Polyscias pancheri*, a pu être observé le développement de l'embryon avant la germination ce qui confirme la présence d'une dormance morphologique mais aussi le fait que l'eau et l'oxygène sont accessible à l'embryon. Selon Martin (1946), la famille des Araliaceae dont fait partie le genre *Polyscias*, possède des embryons petits et différenciés mais non développés. Ainsi, les genres de cette famille peuvent présenter des graines à dormance morphologique ou morphophysologique (Martin, 1946). Tout comme Baskin et Baskin (2014) nous suspectons également la présence d'une dormance physiologique. Ainsi, il conviendrait d'effectuer des tests supplémentaires de mêmes types que ceux réalisés sur *Amborella trichopoda*, espèces caractérisée comme ayant des graines à dormance morphophysologique (Fogliani *et al.*, 2018).

Une autre espèce de notre étude présente un embryon de type rudimentaire à savoir *Smilax neocaledonica*, caractéristique connue au sein du genre tout comme celle d'une graine de type albuminée (Martin, 1946). Ici nous avons pu caractériser le fait que cette dernière absorbe l'eau même si cette absorption est lente. Malgré tout, le test de germination sans prétraitement des graines exposées à une alternance de température de 20/30°C, montre un temps de latence très long de 87 jours et un taux de germination très faible (3%). Au regard de ces résultats on peut conclure d'ores et déjà qu'il y a la présence d'une dormance. Baskin et Baskin (2014) émettent l'hypothèse d'une potentielle dormance morphophysologique pour le genre *Smilax*. Cependant, à la fin du test de germination, toutes les graines restantes ont été coupées et aucune croissance d'embryon n'a été observée. Nous pouvons donc supposer que cette espèce présente une dormance physiologique. Des tests à différentes concentrations d'acide gibbérellique seraient à réaliser si des récoltes abondantes pouvaient être effectuées. Ceci permettrait par ailleurs de déterminer si cette dormance est peu profonde, intermédiaire ou profonde selon la classification des dormances de Baskin et Baskin (2004).

Les espèces du genre *Syzygium* de la famille des Myrtaceae, tout comme notre espèce *Syzygium ngoyense*, après analyse, ont des fruits de type baie. La graine est exalbuminée, l'embryon est de type axile et il est décrit comme replié, ce qui est bien visible ici sur *S. ngoyense* (Fig. 4.45B ; Martin, 1946; Webb & Simpson, 2001). Concernant ce même genre, Baskin et Baskin (2004) ont émis l'hypothèse de l'absence de dormance ou de la présence d'une dormance physiologique. Les tests de germination des graines de *S. ngoyense* sans prétraitements ont montré des temps de latence courts (8, 11 et 14 jours) et des taux de germination élevés (96, 100 et 99%) aux trois températures étudiées. Au regard de ces résultats et de ceux du test d'imbibition, nous pouvons donc dire que les graines de *Syzygium ngoyense* sont non dormantes. Cette espèce peut donc dans les conditions naturelles germer abondamment tout au long de l'année si les conditions d'humidité sont réunies.

Enfin la dernière angiosperme étudiée a été *Tarenna hexamera* pour laquelle nous avons pu mettre en évidence des graines albuminées avec un embryon de type spatulé tel que cela est connu au sein du genre (Martin, 1946; Webb & Simpson, 2001). Par ailleurs, les tests de germination des graines de *T. hexamera* ont montré de meilleur résultat (50%) à l'alternance 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h, sans nécessité aucun traitement préalable. Le temps de latence à cette même température est de 26 jours ; cependant, le pourcentage de germination reste peu important (50%) au bout d'environ 5 mois et il n'a pas atteint le taux de viabilité finale estimée qui est de 60%. Au regard de ces résultats et de ceux du test d'imbibition, nous pouvons donc émettre l'hypothèse que cette espèce présente une dormance physiologique peu profonde (Baskin & Baskin, 2004).

Pour ce qui concerne le genre *Dacrydium* de la famille des Podocarpaceae, et donc de la seule espèce de Gymnosperme de notre étude, *Dacrydium araucarioides*, peu d'informations sur la structure interne de la graine ont été trouvées. Cependant, nos propres observations permettent de dire que les graines de *Dacrydium araucarioides* sont albuminées et que l'embryon semble être de type axile. Les tests (sans traitements) effectués sur le premier lot de graines de *Dacrydium araucarioides* ont permis de présager une dormance physiologique des graines, la dormance physique ayant été écartée par le teste d'imbibition. En effet, le temps de levée de dormance nécessaire à l'embryon pour germer est long (46 jours) pour les graines exposées à une alternance de température de 20/30°C. De plus, bien que le taux de germination soit élevé (72%), la germination des graines est étalée dans le temps (72% au bout de 151 jours et temps de demi-germination soit 36% au bout de 88 jours). Ainsi, des tests supplémentaires avec l'utilisation de l'acide gibbérellique (GA3) ont été réalisés sur un deuxième lot de graines. Ces essais ont montré une légère amélioration du taux de germination avec l'utilisation du GA3 et ce quel que soit la concentration sans pour autant montrer de différence significative (25% contre 19% pour le témoin). On constate aussi que pour une concentration de GA3 à 0,6 g/L, le temps de ½ germination est réduit laissant à penser à un effet positif de cette hormone. Cependant, les tests ne sont pas tout à fait concluants et il conviendrait de les approfondir afin de diminuer le temps de latence et d'augmenter le taux de germination. Plus encore, ils permettront de déterminer l'intensité de la dormance physiologique de cette espèce.

5. Conclusion

Cette étude a permis de déterminer une liste de 37 espèces végétales « candidates » à la restauration écologique. Ces espèces ont été sélectionnées, car elles sont communes aux maquis arbustif ouvert, au maquis arbustif dense, au maquis paraforestier à *Gymnostoma deplanchenum* et au maquis préforestier. Par conséquent, ces 37 espèces sont présentes tout au long de la succession écologique menant vers une forêt. Elles présentent donc une forte plasticité, car elles peuvent s'adapter aussi bien en milieux ouverts que forestiers et sont donc à prioriser dans les travaux de restauration. Cependant, il est important de rappeler que cette liste présente des espèces certes adaptées aux différentes conditions

environnementales majoritairement présentes sur le plateau de Goro mais qu'elle ne symbolise en rien une formation type et une solution unique. Il est donc recommandé de ne pas se restreindre uniquement à cette liste d'espèces et de sélectionner parmi les listes qui gravitent autour, des espèces inféodées à un type de milieu en particulier notamment lorsque l'on envisage de renforcer la diversité floristique d'une formation végétale particulière ou lorsque l'on a un milieu cible (cf chapitre 3 : le maquis arbustif dense).

Parmi les 37 espèces candidates, 12 ont été sélectionnées pour faire l'objet d'un suivi phénologique dans le but d'identifier les périodes de fructification et plus particulièrement les meilleures périodes de récolte pendant lesquelles les fruits et les graines pourront être récupérés pour faire l'objet d'une étude germinative en laboratoire. Le suivi phénologique a donc permis de récolter des informations concernant la fructification de ces 12 espèces sur une année. On note que 40% de ces 12 espèces peuvent faire l'objet de récolte de fruits/graines entre février et mars. De plus, on note que les fruits matures pour la majorité des espèces étudiées sont observés entre novembre et mars qui correspond à la période de la saison chaude et humide. Concernant les 25 espèces non étudiées, il est recommandé d'investiguer sur leur phénologie afin d'implémenter les informations concernant ces espèces candidates.

Pour 11 espèces des 12 suivies lors du parcours phénologique, des fruits/graines ont pu être récoltés et ont fait l'objet d'un ou de plusieurs tests de germination à différentes alternances de températures. Cinq espèces qui sont les suivantes : *Alstonia coriacea*, *Pleioluma baueri*, *Pleioluma sebertii*, *Stenocarpus comptonii* et *Syzygium ngoyense* possèdent des graines non dormantes. Plusieurs plantules de ces espèces ont été produites et envoyées à la pépinière de la société Vale NC pour être utilisées dans leur programme de restauration écologique des zones dégradées par l'activité minière. Pour les six espèces restantes, elles ont des graines dormantes et nous avons émis des hypothèses quant à la nature de celles-ci. Des études supplémentaires devront être réalisées sur ces espèces afin d'identifier le type de dormance et les moyens de les lever et d'accélérer leur germination à des fins pratiques. Il conviendrait également d'investiguer sur les espèces candidates pour lesquelles la germination n'a pas été étudiée afin d'approfondir les connaissances sur cette liste et d'augmenter le nombre d'espèces à utiliser en restauration.

Au final, les cinq espèces non dormantes peuvent être rajoutées à la liste des espèces endémiques pour lesquelles la multiplication est maîtrisée et qui peuvent être utilisées dès à présent dans les programmes de restauration et notamment dans la mise en place de continuités écologiques.

6. Annexes au chapitre 4

Annexe 4.1 : Liste des espèces issues de l'inventaire botanique classées par ordre alphabétique des espèces, avec leur présence (noté par un 1) en MAO : maquis arbustif ouvert, en MD : maquis arbustif dense, en MPGd : maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* et MP : maquis préforestier; dont les 37 espèces « candidates » (communes aux quatre formations végétales) à la restauration écologique.

Famille	Espèce	Formations végétales			
		MAO	MD	MPGd	MP
Schizaeaceae	<i>Actinostachys intermedia</i>			1	1
Lauraceae	<i>Adenodaphne uniflora</i> var. <i>uniflora</i>		1	1	
Pteridaceae	<i>Adiantum hispidulum</i>				1
Araucariaceae	<i>Agathis ovata</i>	1			
Rhamnaceae	<i>Alphitonia neocaledonica</i>			1	1
Apocynaceae	<i>Alstonia coriacea</i>	1	1	1	1
Apocynaceae	<i>Alstonia odontophora</i>				1
Apocynaceae	<i>Alyxia glaucophylla</i>		1	1	1
Apocynaceae	<i>Alyxia tisserantii</i>	1	1	1	1
Loranthaceae	<i>Amyema scandens</i>			1	1
Loranthaceae	<i>Amylothea dictyophleba</i>			1	
Araucariaceae	<i>Araucaria muelleri</i>	1			
Picrodendraceae	<i>Austrobuxus carunculatus</i>	1	1	1	
Picrodendraceae	<i>Austrobuxus ellipticus</i>	1		1	1
Picrodendraceae	<i>Austrobuxus pauciflorus</i>			1	1
Picrodendraceae	<i>Austrobuxus rubiginosus</i>				1
Arecaceae	<i>Basselinia pancheri</i>		1	1	1
Proteaceae	<i>Beauprea spathulaefolia</i>	1	1	1	1
Proteaceae	<i>Beauprea montisfontium</i>	1	1	1	1
Calophyllaceae	<i>Calophyllum caledonicum</i>			1	1
Salicaceae	<i>Casearia silvana</i>				1
Myrtaceae	<i>Cloezia artensis</i> var. <i>artensis</i>	1			
Cunoniaceae	<i>Codia albifrons</i>	1	1	1	
Cunoniaceae	<i>Codia discolor</i>				1
Cunoniaceae	<i>Codia nitida</i>	1			
Cunoniaceae	<i>Codia spatulata</i>		1	1	1
Rubiaceae	<i>Coelospermum crassifolium</i>	1	1		
Rutaceae	<i>Comptonella</i> cf <i>sessilifoliola</i>				1
Rutaceae	<i>Comptonella drupacea</i>		1	1	1
Cyperaceae	<i>Costularia comosa</i>	1		1	
Lauraceae	<i>Cryptocarya guillauminii</i>			1	1
Cunoniaceae	<i>Cunonia vieillardii</i>	1	1	1	
Sapindaceae	<i>Cupaniopsis oedipoda</i>		1	1	
Rubiaceae	<i>Cyclophyllum balansae</i>				1
Podocarpaceae	<i>Dacrydium araucarioides</i>	1	1	1	1
Myodocarpaceae	<i>Delarbrea paradoxa</i> subsp. <i>paradoxa</i>				1
Orchidaceae	<i>Dendrobium odontochilum</i>	1	1		
Orchidaceae	<i>Dendrobium steatoglossum</i>		1	1	1
Orchidaceae	<i>Dendrobium verruciferum</i>	1		1	1
Bignoniaceae	<i>Deplanchea speciosa</i>		1	1	1
Asphodelaceae	<i>Dianella adenanthera</i>		1	1	1
Celastraceae	<i>Dicarpellum pronyense</i>				1
Ebenaceae	<i>Diospyros vieillardii</i>			1	1
Ericaceae	<i>Dracophyllum ramosum</i>	1		1	
Ericaceae	<i>Dracophyllum verticillatum</i>	1	1	1	1
Elaeocarpaceae	<i>Dubouzetia confusa</i>		1	1	
Meliaceae	<i>Dysoxylum canalense</i>		1	1	1
Elaeocarpaceae	<i>Elaeocarpus alaternoides</i>		1	1	
Elaeocarpaceae	<i>Elaeocarpus</i> sp				1
Santalaceae	<i>Elaphanthera baumannii</i>		1	1	1
Lauraceae	<i>Endiandra</i> cf <i>baillonii</i>			1	1

Famille	Espèce	Formations végétales			
		MAO	MD	MPGd	MP
Orchidaceae	<i>Eriaxis rigida</i>	1	1	1	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum novocaedonicum</i>		1	1	
Myrtaceae	<i>Eugenia hurlimannii</i>	1	1	1	1
Myrtaceae	<i>Eugenia stricta</i>	1	1		1
Santalaceae	<i>Exocarpos neocaledonicus</i>	1	1	1	1
Flagellariaceae	<i>Flagellaria neocaledonica</i>			1	1
Rutaceae	<i>Flindersia fournieri</i>			1	1
Pandanaceae	<i>Freycinetia sp</i>			1	1
Cyperaceae	<i>Gahnia novocaedonensis</i>	1	1	1	1
Clusiaceae	<i>Garcinia amplexicaulis</i>	1	1	1	1
Clusiaceae	<i>Garcinia balansae</i>	1	1	1	1
Clusiaceae	<i>Garcinia neglecta</i>		1	1	1
Rubiaceae	<i>Gardenia aubryi</i>	1	1	1	1
Proteaceae	<i>Garnieria spathulaefolia</i>			1	
Stemonuraceae	<i>Gastrolepia austrocaledonica</i>		1	1	1
Loganiaceae	<i>Geniostoma densiflorum var. densiflorum</i>	1	1	1	
Lamiaceae	<i>Gmelina neocaledonica</i>	1			
Orchidaceae	<i>Gonatostylis vieillardii</i>			1	1
Myrtaceae	<i>Gossia vieillardii</i>		1	1	1
Proteaceae	<i>Grevillea exul subsp. Rubiginosa</i>	1			
Proteaceae	<i>Grevillea gillivrayi var. gillivrayi</i>		1		
Sapindaceae	<i>Guioa glauca var. glauca</i>	1	1	1	1
Sapindaceae	<i>Guioa villosa</i>		1	1	1
Casuarinaceae	<i>Gymnostoma deplancheanum</i>	1	1	1	1
Rubiaceae	<i>Gynochthodes sp</i>		1	1	
Rutaceae	<i>Halfordia kendack</i>				1
Monimiaceae	<i>Hedycarya sp</i>				1
Dilleniaceae	<i>Hibbertia pancheri</i>	1	1	1	1
Dilleniaceae	<i>Hibbertia trachyphylla</i>	1			
Linaceae	<i>Hugonia penicillanthemum</i>	1	1	1	1
Aquifoliaceae	<i>Ilex sebertii</i>	1	1	1	1
Rubiaceae	<i>Ixora francii var. angustifolia</i>	1	1	1	1
Cyperaceae	<i>Lepidosperma perteres</i>			1	
Thymelaeaceae	<i>Lethedon oblonga</i>				1
Lauraceae	<i>Litsea triflora</i>	1	1	1	1
Asparagaceae	<i>Lomandra insularis</i>	1	1	1	1
Picrodendraceae	<i>Longetia buxoides</i>	1	1	1	1
Apocynaceae	<i>Marsdenia nigriflora</i>				1
Orchidaceae	<i>Megastylis gigas</i>	1	1		1
Myrtaceae	<i>Metrosideros nitida</i>				1
Clusiaceae	<i>Montrouziera sphaeroidea</i>	1	1	1	1
Myodocarpaceae	<i>Myodocarpus crassifolius</i>	1	1	1	1
Myodocarpaceae	<i>Myodocarpus fraxinifolius</i>	1	1	1	
Myodocarpaceae	<i>Myodocarpus involucrat</i>	1		1	
Primulaceae	<i>Myrsine asymmetrica subsp. Asymmetrica</i>		1	1	1
Primulaceae	<i>Myrsine diminuta</i>	1	1	1	1
Rutaceae	<i>Myrtopsis cf novaecaledoniae</i>	1	1	1	
Nepenthaceae	<i>Nepenthes vieillardii</i>		1		1
Lamiaceae	<i>Oxera neriifolia subsp. Neriifolia</i>		1	1	1
Cunoniaceae	<i>Pancheria billardierei</i>	1	1	1	1
Cunoniaceae	<i>Pancheria hirsuta</i>	1	1	1	
Pandanaceae	<i>Pandanus lacuum</i>		1	1	1
Apocynaceae	<i>Parsonia cf effusa</i>	1	1	1	1
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus castus</i>	1			
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus pronyensis</i>				1
Pittosporaceae	<i>Pittosporum deplanchei</i>				1
Pittosporaceae	<i>Pittosporum hematommallum</i>		1	1	1

Famille	Espèce	Formations végétales			
		MAO	MD	MPGd	MP
Sapotaceae	<i>Planchonella sp</i>			1	
Sapotaceae	<i>Planchonella wakere</i>				1
Sapotaceae	<i>Pleioluma cf lasiantha</i>	1	1	1	1
Sapotaceae	<i>Pleioluma baueri</i>	1	1	1	1
Sapotaceae	<i>Pleioluma sebertii</i>	1	1	1	1
Araliaceae	<i>Plerandra cf reginae</i>				1
Araliaceae	<i>Plerandra gordonii</i>		1	1	1
Araliaceae	<i>Polyscias dioica</i>			1	1
Araliaceae	<i>Polyscias mackeei</i>		1	1	1
Araliaceae	<i>Polyscias otopyrena</i>		1	1	1
Araliaceae	<i>Polyscias pancheri</i>	1	1	1	1
Rubiaceae	<i>Psychotria cardiochlamys</i>		1	1	1
Rubiaceae	<i>Psychotria leratii</i>			1	1
Rubiaceae	<i>Psychotria rupicola</i>	1	1		
Rubiaceae	<i>Psychotria semperflorens</i>			1	1
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium esculentum subsp.esculentum</i>	1			
Sapotaceae	<i>Pycnandra decandra subsp.decandra</i>	1	1	1	1
Sapotaceae	<i>Pycnandra glabella</i>				1
Myrtaceae	<i>Rhodamnia andromedoides</i>	1	1		
Connaraceae	<i>Rourea balansana</i>				1
Myrtaceae	<i>Sannantha leratii</i>	1			
Goodeniaceae	<i>Scaevola balansae</i>			1	
Goodeniaceae	<i>Scaevola beckii</i>	1	1		1
Goodeniaceae	<i>Scaevola cylindrica</i>			1	1
Schizaeaceae	<i>Schizaea dichotoma</i>	1			1
Cyperaceae	<i>Schoenus neocaledonicus</i>	1			
Smilacaceae	<i>Smilax cf neocaledonica</i>	1	1	1	1
Thymelaeaceae	<i>Solmsia calophylla</i>	1	1	1	1
	<i>sp 1 et 2</i>			1	
	<i>sp 3, 4, 5, 6, 7 et 8</i>				1
Cunoniaceae	<i>Spiraeanthemum meridionale</i>				1
Proteaceae	<i>Stenocarpus comptonii</i>	1	1	1	1
Proteaceae	<i>Stenocarpus umbelliferus var.billardieri</i>	1	1		
Gleicheniaceae	<i>Stromatopteris moniliformis</i>	1	1	1	
Ericaceae	<i>Styphelia cf veillonii</i>	1	1		
Ericaceae	<i>Styphelia cymbulae</i>		1	1	1
Ericaceae	<i>Styphelia macrocarpa</i>		1	1	1
Ericaceae	<i>Styphelia pancheri</i>		1		1
Myrtaceae	<i>Syzygium austrocaledonicum</i>		1	1	
Myrtaceae	<i>Syzygium baladense</i>				1
Myrtaceae	<i>Syzygium cf xanthostemifolium</i>		1		
Myrtaceae	<i>Syzygium frutescens</i>	1			1
Myrtaceae	<i>Syzygium multipetalum</i>		1		
Myrtaceae	<i>Syzygium ngoyense</i>	1	1	1	1
Myrtaceae	<i>Syzygium pancheri</i>		1		
Myrtaceae	<i>Syzygium wagapense</i>				1
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana cerifera</i>			1	1
Primulaceae	<i>Tapeinosperma cf robustum</i>		1	1	1
Rubiaceae	<i>Tarennia hexamera</i>	1	1	1	1
Rubiaceae	<i>Tarennia rhyphalostigma</i>			1	1
Myrtaceae	<i>Tristaniopsis calobuxus</i>		1		
Myrtaceae	<i>Tristaniopsis guillainii var. guillainii</i>	1			1
Myrtaceae	<i>Tristaniopsis macphersonii</i>	1	1	1	1
Myrtaceae	<i>Uromyrtus emarginata</i>	1	1		
Myrtaceae	<i>Uromyrtus ngoyensis</i>			1	1
Thymelaeaceae	<i>Wikstroemia indica</i>		1	1	1
Myrtaceae	<i>Xanthomyrtus kanalaensis</i>				1
Annonaceae	<i>Xylopia pancheri</i>		1	1	1
Winteraceae	<i>Zygogynum sp</i>			1	1

Annexe 4.2 : Liste des espèces non répertoriées au sein du chapitre 1 (espèce non communes à la forêt et au maquis) mais cependant présentes dans l'inventaire botanique, avec leur présence (noté par un 1) en MAO : maquis arbustif ouvert, en MD : maquis arbustif dense, en MPGd : maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum* et MP : maquis préforestier; avec leurs modes de dispersion et le type de dormance/non dormance. ND : non dormant, PY : dormance physique, PD : dormance physiologique, MD : dormance morphologique, MPD : dormance morphophysologique et ? : dormance probable.

Famille	Espèce	Formations végétales				Mode de dispersion	Origine des informations sur la structure du fruit/graine	Type de dormance/absence de dormance	Origine des informations sur le type de dormance/l'absence de dormance
		MAO	MD	MPGd	MP				
Apocynaceae	<i>Alstonia odontophora</i>				1	Anémochorie	a	ND?	c
Araliaceae	<i>Plerandra cf reginae</i>				1	Endozoochorie	b	Non déterminé	
Araliaceae	<i>Plerandra gordonii</i>		1	1	1	Endozoochorie	b	Non déterminé	
Araliaceae	<i>Polyscias mackeei</i>		1	1	1	Endozoochorie	b	MD or MPD?	d
Araliaceae	<i>Polyscias otopyrena</i>		1	1	1	Endozoochorie	b	MD or MPD?	d
Calophyllaceae	<i>Calophyllum caledonicum</i>			1	1	Endozoochorie	b	ND or PD?	d
Celastraceae	<i>Dicarpellum pronyense</i>				1	Endozoochorie	b	Non déterminé	
Lauraceae	<i>Cryptocarya guillauminii</i>			1	1	Endozoochorie	a	Non déterminé	
Loganiaceae	<i>Geniostoma densiflorum var. densiflorum</i>	1	1	1		Barochorie	b	PD?	d
Loranthaceae	<i>Amylotheca dictyophleba</i>			1		Endozoochorie	b	Non déterminé	
Myodocarpaceae	<i>Delarbrea paradoxa subsp. paradoxa</i>				1	Endozoochorie	b	MPD?	d
Myrtaceae	<i>Syzygium cf xanthostemifolium</i>		1			Endozoochorie	a	ND or PD?	d
Pandanaceae	<i>Freycinetia sp</i>			1	1	Endozoochorie	b	Non déterminé	
Pandanaceae	<i>Pandanus lacuum</i>		1	1	1	Endozoochorie	b	PD?	d
Picrodendraceae	<i>Austrobuxus pauciflorus</i>			1	1	Myrmécochorie	a	ND?	c
Pteridaceae	<i>Adiantum hispidulum</i>				1	Anémochorie	b		
Rubiaceae	<i>Coelospermum crassifolium</i>	1	1			Endozoochorie	b	Non déterminé	
Rubiaceae	<i>Psychotria leratii</i>			1	1	Endozoochorie	b	ND or PD?	d
Sapotaceae	<i>Planchonella wakere</i>				1	Chiroptérochorie	a	ND or PD?	d
Stemonuraceae	<i>Gastrolepis austrocaledonica</i>		1	1	1	Endozoochorie	a	Non déterminé	

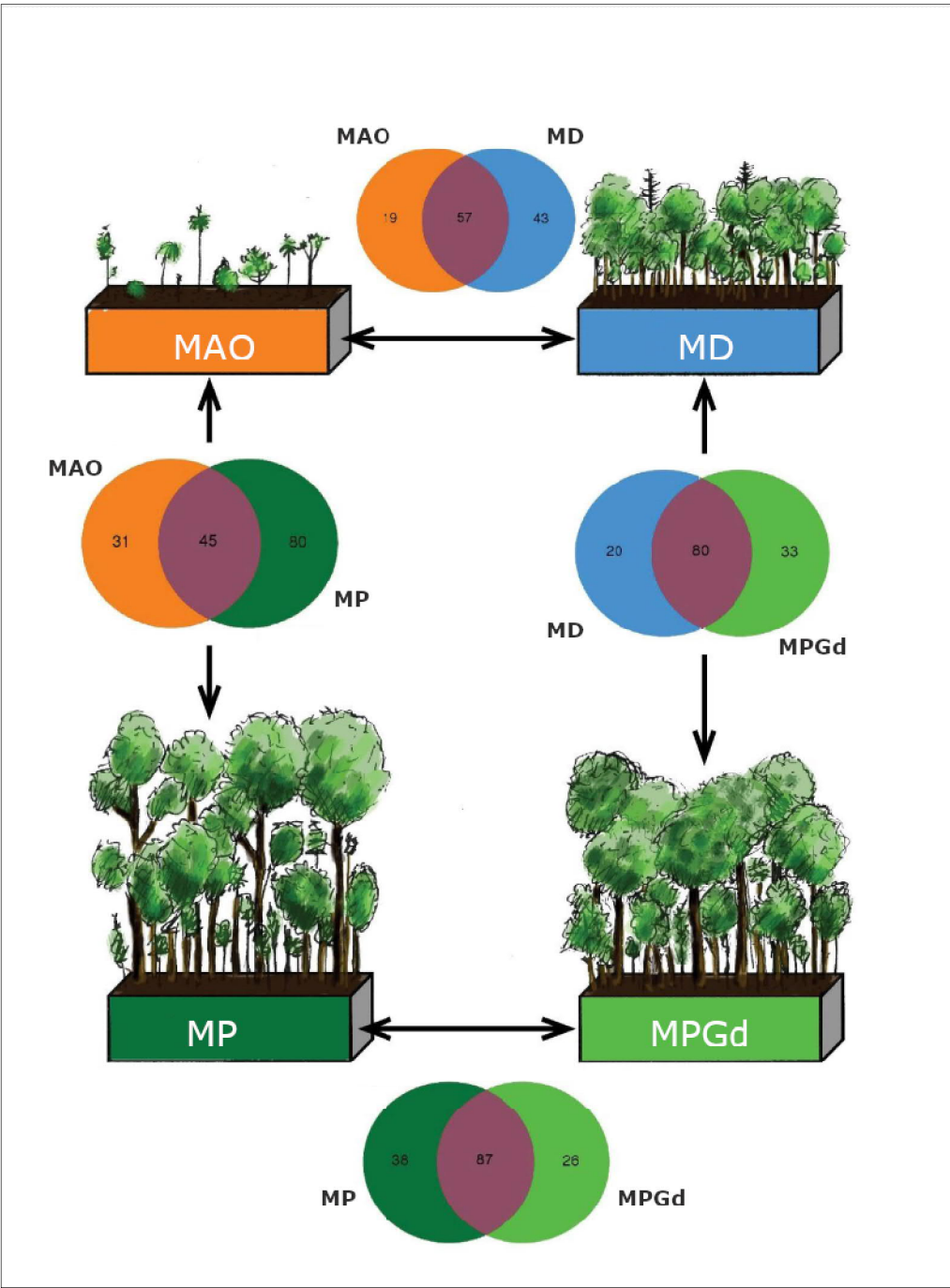
^aAubrville *et al.*, 1967-2004 ; ^bhbNC: Herbar de nouméa (IRD-Nouvelle-Calédonie) ; ^cL'Huillier *et al.*, 2010 ; ^dBaskin & Baskin, 2014

Annexe 4.3 : Liste des 37 espèces candidates avec leurs modes de dispersion et leurs types de dormance/non dormance. ND : non dormant, PY : dormance physique, PD : dormance physiologique, MD : dormance morphologique, MPD : dormance morphophysologique et ? : dormance probable.

Famille	Espèce	Dispersion	Origine des informations sur la structure du fruit/graine	Type de dormance/absence de dormance	Origine des informations sur le type de dormance/l'absence de dormance
Apocynaceae	<i>Alstonia coriacea</i>	Anémochorie	a	ND?	e
Apocynaceae	<i>Alyxia tisserantii</i>	Endozoochorie	a	ND or PD?	f
Proteaceae	<i>Beauprea spathulaefolia</i>	Endozoochorie	a	Non déterminé	
Proteaceae	<i>Beauprea montisfontium</i>	Endozoochorie	a	Non déterminé	
Podocarpaceae	<i>Dacrydium araucarioides</i>	Endozoochorie	a	MPD?	f
Ericaceae	<i>Dracophyllum verticillatum</i>	Anémochorie ou barochorie	a	PD?	g
Myrtaceae	<i>Eugenia hurlimannii</i>	Endozoochorie	c	PD?	f
Santalaceae	<i>Exocarpos neocaledonicus</i>	Endozoochorie	a	MPD?	f
Cyperaceae	<i>Gahnia novocaledonensis</i>	Anémochorie or barochorie	c	PY?	d, e
Clusiaceae	<i>Garcinia amplexicaulis</i>	Endozoochorie	c	ND	h
Clusiaceae	<i>Garcinia balansae</i>	Endozoochorie	c	ND	b
Rubiaceae	<i>Gardenia aubryi</i>	Chiroptérochorie	c	ND	h
Sapindaceae	<i>Guioa glauca</i> var. <i>glauca</i>	Myrmécochorie	c	PY?	e
Casuarinaceae	<i>Gymnostoma deplancheanum</i>	Anémochorie	c	ND	e
Dilleniaceae	<i>Hibbertia pancheri</i>	Myrmécochorie	a	MPD	i
Linaceae	<i>Hugonia penicillanthemum</i>	Endozoochorie	c	Non déterminé	
Aquifoliaceae	<i>Ilex sebertii</i>	Endozoochorie	b, c	MPD	b, f
Rubiaceae	<i>Ixora francii</i> var. <i>angustifolia</i>	Endozoochorie	c	PD?	f
Lauraceae	<i>Litsea triflora</i>	Endozoochorie	a	ND or PD?	f
Asparagaceae	<i>Lomandra insularis</i>	Myrmécochorie	c	MPD?	f
Picrodendraceae	<i>Longetia buxoides</i>	Barochorie	c	ND	e
Clusiaceae	<i>Montrouzieria sphaeroidea</i>	Chiroptérochorie	d	PD?	b
Myodocarpaceae	<i>Myodocarpus crassifolius</i>	Anémochorie	c	ND?	b, e
Primulaceae	<i>Myrsine diminuta</i>	Endozoochorie	c	ND ou PD?	f
Cunoniaceae	<i>Pancheria billardierei</i>	Anémochorie	a	ND	e
Apocynaceae	<i>Parsonsia</i> cf <i>effusa</i>	Anémochorie	a	PD?	f
Sapotaceae	<i>Pleioluma</i> cf <i>lasiantha</i>	Endozoochorie	a	Non déterminé	
Sapotaceae	<i>Pleioluma baueri</i>	Endozoochorie	a	Non déterminé	
Sapotaceae	<i>Pleioluma sebertii</i>	Endozoochorie	a	Non déterminé	
Araliaceae	<i>Polyscias pancheri</i>	Endozoochorie	c	MD ou MPD?	f
Sapotaceae	<i>Pycnandra decandra</i> subsp. <i>decandra</i>	Endozoochorie	c	Non déterminé	
Smilacaceae	<i>Smilax</i> cf <i>neocaledonica</i>	Barochorie	a	MPD?	f
Thymelaeaceae	<i>Solmsia calophylla</i>	Barochorie	c	PD?	h
Proteaceae	<i>Stenocarpus comptonii</i>	Anémochorie	a	ND ?	e
Myrtaceae	<i>Syzygium ngoyense</i>	Endozoochorie	a	ND ?	f
Rubiaceae	<i>Tarena hexamera</i>	Endozoochorie	a	ND or PD?	g
Myrtaceae	<i>Tristaniopsis macphersonii</i>	Anémochorie	a	ND	h

^aAubrville *et al.*, 1967-2004; ^bTiavouane *et al.*, 2014; ^chbNC: Herbar de nouméa (IRD-Nouvelle-Calédonie); ^dZongo 2010; ^eL'Huillier *et al.*, 2010; ^fBaskin & Baskin, 2014; ^gSID: Kew botanical garden (<http://data.kew.org/sid/>), ^hbase de données IAC-EcoRCE issue des résultats de recherche dont ces travaux de thèse; ⁱWulff *et al.*, 2012

Annexe 4.4 : Schéma avec les diagrammes de Venne appliqués entre chaque formation végétale (Source : Pierre Loslier). MAO : maquis arbustif ouvert, MD : maquis arbustif dense, MPGd : maquis paraforestier à *Gymnostoma deplancheanum*, MP : maquis préforestier.



Annexe 4.5 : Tableau récapitulatif des résultats des suivis phénologiques et des données déjà connues sur certaines des espèces « candidates » (communes aux quatre formations végétales).

Espèce	Phénologie	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Alstonia coriacea</i>	Fleurs épanouies				X	X	X	X	X	X			
	Fruits à collecter	X										X	X
<i>Beauprea montisfontium</i>	Fleurs épanouies	X	X	X	X	X	X				X	X	X
	Fruits à collecter	X	X	X	X			X				X	X
<i>Dacrydium araucarioides</i>	Fleurs épanouies												
	Fruits à collecter	X	X	X									
<i>Hugonia penicillanthemum</i>	Fleurs épanouies	X								X	X	X	X
	Fruits à collecter	X	X										X
<i>Myrsine diminuta</i>	Fleurs épanouies						X	X			X		
	Fruits à collecter										X		
<i>Pleioluma baueri</i>	Fleurs épanouies			X	X	X	X	X	X	X			
	Fruits à collecter	X	X	X						X		X	X
<i>Pleioluma sebertii</i>	Fleurs épanouies						X	X	X		X	X	
	Fruits à collecter	X	X									X	X
<i>Polyscias pancheri</i>	Fleurs épanouies									X	X	X	X
	Fruits à collecter	X	X	X	X								X
<i>Pycnanandra decandra</i>	Fleurs épanouies									X	X		
	Fruits à collecter	X											
<i>Stenocarpus comptonii</i>	Fleurs épanouies		X	X					X	X			
	Fruits à collecter			X									X
<i>Syzygium ngoyense</i>	Fleurs épanouies				X		X	X	X	X	X	X	
	Fruits à collecter	X	X	X									X
<i>Tarenna hexamera</i>	Fleurs épanouies	X	X	X	X	X	X						X
	Fruits à collecter	X		X								X	
<i>Garcinia balansae</i> (source : b)	Fleurs épanouies	X	X	X							X	X	X
	Fruits à collecter				X	X	X	X	X	X	X	X	

Espèce	Phénologie	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Gymnostoma deplancheanum (source : a)	Fleurs épanouies						x	x	x	x			
	Fruits à collecter	x	x	x									x
Hibbertia pancheri (source : a)	Fleurs épanouies	x	x	x							x	x	x
	Fruits à collecter	x	x	x									
Ilex sebertii (source : b)	Fleurs épanouies	x										x	x
	Fruits à collecter							x	x				
Longetia buxoides (source : a)	Fleurs épanouies			x	x	x	x	x	x				
	Fruits à collecter	x	x	x							x	x	x
Pancheria billardierii (source : a)	Fleurs épanouies	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Fruits à collecter					x	x	x					
Tristaniopsis macphersonii (source : c)	Fleurs épanouies			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Fruits à collecter	x	x					x	x	x	x	x	x

^aL'Huillier *et al.*, 2010; ^bTiavouane *et al.*, 2014; ^cbase de données IAC-EcoRCE.

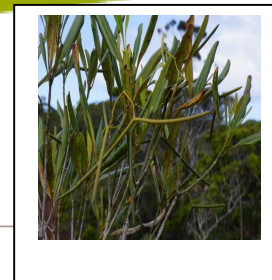
Annexe 4.6 : Tableau récapitulatif des résultats de germination effectué sur quelques espèces « candidates » (communes aux quatre formations végétales) ainsi que leur capacité de tolérance à la dessiccation. ND : non dormant, PY : dormance physique, PD : dormance physiologique, MD : dormance morphologique, MPD : dormance morphophysologique et ? : dormance ou tolérance à la dessiccation des graines (TDG) probable.

Espèces	Date de mise en germination	Pré-traitement	Température	Tps 1 ^{ère} germination (en j)	Tps 1/2 germination (en j)	Tps dernière germination (en j)	Taux germi - nation max (%)	Taux final de graines viables (%)	Dormance	Sources	TDG des graines	Niveau de taxon pour lequel la TDG à été identifiée	Sources
Alstonia coriacea	12/01/2017	Aucun	20/30°C	14	50	106	86 ± 4	86 ± 8	ND	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	O?	Genre	Wyse et Dickie, 2018
Alstonia coriacea	09/01/2017	Aucun	15/25°C	88	102	228	52 ± 6	82 ± 8					
Alstonia coriacea	09/01/2017	Aucun	10/20°C	28	74	116	74 ± 1	74 ± 2					
Dacrydium araucarioides	20/03/2017	Aucun	20/30°C	46	88	151	72 ± 6	73 ± 11	PD?	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	R?	Famille	Wyse et Dickie, 2018
Dacrydium araucarioides	20/03/2017	Aucun	15/25°C	60	109	123	16 ± 3	76 ± 7					
Dacrydium araucarioides	20/03/2017	Aucun	10/20°C	0	0	0	0	51 ± 12					
Dacrydium araucarioides	01/03/2018	Aucun	20/30°C	41	92	120	19 ± 3	21 ± 7					
Dacrydium araucarioides	02/03/2018	GA ₃ 0,3g/l	20/30°C	40	91	130	25 ± 2	48 ± 7					
Dacrydium araucarioides	02/03/2018	GA ₃ 0,6g/l	20/30°C	40	77	119	25 ± 2	43 ± 20					
Hugonia penicillanthemum	24/01/2017	Aucun	20/30°C	59	80	150	12 ± 4	Non évalué	PY+PD?	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	O?	Famille	Wyse et Dickie, 2018
Hugonia penicillanthemum	24/01/2017	Aucun	15/25°C	87	89	90	14 ± 1						
Hugonia penicillanthemum	24/01/2017	Aucun	10/20°C	115	178	262	18 ± 7						
Myrsine diminuta	16/05/2017	Aucun	20/30°C	42	73	150	16 ± 4	27 ± 20	PD?	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	O?	Famille	Wyse et Dickie, 2018

Espèces	Date de mise en germination	Pré-traitement	Température	Tps 1 ^{ère} germination (en j)	Tps 1/2 germination (en j)	Tps dernière germination (en j)	Taux germination max (%)	Taux final de graines viables (%)	Dormance	Sources	TDG des graines	Niveau de taxon pour lequel la TDG à été identifiée	Sources
<i>Pleioluma baueri</i>	17/10/2016	Aucun	20/30°C	5	11	34	95 ± 2	95 ± 4	ND	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	R?	Famille	Wyse et Dickie, 2018
<i>Pleioluma sebertii</i>	24/01/2017	Aucun	20/30°C	2	7	29	96 ± 2	100	ND	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	R?	Famille	Wyse et Dickie, 2018
<i>Pleioluma sebertii</i>	24/01/2017	Aucun	15/25°C	5	15	38	78 ± 9	78 ± 18					
<i>Pleioluma sebertii</i>	24/01/2017	Aucun	10/20°C	6	13	52	92 ± 3	92 ± 6					
<i>Pycnandra decandra</i>	12/01/2017	Aucun	20/30°C	0	0	0	0	69 ± 7	PD?	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	R?	Famille	Wyse et Dickie, 2018
<i>Pycnandra decandra</i>	12/01/2017	Aucun	15/25°C	4	50	92	15 ± 3	78 ± 6					
<i>Pycnandra decandra</i>	12/01/2017	Aucun	10/20°C	4	41	71	14 ± 7	76 ± 12					
<i>Smilax neocaledonicus</i>	24/01/2017	Aucun	20/30°C	87	143	233	3 ± 1	91 ± 11	MP or MPD?	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	O?	Genre	Wyse et Dickie, 2018
<i>Stenocarpus comptonii</i>	24/01/2017	Aucun	20/30°C	6	10	29	98 ± 1	98 ± 2	ND	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	O?	Genre	L'Huillier et al., 2010
<i>Stenocarpus comptonii</i>	24/01/2017	Aucun	15/25°C	12	16	88	100	100					
<i>Syzygium ngoyense</i>	24/01/2017	Aucun	20/30°C	8	15	95	96 ± 2	100	ND	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	R?	Genre	Wyse et Dickie, 2018
<i>Syzygium ngoyense</i>	24/01/2017	Aucun	15/25°C	11	33	116	100	100					
<i>Syzygium ngoyense</i>	24/01/2017	Aucun	10/20°C	14	30	109	99 ± 1	100					
<i>Tarenna hexamera</i>	24/01/2017	Aucun	20/30°C	26	105	175	50 ± 12	60 ± 22	PD?	Ititiaty Y & De Gail M, IAC	O?	Genre	Wyse et Dickie, 2018
<i>Tarenna hexamera</i>	24/01/2017	Aucun	15/25°C	77	112	181	31 ± 8	76 ± 12					
<i>Tarenna hexamera</i>	24/01/2017	Aucun	10/20°C	168	168	168	1 ± 1	66 ± 7					

Annexe 4.7 : Fiches techniques des 12 espèces « candidates » (par ordre alphabétique) qui ont fait l'objet d'une étude germinative

Reconnaissance du fruit



Fruit d'*Alstonia coriacea*
(©EcoRCE/IAC)

- Les fruits sont secs déhiscent, de type follicule et de couleur verte.
- Ils se disposent en cymes insérées à l'extrémité des branches.

La collecte

- Il est possible de collecter les fruits lorsqu'ils brunissent puis de les laisser à l'ombre dans un local aéré pour qu'ils mûrissent et s'ouvrent. L'autre possibilité est d'ensacher les fruits verts dans des sachets de 20*30 cm. Les fruits mûrs deviennent marron et s'ouvrent naturellement sur le pied. Les graines retenues dans le sachet sont ensuite récoltées.
- Calendrier de collecte⁵:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
X										X	X

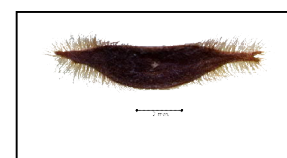
- La fructification s'étend de juin à février avec les fruits matures de novembre à janvier. La meilleure période de récolte se situe entre novembre et décembre.

Le stockage

Les graines d'*Alstonia coriacea* sont probablement orthodoxes (résultats du modèle de Wyse et Dickie2018) au niveau du genre). Résultats à approfondir.

L'extraction des graines

- Les follicules récoltés et laissés dans un local aéré sont secoués entre 2 tamis pour récupérer l'ensemble des graines. Quelques unes restent dans les fruits et peuvent donc être extraites à l'aide d'une pince.
- Poids de 100 graines : 0,46 (± 0,06) g.
- La graine est albuminée et l'embryon est de type axile.



Graines d'*Alstonia coriacea*
(©EcoRCE/IAC)

⁵ Établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

La germination

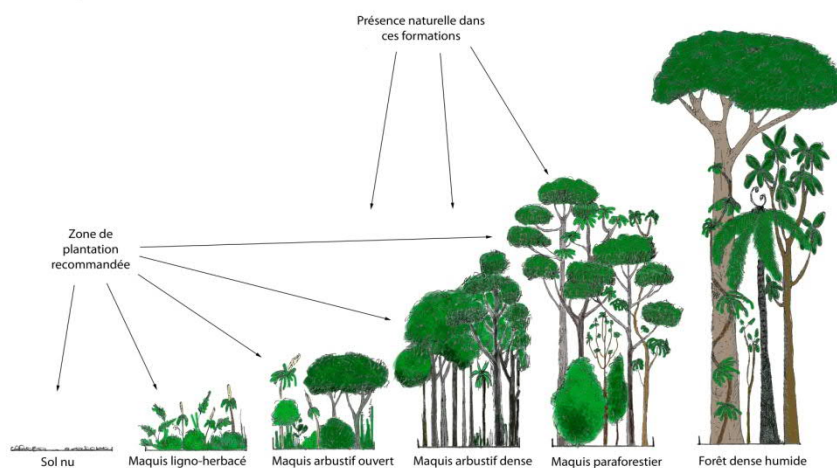
- Aucun prétraitement n'est nécessaire. Les meilleurs résultats de germination obtenus sont celles des graines placées dans des boîtes de Pétri sur du coton et du papier de germination avec arrosage régulier (manuelle) et placées dans une étuve de 20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h. Elles peuvent donc être semées préférentiellement en saison chaude en pépinière.
- Le temps de latence, dans les conditions citées ci-dessus, est de 14 jours et le pourcentage maximal de germination est de $86 \pm 4\%$ au bout de 106 jours. Cette espèce possède des graines non dormantes.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la racine déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus ancienne.

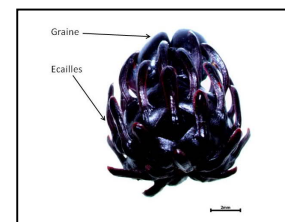


Dacrydium araucarioides

PODOCARPACEAE

Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des cônes contenant une à deux graines.
- Ils mesurent en moyenne 10,7 x 7,6 x 7,4 mm.
- Ils sont isolés et terminaux.



Fruit de *Dacrydium araucarioides*
(©EcoRCE/IAC)

La collecte

- A maturité, les fruits deviennent noirs et sont alors récoltés manuellement dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte⁶:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
X	X	X									

- La fructification s'étend de septembre à mars avec les fruits matures observés de janvier à mars qui correspond également à la meilleure période de récolte.

Le stockage

Les graines de *Dacrydium araucarioides* sont probablement récalcitrantes (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau de la famille). Résultats à approfondir. Elles doivent donc être utilisées fraîches.

L'extraction des graines

- Les graines sont récupérées du fruit manuellement, puis passées au tamis pour éliminer les déchets.
- Poids de 100 graines : 1,67 (\pm 0,4) g.
- La graine est albuminée et l'embryon est de type axile.



Graines de *D. araucarioides*
(©EcoRCE/IAC)

⁶ établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

Dacrydium araucarioides

PODOCARPACEAE

La germination

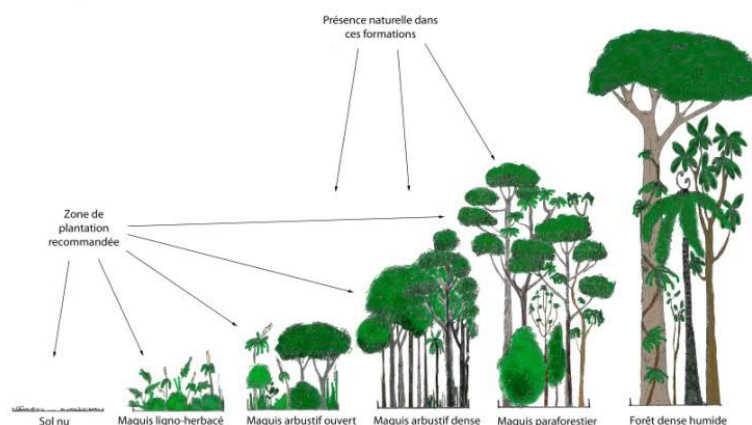
- Les meilleurs résultats de germination sont obtenus à l'alternance de température 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h) sans prétraitement, avec un temps de latence de 46 jours, un pourcentage maximal de germination de $72 \pm 6\%$ au bout de 151 jours. Il est donc possible de semer en saison chaude en pépinière.
- Cependant l'utilisation de GA₃ semble augmenter le taux de germination.
- L'hypothèse de la présence d'une dormance physiologique est émise et des tests supplémentaires devront être réalisés.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la racine déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

Réimplantation in situ

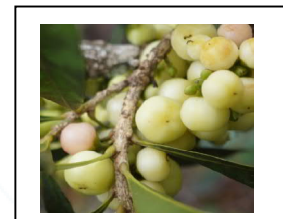
L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



HUGONIA PENICILLANTHEMUM

LINACEAE

Reconnaissance du fruit



Fruit de *Hugonia penicillanthemum*
(©EcoRCE/IAC)

- Les fruits sont des polydrupes sphériques mesurant en moyenne 11,7 x 14,9 x 14,7 mm.
- Ils se disposent en grappes insérées à la base des anciennes feuilles. Ils contiennent environ 5 pyrènes par fruit.

La collecte

- A maturité, les fruits prennent une couleur jaune ou orange et sont alors récoltés manuellement dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte⁷:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
X	X										X

- La fructification s'étend d'octobre à février avec des fruits matures disponibles de décembre à février. La meilleure période de récolte est située en février.

Le stockage

Les graines d'*Hugonia penicillanthemum* sont probablement orthodoxes (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau de la famille). Résultats à approfondir. Elles doivent donc être utilisées fraîches.

L'extraction des graines

- Les fruits matures sont écrasés sur des tamis puis les pyrènes sont récupérés.
- Les pyrènes mesurent en moyenne 9,9 x 6,3 x 5,7 mm.
- Poids de 100 pyrènes : 19 (\pm 0,7) g.
- La graine semble être albuminée et l'embryon de type axile.



Pyrènes de *H. penicillanthemum*
(©EcoRCE/IAC)

⁷ établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

La germination

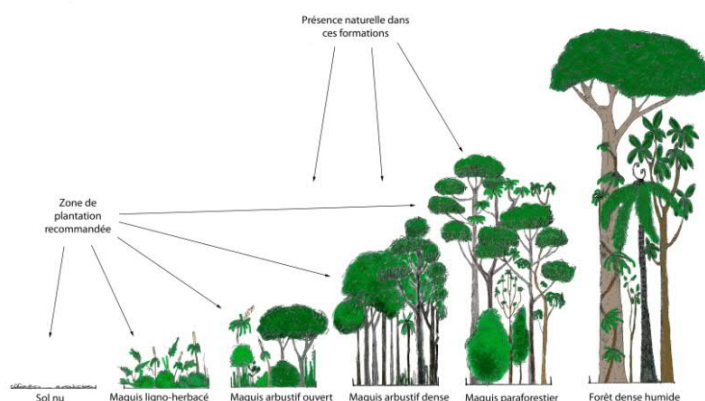
- Des tests de germination sans prétraitement ont été lancés en alternance à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) et des temps de latence long de 59, 87 et 115 jours respectivement, ont été observés. De plus, les taux de germination sont faibles avec $12 \pm 4\%$, $14 \pm 1\%$ et $18 \pm 7\%$ au bout de 150, 90 et 262 jours respectivement pour les graines exposés à des températures de 20/30°C, 15/25°C et 10/20°C. Il est donc possible de produire en pépinière des plants de cette espèce mais les taux de production seront faibles.
- L'hypothèse de la présence d'une dormance physique plus physiologique a été émise et des tests supplémentaires devront être réalisées.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la racine déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grands et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des drupes sphériques ornés de glandes.
- Ils mesurent environ 3 x 2,7 x 3 mm et contiennent une seule graine.
- Ils sont isolés et axillaires.



Fruit de *Myrsine diminuta*
(©EcoRCE/IAC)

La collecte

- A maturité, les fruits prennent une couleur mauve et sont alors récoltés manuellement dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte⁸:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
									X		

- La fructification s'étend de juin à octobre avec les fruits matures en octobre. Il conviendrait de reprendre le suivi phénologique et de l'étendre sur trois ans pour cette espèce.

Le stockage

Les graines de *Myrsine diminuta* sont probablement orthodoxes (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau de la famille). Résultats à approfondir.

L'extraction des graines

- Les fruits matures sont écrasés délicatement sur des tamis puis les pyrènes sont récupérées.
- Les graines entourées de leur endocarpe (pyrènes) sont marrons et marquées par des traits blanc allant d'une extrémité à l'autre sur la longueur.
- Les pyrènes sont de formes arrondis et mesurent 2,2 x 2,3 x 2,3 mm.
- Poids de 100 pyrènes : 0,65 (± 0,1) g.
- La graine est albuminée et l'embryon est de type axile (linéaire).



Pyrènes de *M. diminuta*
(©EcoRCE/IAC)

⁸ établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

La germination

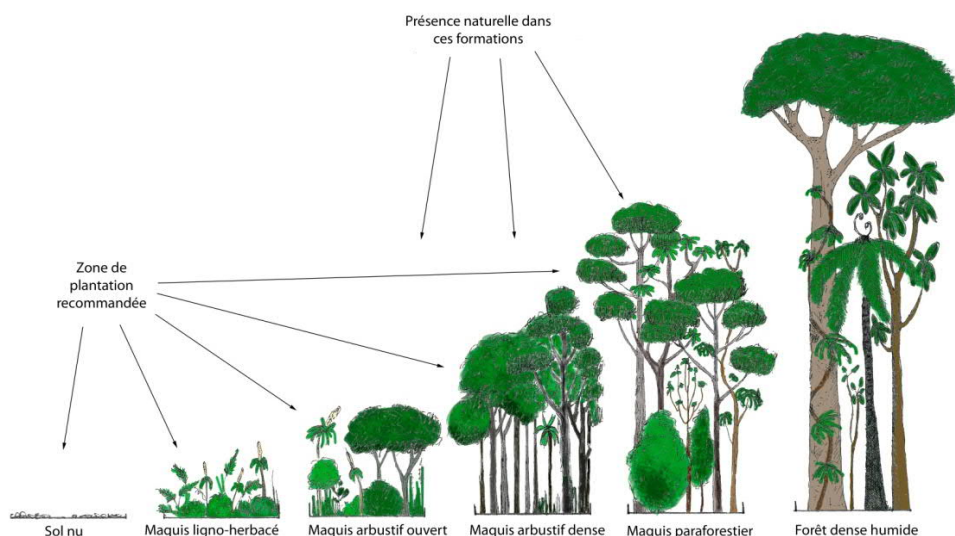
- Un test de germination effectué à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), a montré un temps de latence de 42 jours et un pourcentage maximal de germination de $16 \pm 4\%$ au bout de 150 jours. Il est donc possible de produire en pépinière des plants de cette espèce en saison chaude mais le taux de production sera faible.
- L'hypothèse de la présence d'une dormance physiologique a été émise et des tests supplémentaires devront être réalisés.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la radicule déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

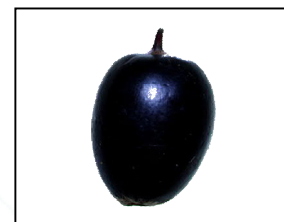
Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des drupes mucronées et ovoïdes contenant une seule graine.
- Ils mesurent en moyenne 13,9 x 9,5 x 9,7 mm.
- Ils sont isolés et insérés à la base des feuilles.



Fruit de *Pleioluma baueri*
(©EcoRCE/IAC)

La collecte

- A maturité, les fruits deviennent noirs luisant et sont alors récoltés manuellement dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte⁹:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
x	x										x

- La fructification a lieu en mars, puis de juin à février avec des fruits matures relevé en mars, en septembre puis de novembre à février. La meilleure période de récolte se situe entre décembre et février.

Le stockage

Les graines de *Pleioluma baueri* sont probablement récalcitrantes (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau de la famille). Résultats à approfondir. Elles doivent donc être utilisées fraîches.

L'extraction des graines

- Les fruits matures sont écrasés délicatement sur des tamis puis les graines sont récupérées.
- La graine est noire, luisante, ovale et mesure environ 11,8 x 6,6 x 5,4 mm.
- Poids de 100 graines : 22,74 (± 1,7) g.
- La graine est albuminée et l'embryon est de type axile.



Graines de *P. baueri*
(©EcoRCE/IAC)

⁹ établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018

La germination

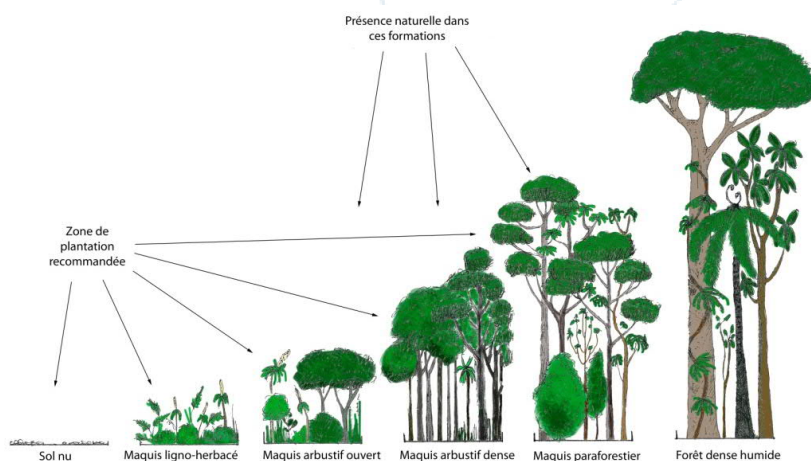
- Aucun prétraitement n'est nécessaire. Les graines sont placées dans des boîtes de Pétri sur du coton et du papier de germination avec arrosage régulier (manuelle) et placées dans une étuve de 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h). Elles peuvent donc être semées préférentiellement en saison chaude en pépinière.
- Le temps de latence des graines pour cette expérience est de 5 jours. Le taux de germination maximum de $95 \pm 2\%$ est atteint au bout de 34 jours de suivi. Cette espèce possède des graines non dormantes.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la racine déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

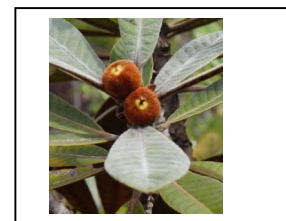
Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



Pleioluma sebertii

SAPOTACEAE



Fruit de *Pleioluma sebertii*
(©EcoRCE/IAC)

Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des baies sphérique, d'aspect marron et velu de l'ordre de 18,9 x 16,5 x 15,9 mm.
- Les fruits sont insérés à l'aisselle des feuilles terminales et contiennent 2 à 3 graines.

La collecte

- A maturité les fruits sont mous au toucher et l'apex du fruit est orange voir rouge. Ils sont alors récoltés manuellement dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte¹⁰:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
X	X									X	X

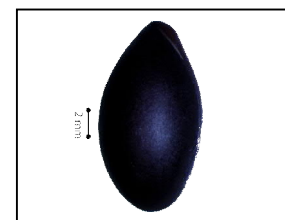
- La période de fructification s'étend d'août à février avec les fruits matures observés de novembre à février. La meilleur période de récolte est au mois de janvier.

Le stockage

Les graines de *Pleioluma sebertii* sont probablement récalcitrantes (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau de la famille). Résultats à approfondir. Elles doivent donc être utilisée fraîches.

L'extraction des graines

- Les fruits matures sont écrasés délicatement sur des tamis puis les graines sont récupérées.
- Les graines sont ovales, noires et mesurent en moyenne 14,8 x 7,9 x 6,3 mm.
- Poids de 100 graines : 40,2 (± 2,1) g.
- Les graines sont albuminées et l'embryon est de type axile.



Graines de *P. sebertii*
(©EcoRCE/IAC)

¹⁰ établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

Pleioluma sebertii

SAPOTACEAE

La germination

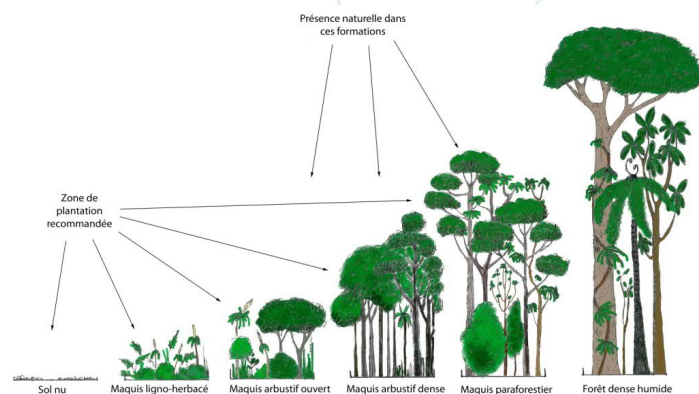
- Aucun prétraitement n'est nécessaire. Les graines sont placées dans des boîtes de Pétri sur du coton et du papier de germination avec arrosage régulier (manuelle) et placées dans des étuves de 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière).
- Les graines germent bien aux trois alternances de température testées. A 20/30°C, le temps de latence est de 2 jours et le taux maximum de germination atteint $96 \pm 2\%$ au bout de 29 jours. A 15/25°C et à 10/20°C les temps de latence sont respectivement de 5 et 6 jours. Le pourcentage maximale de germination est de $78 \pm 9\%$ atteint au bout de 38 jours et de $92 \pm 3\%$ atteint au bout de 52 jours à 15/25°C et à 10/20°C respectivement. Cette espèce possède des graines non dormantes. Elles peuvent donc être semées tout au long de l'année.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la racine déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

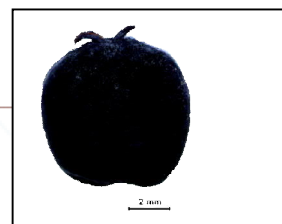
Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des drupes de 5,7 x 5,6 x 5,5 mm insérés en cyme à l'aisselle des feuilles terminales.
- Ils contiennent 2 pyrènes (noyaux) contenant chacune une graine.



Fruit de *Polyscias pancheri*
(©EcoRCE/IAC)

La collecte

- A maturité, les fruits deviennent noirs (aucune couleur verte ne doit subsister car dans ce cas le fruit est immature). Les cymes sont alors récoltées à l'aide d'un sécateur et elles sont placées dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte¹¹:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
		X	X								

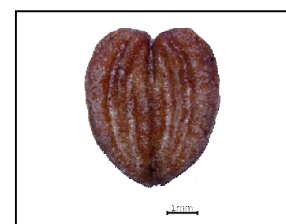
- La fructification s'étend de mars à avril puis d'octobre à février avec les fruits matures de mars à avril puis de décembre à février. La meilleure période de récolte se situe en mars et avril.

Le stockage

Les graines de *Polyscias pancheri* sont probablement orthodoxes (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau de la famille). Résultats à approfondir.

L'extraction des graines

- Les fruits matures sont écrasés délicatement sur des tamis puis les deux pyrènes (noyaux) sont récupérées. Une coupe est ensuite réalisée entre les pyrènes afin de séparer les deux noyaux.
- Les deux pyrènes (avant séparation) mesurent en moyenne 4,6*2,4*2,2 mm.
- Poids de 100 pyrènes (constituées des 2 pyrènes non séparées comme sur la photo de droite) : 1,14 (\pm 0,2) g.
- Les graines sont albuminée et l'embryon et de type basale (rudimentaire).



Deux pyrènes (noyau) de *P. pancheri*
(©EcoRCE/IAC)

¹¹ établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

La germination

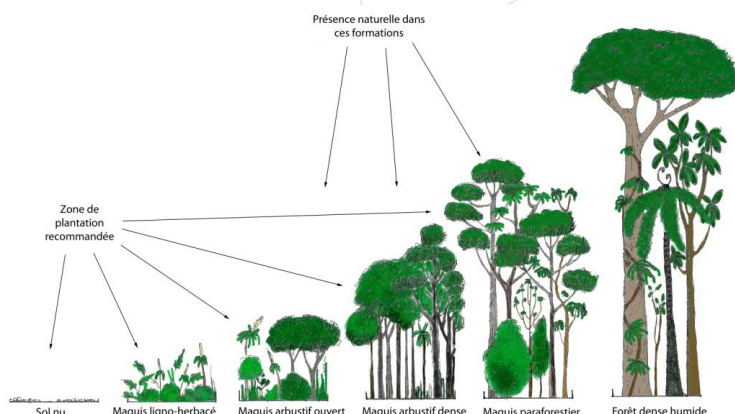
- Plusieurs tests ont été réalisés sur les pyrènes (4*25 pyrènes) et présentés ci-dessous :
 - trois témoins sans traitement à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière)
 - un lot prétraité par une scarification au papier de verre puis mise en germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h)
 - un lot prétraité par une scarification au scalpel puis mise en germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h)
 - plusieurs lots prétraités par une stratification à froid pendant 1 mois, 3 mois et 6 mois à chaque température de 4°C ou 15°C puis mise en germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h).
- Au bout de 20 mois de suivis, une seule germination a été observée pour les graines soumises à une stratification à 15°C pendant un mois puis mise à germer à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h). A la fin de ce test, les graines ont été coupées et on a pu observer un développement de l'embryon.
- Cette espèce présente donc une dormance morphologique et l'hypothèse même de la présence d'une dormance morphophysologique. Des tests supplémentaires devront être réalisés.
- Dans l'état actuel des connaissances, il ne peut être proposé de méthodologie.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite.

in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.

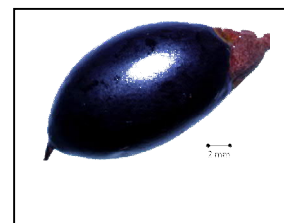


Pycnandra decandra (cf subsp coriacea)

SAPOTACEAE

Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des baies elliptiques mesurant en moyenne 21,6 x 10,5 x 10,2 mm et présentent un mucron d'environ 2 mm. Ils contiennent une seule graine.
- Ils sont isolés sur le tronc et situés au niveau des cicatrices des anciennes feuilles.



Fruit de *Pycnandra decandra* cf subsp *coriacea*
(©EcoRCE/IAC)

La collecte

- A maturité, les fruits sont noirs et sont alors récoltés manuellement dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte¹²:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
									X		

- La fructification s'étend d'octobre à janvier avec les fruits matures disponibles en janvier et récoltés durant ce même mois.

Le stockage

Les graines de *Pycnandra decandra* subsp *coriacea* sont probablement récalcitrant (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau de la famille). Résultats à approfondir. Elles doivent donc être utilisées fraîches.

L'extraction des graines

- Les fruits matures sont écrasés délicatement sur des tamis puis les graines sont récupérées.
- Les graines sont luisantes, de couleur marron, et mesurent environ 16,7 x 8,38 x 7,8 mm.
- Poids de 100 graines : 70,6 (± 4,3) g.
- Les graines sont exalbuminée et l'embryon est de type axile.



Graines de *P. decandra* cf subsp *coriacea*
(©EcoRCE/IAC)

¹² établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

Pycnandra decandra (cf subsp coriacea)

SAPOTACEAE

La germination

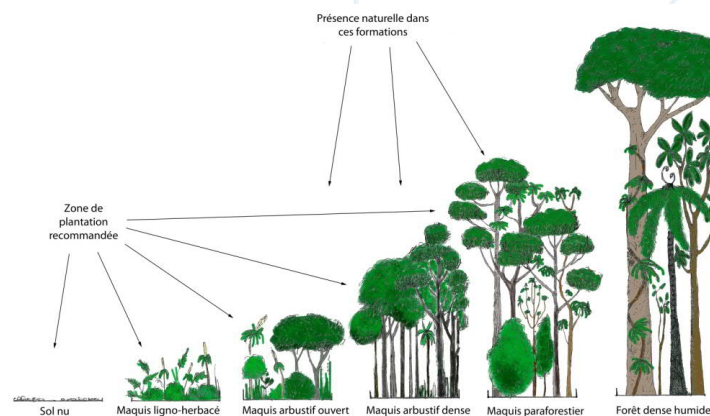
- Des tests de germination à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) sans aucun prétraitement ont été lancés. On note qu'il n'y a aucune germination lors que les graines sont exposées à 20/30°C.
- Le temps de latence pour les tests lancés à 10/20°C et 15/25°C est de 4 jours. La germination est étalée dans le temps et atteint $14 \pm 7\%$ au bout de 71 jours et $15 \pm 3\%$ au bout de 92 jours à 10/20°C et 15/25°C.
- L'hypothèse de la présence d'une dormance physiologique a été émise pour cette espèce et des test supplémentaires devront être réalisés.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la racicule déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des baies sphériques mesurant environ 9,1 x 10,6 x 10,6 mm.
- Ils sont disposés en grappe à l'aisselle des feuilles et renferment 2 à 3 graines.



Fruit de *Smilax neocaledonica*
(©EcoRCE/IAC)

La collecte

- A maturité les fruits sont noirs et sont alors récoltés manuellement dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
X											

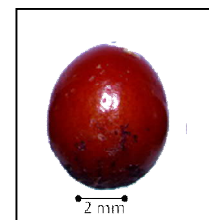
- Les fruits ont été récoltés en janvier mais aucun suivi phénologique n'a été réalisé pour cette espèce.

Le stockage

Les graines de *Smilax neocaledonica* sont probablement orthodoxes (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau du genre). Résultats à approfondir. Elles doivent donc être utilisées fraîches.

L'extraction des graines

- Les fruits matures sont écrasés délicatement sur des tamis puis les graines sont récupérées.
- Les graines sont de forme ellipsoïde et de couleur orange à marron avec une extrémité noire, elles mesurent en moyenne 5,6*4,8*4,8 mm.
- Poids de 100 graines : 38,46 (± 2,2) g.
- Les graines sont albuminées et l'embryon est de type basale (rudimentaire).



Graines de *S. neocaledonica*
(©EcoRCE/IAC)

La germination

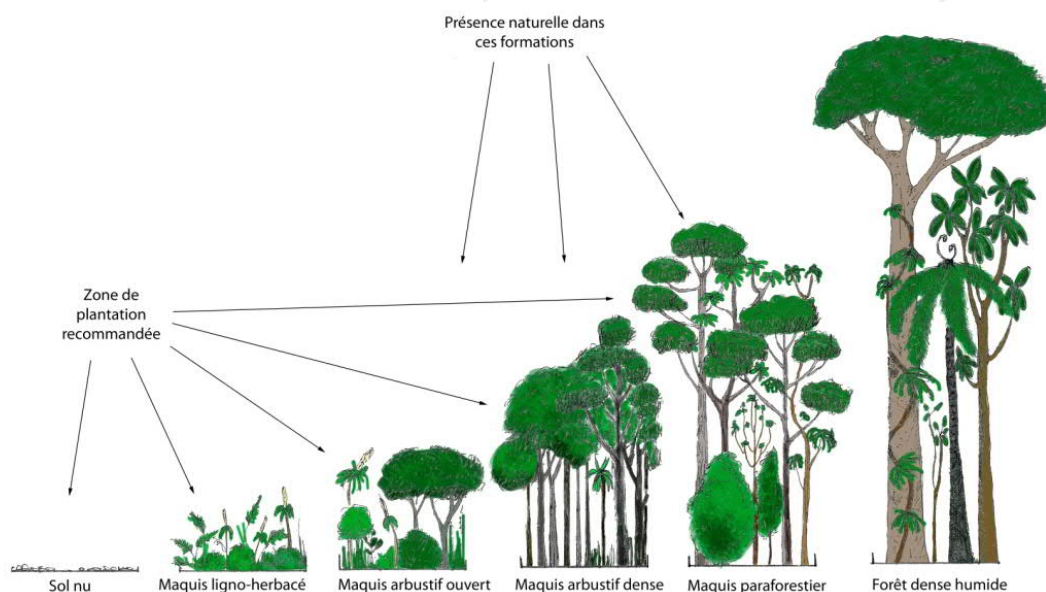
- Un test de germination sans prétraitement à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h) a été lancé. L'essai de germination à 20/30°C montre un temps de latence très long de 87 jours avec un pourcentage très faible de $3 \pm 1\%$ au bout de 233 jours.
- L'hypothèse d'une dormance physiologique a été émise pour cette espèce et des tests supplémentaires devront être réalisés.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la radicule déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des follicules mesurant en moyenne 112 x 7,27 x 7,5 mm et contenant environ 7 graines.
- Ils sont disposés en ombelle et s'insèrent en position terminale des branches.



Fruit de *Stenocarpus comptonii*
(©EcoRCE/IAC)

La collecte

- Les fruits verts sont ensachés dans des sachets de 20 x 30 cm. Les fruits mûrs deviennent marron et s'ouvrent naturellement sur le pied. Les fruits sont alors récoltés.
- Calendrier de collecte¹³:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
		X									

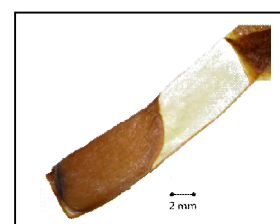
- La période de fructification est observée en mars puis de septembre à décembre avec les fruits matures notés en mars et décembre. La meilleure période de récolte est au mois de mars.

Le stockage

Les graines de *Stenocarpus comptonii* sont probablement orthodoxe (hypothèse au niveau du genre à partir des travaux de L'Huillier et al., 2010). Résultats à approfondir.

L'extraction des graines

- Une partie des graines a été retenue dans le sachet et sont récupérées.
- Les fruits récoltés sont ensuite secoués au dessus d'un tamis pour faire tomber les graines restantes.
- le fruit, elles sont extraites à l'aide d'une pince.
- Les graines sont ailées et mesurent en moyenne 21,4 x 5,4 x 1 mm.
- Poids de 100 graines : 3,12 (\pm 0,1) g.
- Les graines sont exalbuminée.



Graines de *S. comptonii*
(©EcoRCE/IAC)

¹³ établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

La germination

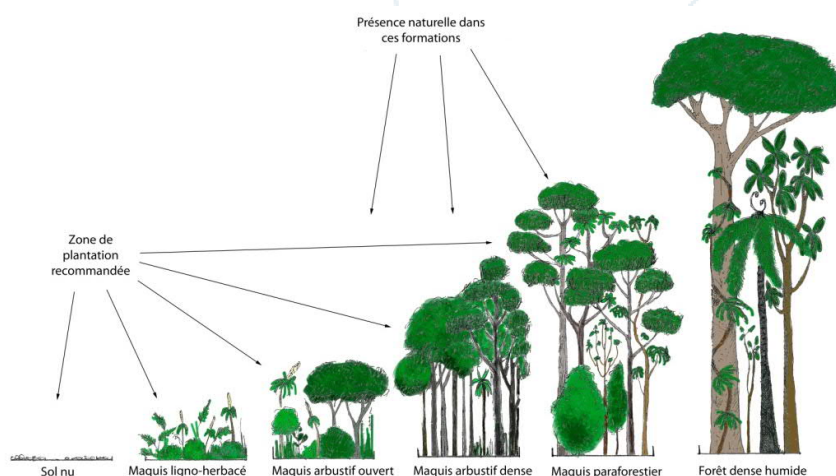
- Aucun prétraitement n'est nécessaire. Les graines sont placées dans des boîtes de Pétri sur du coton et du papier de germination avec arrosage régulier (manuelle) et mises dans des étuves de 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h) et de 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h).
- A 20/30°C, le temps de latence est de 6 jours et le taux maximum de germination atteint $98 \pm 1\%$ au bout de 29 jours. Quant aux graines soumises à 15/25°C, le temps de latence est de 12 jours et le taux maximum de germination atteint 100% au bout de 88 jours. Cette espèce possède des graines non dormantes. Elles peuvent donc être semées tout au long de l'année.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la racicule déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

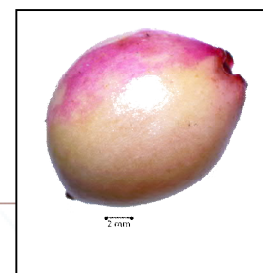
Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des baies ovoïdes, mesurant en moyenne 17,6 x 12,2 x 12,1 mm. Ils contiennent 1 à 2 graines.
- Ils sont disposés en corymbe terminales ou axillaires.



Fruit de *Syzygium ngoyense*
(©EcoRCE/IAC)

La collecte

- A maturité les fruits sont de couleur rose et sont alors récoltés dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte¹⁴:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
X	X										X

- La fructification s'étend de mars à avril puis de septembre à février avec les fruits matures disponibles en mars et de décembre à février. La meilleure période de récolte est située entre le mois de décembre et février.

Le stockage

- Les graines de *Syzygium ngoyense* sont probablement récalcitrant (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau du genre). Résultats à approfondir. Elles doivent donc être utilisées fraîches.

L'extraction des graines

- Les fruits matures sont écrasés délicatement sur des tamis puis les graines sont récupérées.
- Les graines ont un aspect velu dû à des restes de fibres du mésocarpe sur le tégument. Elles mesurent en moyenne 8,2 x 8,1 x 8,2 mm.
- Poids de 100 graines : 36,2 (± 3,1) g.
- Les graines sont exalbuminée et l'embryon est de type axile (replié).



Graines de *S. ngoyense*
(©EcoRCE/IAC)

¹⁴ établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

La germination

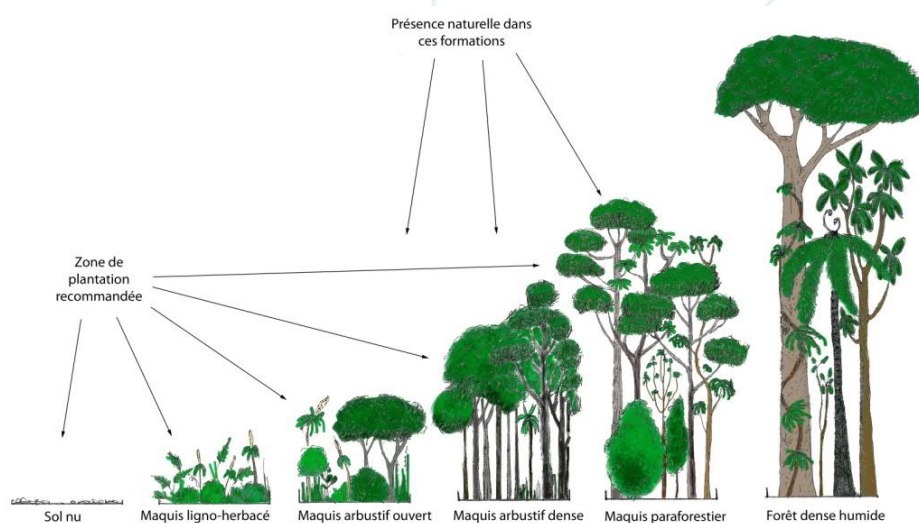
- Aucun prétraitement n'est nécessaire. Les graines ont été placées dans des boîtes de pétris sur du coton et du papier de germination avec arrosage régulier (manuelle) et mises dans des étuves de 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), de 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) temps de latence de 8, 11 et 14 jours à 20/30°C, 15/25°C et 10/20°C respectivement. En respectant le même et de 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière 12h).
- Les tests montrent des ordre des températures précédentes, le taux maximum de germination est de $96 \pm 2\%$, 100% et $99 \pm 1\%$. Cette espèce possède des graines non dormantes. Elles peuvent donc être semées tout au long de l'année.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la radicule déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

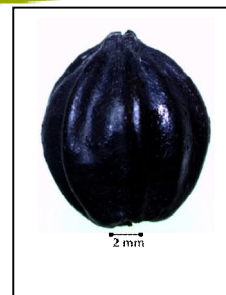
Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



Reconnaissance du fruit

- Les fruits sont des baies ovales mesurant en moyenne 14,9 x 11,5 x 10,6 mm.
- Ils contiennent en moyenne 19 graines.
- Ils sont disposés sur des cymes et insérés en position terminale des branches.



Fruit de *Tarenna hexamera*
(©EcoRCE/IAC)

La collecte

- A maturité, les fruits sont de couleur noire et sont alors récoltés dans des enveloppes en papier.
- Calendrier de collecte¹⁵:

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
X		X								X	

- La fructification a lieu tout au long de l'année avec les fruits matures relevés durant les mois de mars, novembre et janvier. La meilleure période de récolte se situe en novembre.

Le stockage

Les graines de *Tarenna hexamera* sont probablement orthodoxe (résultats du modèle de Wyse et Dickie, 2018, au niveau du genre). Résultats à approfondir.

L'extraction des graines

- Les fruits matures sont écrasés délicatement sur des tamis puis les graines sont récupérées.
- Les graines sont de couleur marron, de forme irrégulière, globalement rhomboïdale, et elles mesurent en moyenne 3,6 x 2,2 x 1,4 mm.
- Poids de 100 graines : 0,59 (± 0,04) g.
- Les graines sont albuminées et l'embryon est de type axile (spatulé).



Graines de *T. hexamera*
(©EcoRCE/IAC)

¹⁵ établi à partir des données de terrain récoltées lors du suivi phénologique de 2017-2018.

La germination

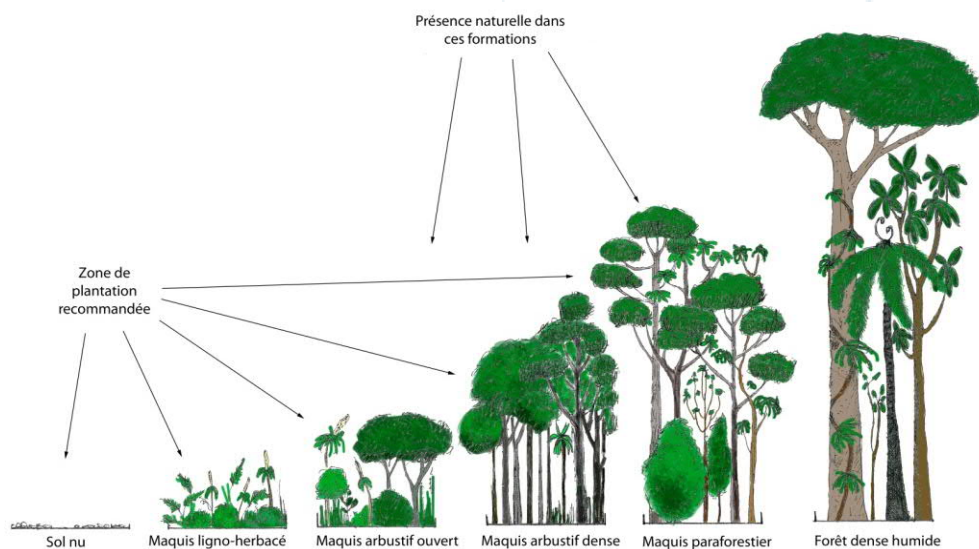
- Des tests de germination sans prétraitement à 20/30°C (20°C obscurité 12h / 30°C lumière 12h), 15/25°C (15°C obscurité 12h / 25°C lumière 12h) et 10/20°C (10°C obscurité 12h / 20°C lumière) ont été lancés.
- Les meilleurs résultats de germination sont obtenus à 20/30°C avec un temps de latence de 26 jours, un pourcentage maximal de germination de 50 ± 12 % au bout de 175 jours. Cette espèce peut donc être semée en période chaude mais sa germination sans prétraitement est longue.
- L'hypothèse d'une dormance physiologique a été émise pour cette espèce et des tests supplémentaires devront être réalisés.

La culture

- Le substrat préconisé est un mélange de 2/5 de terreau, 2/5 de topsoil du lieu de collecte et 1/5 de vermiculite. Il est possible de semer directement dans des cellules en PVC, disposées sur des plaques de germination, en surface ou alors de placer les graines préalablement germées en étuve, la racine déposée vers le bas, dans un trou de 1.5 à 2cm de profondeur, puis recouverte par le substrat.
- Une fois que les plantules sont bien développées (une dizaine de cm de haut) et qu'elles présentent un bon enracinement (racines visibles en soulevant la cellule de PVC), elles sont repiquées dans des contenants plus grand et élevées jusqu'à la prochaine plantation durant laquelle elles seront réimplantées dans le milieu naturel.

Réimplantation in situ

L'espèce se développe sur des milieux allant du maquis arbustif ouvert au maquis préforestier. De plus, elle a été observée sur des zones de cuirasse dénudée. Il paraît donc possible de la replanter sur des zones de cuirasse dénudée, ou dans des zones de replantation plus anciennes.



Synthèse et recommandations finales

❖ Rappel des objectifs

Ces travaux de thèse avaient pour objectif principal de participer à l'amélioration des connaissances sur la restauration des sites dégradés en Nouvelle-Calédonie en proposant de nouvelles pistes de réflexion intégratives. Pour ce faire deux objectifs spécifiques ont été abordés : i) d'une part évaluer les progrès de rétablissement de zones revégétalisées par plantation, par l'étude de la végétation plantée, des recrûs et de leur connexion avec les milieux naturels environnants ; et ii) d'autre part, identifier les modes de dispersion des plantes et étudier la phénologie et la germination d'espèces végétales dites « candidates » à la restauration présentant une forte plasticité phénotypique car présentes à la fois en milieu forestier et en maquis.

Ce travail a été réalisé sur « le plateau de Goro », localisé dans le sud de l'île principale, qui fait partie du massif ultramafique du sud de la Nouvelle-Calédonie.

Les résultats de cette étude devaient permettre in fine par acquisitions et analyses de nouvelles connaissances, d'amorcer la mise en place de programmes de restauration active de connectivités écologiques sur le « plateau de Goro ». Programmes, qui comme le préconise la SER, doivent prendre en compte non seulement les traits de vie des espèces (modes et distances de dispersion, types de germination et de tolérance à la dessiccation des graines, phénologie...) mais aussi l'intégration paysagère de la zone à restaurer (distances des plantations aux végétations existantes) et ce afin d'optimiser la réussite de la restauration écologique pour atteindre un écosystème cible. Cette méthode employée par une étude de cas se voulait reproductible sur d'autres zones à restaurer de la Nouvelle-Calédonie voire étendue au delà de ce seul territoire.

❖ Synthèse des principaux résultats des travaux de thèse

L'évaluation des quatre anciennes zones revégétalisées par plantation a montré des différences notables dans leur évolution vers un maquis arbustif dense, sélectionné au regard des connaissances acquises sur la zone, comme écosystème cible. Les résultats indiquent que les performances de croissance et de recouvrement des plantations varient en fonction des conditions du sol, du nombre et de la composition des espèces plantées, mais aussi de leur intégration dans la matrice paysagère.

En effet l'évaluation menée sur les 3 plantations de l' « ancienne pépinière » a montré que la plantation sur de la latérite rouge meuble (A2) est plus efficace que celles effectuées sur de la latérite jaune meuble (A3) ou sur de la cuirasse sans remodelage (A2), tant sur la hauteur moyenne que sur le recouvrement des houppiers des individus plantés, que sur le nombre de recrûs installés, qu'ils proviennent des individus plantés ou des individus présents dans les végétations environnantes. En effet les conditions d'accueil, fertilité du sol, ombrage... sont plus favorables. Par ailleurs, la plantation A3 positionnée dans un milieu plus ouvert et exposé aux vents que les deux autres, laisse suggérer que l'impact des conditions plus sèches qui limitent l'installation de recrûs, leur maintien et leur développement vers un stade avancé.

La comparaison des plantations de l' « ancienne pépinière » et de celles de la Kuebini a quant à elle permis de montrer l'influence de l'intégration des zones restaurées dans le paysage sur l'enrichissement en diversité et en nombre des espèces au sein des plantations. En effet, la plantation B est beaucoup moins connectée au milieu naturel que les plantations

de l'« ancienne pépinière » avec un flux de dispersion réduit, ce qui a pour effet concret de limiter l'apport en diversité et l'enrichissement en individus sur cette dernière. Ainsi, l'essentiel de la recolonisation de cette plantation se fait à partir des individus plantés ayant survécu. Ce faible apport extérieur est en partie compensé par le fait qu'un grand nombre d'espèces y ont été plantées (34 en B vs 3 à 4 pour celles de l'« ancienne pépinière »), ce qui lui confère au final un indice de progrès de rétablissement équivalent aux zones A1, A2 en ce qui concerne sa composition spécifique.

Dans l'ensemble, les résultats de l'analyse montrent que les plantations A1 et A2 de l'« ancienne pépinière » sont sur une assez bonne trajectoire pour atteindre le maquis arbustif dense avec des conditions beaucoup plus favorables pour la A2 qui s'est révélée être la plus développée de par le type sol et la forte connexion avec le milieu naturel environnant, alors que celles des plantations A3 et B sont plutôt moyennes à relier avec différents éléments allant du type de sol en passant par la connectivité.

Que ce soit sur ces plantations ou sur ce qui est connu par ailleurs sur les travaux de revégétalisation en Nouvelle-Calédonie, le nombre d'espèces utilisées (en moyenne 50), au regard des 2095 plantes vasculaires recensées en Nouvelle-Calédonie sur sols ultramafiques, reste assez peu élevé même s'il a été constaté une augmentation de ce nombre ces dernières années. C'est dans cette optique que nous avons souhaité proposer en travaillant sur le cas de plateau de Goro, une liste d'espèces pouvant être utilisées dans de futures opérations sur la zone. Afin de l'établir, nous avons acquis des connaissances sur leurs traits de vie et sur la composition floristique des végétations de la zone.

A partir d'une liste de 838 taxons, fournie par Vale NC, nous avons sélectionné tous ceux (hors ptéridophytes) présents dans le maquis (M, N = 201) ainsi que les taxons trouvés à la fois dans le maquis et dans la forêt humide (FM, N = 206). Sur ces 407 taxons (cf liste de l'Annexe 2.1), nous avons pu attribuer des caractéristiques de dispersion pour 97,3% d'entre-eux. La zoochorie apparaît comme le mode de dispersion le plus représenté avec respectivement 53% suivi par 14%, 17% et 13% des taxons dispersés par le vent, par le vent ou la gravité et par la gravité respectivement. Aussi, le transport des graines par les animaux est plus important en FM (64,7%) qu'en M (41,8%). Nous avons également constaté que 34% des taxons (N=407) possédaient des graines dormantes (confirmées ou probables) et que la dormance physiologique était la plus importante. A ces dernières s'ajoutent des taxons évalués (31%) comme possédant des graines non dormantes (confirmées ou probables), taxons davantage représentés chez les espèces présentes en M qu'en FM. En ce qui concerne la tolérance à la dessiccation, les graines orthodoxes sont les plus représentées avec 72,9% (confirmées ou probables) et sont plus importantes pour les taxons de M que pour ceux présents à la fois en FM. A l'inverse, les graines récalcitrantes sont plus importantes en FM qu'en M. Par ailleurs, l'analyse des données nous a permis de souligner le fait que les espèces anémochores ont principalement des graines non dormantes et orthodoxes, tandis que les espèces zoochores possèdent majoritairement des semences dormantes et récalcitrantes.

Sur la liste des 407 taxons (M plus FM), nous avons pu dénombrer 70 taxons (17,2 %) pour lesquels la germination des graines est aujourd'hui maîtrisée et qui sont utilisées en restauration écologique. Les traits de vies de ces 70 taxons ont été analysés. Quarante d'entre-eux ne sont naturellement présents qu'en maquis contre 30 présents tant en maquis qu'en forêt. L'anémochorie (42,5% en M et 40% en MF) apparaît comme le type de dispersion des graines le plus important. Les graines non dormantes sont majoritaires à la fois en M (82,5%) et en FM (90%). Pour ce qui est de la tolérance à la dessiccation,

l'orthodoxie (confirmée ou probable) a le taux le plus élevé dans les deux types de végétation (respectivement 95% et 66% en M et FM) même si la récalcitrance est plus importante proportionnellement en FM. Cette évaluation confirme le fait que les gestionnaires de restauration sur sols miniers priorisent des espèces pionnières majoritairement anémochores et qui étant abondantes dans les habitats ouverts voient leurs graines plus faciles à collecter en grandes quantités en particulier celles faciles à faire germer (non dormantes). Il apparaît donc essentiel que les espèces zoochores, sous représentées, soient étudiées davantage et mieux intégrées dans les futures programmes de restauration écologique. En Nouvelle-Calédonie, les espèces zoochores dépendant de l'abondance de leurs disséminateurs ; cependant, les principaux, le Notou (*Ducula Goliath*) et les roussettes (mégachiroptères) voient leurs populations décliner à cause d'une chasse parfois excessive et des activités humaines (modifications de l'habitat, feux, espèces envahissantes). Il conviendrait donc de poursuivre et renforcer la mise en place des mesures de gestion/protection de ces animaux afin de maintenir le transport de graines notamment celles de grande taille qui ne peuvent l'être que par ces derniers.

Enfin, partant du postulat que les espèces à utiliser, au-delà du fait qu'elles doivent appartenir au cortège floristique des végétations environnantes, devraient idéalement être présentes tout le long de la succession écologique, nous avons réalisé un travail de caractérisation des végétations de la zone afin d'évaluer leur structure et leur composition. A partir de ces données, nous avons ensuite pu évaluer la présence d'une succession écologique et établir une liste de 37 espèces végétales « candidates » à la restauration écologique. Ces espèces présentent la particularité de posséder une forte plasticité phénotypique leur permettant d'être adaptées tant aux milieux ouverts qu'aux environnements forestiers car établies comme communes tant au maquis arbustif ouvert, au maquis arbustif dense, au maquis paraforestier à *Gymnostomadeplanchenum* qu'au maquis préforestier présents sur la zone d'étude.

Parmi ces espèces « candidates », 12 ont été sélectionnées pour faire l'objet d'un suivi phénologique mensuel, pendant un cycle biologique, dans le but d'identifier les meilleures périodes de récolte des fruits et des graines. Nous avons pu constater au final que 40% d'entre-elles peuvent faire l'objet de collectes de fruits/graines entre février et mars. De plus, les fruits matures, pour la majorité des espèces étudiées, sont observés entre novembre et mars, période qui correspond à la saison chaude et humide.

Pour 11 des 12 espèces suivies phénologiquement, ainsi que pour une espèce supplémentaire collectée de manière opportuniste, des fruits/graines ont pu être récoltés et ont fait l'objet d'un ou de plusieurs tests de germination à différences alternances de températures. Parmi les espèces étudiées, cinq possèdent des graines non dormantes. Pour les six espèces restantes, des hypothèses quant à la nature de leurs dormances ont été émises.

Au final, cette étude de cas a permis de sélectionner une gamme d'espèces qui pourront être utilisées lors de la mise en place des continuités écologiques dans les zones sujettes à la fragmentation des habitats dans le grand Sud et la méthodologie employée pourra être appliquée à droits environnements tant sur sols ultramafiques que sur d'autres types de sols avec des adaptations spécifiques à chacun des milieux concernés.

❖ **Recommandations en vue d'améliorer la restauration écologique en Nouvelle-Calédonie**

Enfin, suite à ces travaux de thèse, des poursuites d'études scientifiques sur le sujet et des recommandations pratiques à destination des gestionnaires ont été émises et sont listées ci-dessous :

- La première étape essentielle d'un projet de restauration est de définir la végétation cible.
- La restauration active par plantation devra être menée sur un sol préférentiellement de latérite rouge (additionné de topsoil, données non issues de ces travaux de thèse, cf Fogliani *et al.*, 2018) qui aura préalablement été travaillé en surface.
- En fonction de la distance et de la nature des formations végétales environnantes, l'effort à fournir lors de la mise en place des plantations sera différent, car elles influencent directement le flux de dispersion. Plusieurs cas peuvent se présenter :
 - Cas 1 : si la zone à restaurer est située à proximité de la végétation naturelle et entourée par des formations végétales à forte diversité floristique (cas des plantations de l' « ancienne pépinière, cf chapitre 3), il est possible de planter un nombre peu élevé d'espèces appartenant au cortège floristique des végétations environnantes, pionnières, présentant une vitesse de croissance rapide et un houppier de large surface . Ces éléments permettront de créer une zone d'accueil favorable à des recrûs provenant des individus environnants.
 - Cas 2 : lorsque la zone dégradée est entourée de formations végétales à faible diversité floristique et que les milieux forestiers sont éloignés (cas de la plantation B, cf chapitre 3), il est préconisé de planter un nombre d'espèces plus élevé présentant les mêmes caractéristiques que celles exposées dans le cas 1.
 - Cas 3 : si la zone de plantation est très éloignée de végétations sources de propagules, il conviendra en plus de la plantation d'un nombre important d'espèces d'envisager une restauration complémentaire afin de recréer des continuités écologiques entre cette plantation de grande surface et le milieu forestier par l'utilisation de la méthode des « pas japonais » qui consiste à mettre en place une succession d'habitats (plantation d'arbre) de surface généralement réduites, distants les uns des autres et dont la structure et la composition en espèce doivent prendre en compte les mêmes caractéristiques que la végétation.
- Le nombre d'espèces zoochores utilisé dans les plantations doit augmenter proportionnellement avec l'augmentation de la distance à la végétation la plus proche et ce afin d'attirer les animaux disséminateurs et améliorer le recrutement dans la régénération naturelle des plantations et de renforcer la colonisation des plantes dans les continuités écologiques et entre eux.
- La proportion d'espèces zoochores devrait être égale ou supérieure à celle des espèces anémochores mais idéalement, il est recommandé de se rapprocher du ratio existant entre ces espèces dans le milieu de référence à restaurer.
- Des études de terrain devront être réalisées afin d'évaluer et/ou de confirmer le mode de dispersion des espèces des zones étudiées (dans le cas de la zone de Goro prioritairement les espèces candidates et plus largement les 407 espèces de M et de FM).
- Une évaluation de la distance de dispersion pour chaque espèce devrait être estimée afin d'optimiser la répartition spatiale des continuités écologiques.

- Il est recommandé d'établir une liste d'espèces candidates présentant une plasticité phénotypique leur permettant de se développer tant en milieu ouvert que fermé et participant à la succession écologique. Leur utilisation sera alors à prioriser (dans notre étude de cas une liste de 37 espèces est fournie en Annexe 4.1). Plus largement les espèces évaluées comme présentes en maquis et à la fois en maquis et en forêt selon Florical (Morat *et al.*, 2012; Munzinger *et al.*, 2016) devraient être intégrées dans les futurs projets de restauration (407 espèces dans notre cas d'étude ; Cf liste Annexe 2.1).
- Des études supplémentaires sur la phénologie, la germination et la tolérance à la dessiccation des graines devront être réalisées sur les espèces candidates non maîtrisées afin d'accroître la diversité des espèces à utiliser dans les programmes de la restauration écologique.
- La protection des roussettes et des grands oiseaux doit être assurée pour maintenir la dispersion des grosses graines et la dispersion sur de longues distances.
- Il est important de rappeler que la restauration écologique est indissociable de la conservation des habitats. Par conséquent, il est recommandé de protéger les fragments restant de forêt et les formations végétales denses (maquis dense, maquis paraforestier et maquis préforestier) aux alentours, car ils constituent des sources importantes de semences et contribuent fortement à la régénération naturelle des zones restaurées par plantation.

En complément de nos recommandations, nous pensons qu'il serait également intéressant de maîtriser la connaissance concernant les périodes de fructification des espèces à planter, car pendant ces périodes, la diversité et la densité des graines dispersées par les oiseaux augmentent. De plus, il serait également intéressant d'implanter des espèces de fructification décalée dans le temps pour avoir une disponibilité continue des fruits au sein des plantations.

Enfin, suite à ces travaux de thèse et aux divers travaux réalisés récemment (Zongo *et al.*, 2016, Bordez *et al.*, 2018, Fogliani *et al.*, 2018, Amir *et al.*, 2018) dans le but d'améliorer les pratiques de restauration écologique, nous proposons à l'avenir la mise en place de continuités écologiques dans les zones sujettes à la fragmentation. Lorsque les fragments constituant des réservoirs de biodiversité et de semences (en vert clair sur la **Fig.5.1**) sont proches, nous préconisons la mise en place de continuités en couloir linéaire et lorsqu'ils sont éloignés, nous préconisons ceux de type « pas japonais » (**Fig.5.1**). Ces derniers pourront être réalisés sans topsoil ou avec topsoil préférentiellement lorsque celui-ci est disponible (**Fig. 5.1**) et en respectant les recommandations ci-dessus (utiliser les espèces pionnières et les espèces candidates, augmenter la diversité d'espèces zoochores utilisées dans les plantations, utiliser une faible diversité spécifique dans le cas où les plantations sont réalisées près des réservoirs de biodiversité et augmenter la diversité lorsque l'on s'en éloigne). Pour obtenir de meilleurs résultats, il est également préconisé de répandre le topsoil (sources de propagules, de microorganismes et d'éléments fertiles) sur les zones de plantation (en vert foncé sur la **Fig.5.1**). Ainsi, au fil du temps, les graines présentes dans le topsoil germent et les végétaux plantés se développent en hauteur et en diamètre (T1, **Fig.5.1**). Ensuite, les individus plantés fructifient et attirent les oiseaux, ce qui entraîne la dissémination des végétaux plantés et des patchs alentours (T2, **Fig.5.1**). Enfin, les îlots s'étendent et permettent la reconnexion entre les réservoirs de biodiversité (T3, **Fig.5.1**). La

distance optimale entre les îlots reste encore à déterminer, cependant les distances de dispersion des espèces zoochores (**Annexe 3.6**) déterminées lors de l'évaluation des plantations présentent une base et doivent être implémentées.

De manière plus idéale encore, si du topsoil frais ou « vieux » (conservé sur de longues périodes, à éviter autant que possible) est accessible, il conviendrait de l'intercaler avec les plantations en « pas japonais » (en orange sur la **Fig.5.1**). Il pourra ainsi s'il est frais voir sa banque de graines germer et pourra être colonisé par dispersion. Si ce dernier est « vieux », ses capacités édaphiques permettront à minima l'installation d'espèces par colonisation.

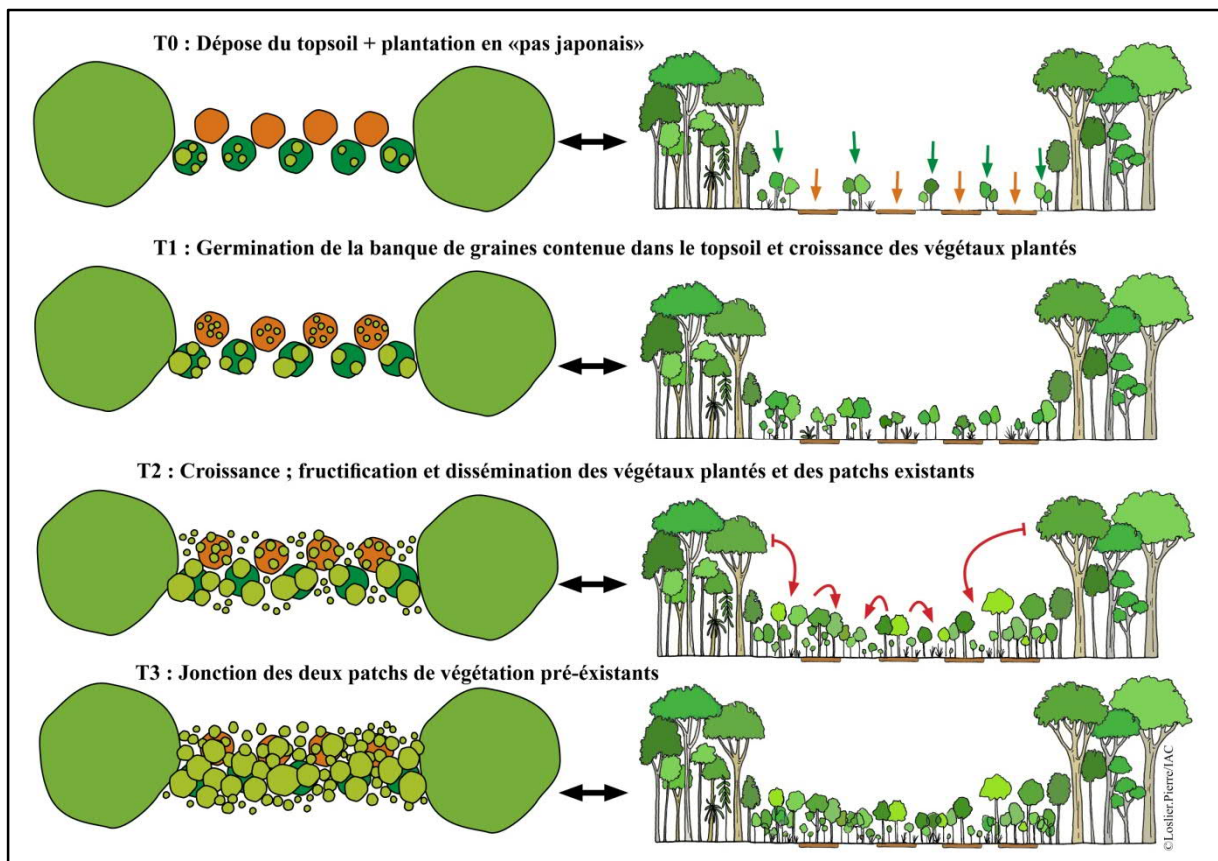


Figure 5.1. Illustration d'une restauration de continuités écologiques sous forme de « pas japonais » par l'utilisation de topsoil (en orange) et de plantation avec ou sans topsoil (en vert foncé) et évolution dans le temps pour aboutir à la restauration des connectivités (Illustrations de P. Loslier : A gauche vue de dessus, à droite vue de profil).

Bibliographie

- Aguilar R, Quesada M, Ashworth L, Herreriasdiego Y, Lobo J. (2008) Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology*, 17: 5177-5188.
- Aide TM, Ruiz-Jaén MC, Grau, HR. (2010) What is the state of tropical montane cloud forest restoration? In: Bruijnzeel LA, Scatena FN, Hamilton LS (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests Science for Conservation and Management*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 101–110.
- Amir H, Ducouso M. (2010) Les bactéries et les champignons du sol sur roches ultramafiques. In: L’Huillier L, Jaffré T, Wulff A (eds.), *Mines et Environnement en Nouvelle-Calédonie: les Milieux sur Substrats Ultramafiques et Leur Restauration*, Editions IAC, Nouméa Nouvelle-Calédonie, pp 129-146.
- Amir H, Fogliani B, Gensous S, Durrieu G, L’Huillier L, Saintpierre D, Lagrange A, Reck A, Gaillard T. (2018) Analyse et synthèse des expérimentations et actions de restauration écologique réalisées sur sites miniers en Nouvelle-Calédonie depuis 30 ans. Rapport final CNRT « Nickel & son environnement » du projet Recosynth, CNRT/UNC/IAC/SIRAS-Pacifique/Bota-Environnement, 294p.
- Amir H, Fogliani B, L’Huillier L, Gensous S, Saintpierre D, Lagrange A, Reck A, Blanchard B, Gaillard T. (2016) La restauration écologique des sites miniers : Rapport bibliographique du projet Recosynth 2016. Rapport CNRT « Nickel & son environnement », CNRT/UNC/IAC/SIRAS-Pacifique/Bota-Environnement, 56p.
- Amir H, L’Huillier L, Fogliani B, Cavaloc Y, Jourand P, Marjorel C, Hannibal L, Saintpierre D, Gunkel-Grillon P, Echevarria G, Mouchon L-C, Bonis, M-L, Montarges-Pelletier E, Maggia L, Wulff A. (2014) Caractérisation et fonctionnement du système sol/ plante/ microorganismes dans les maquis miniers. Perspectives d’application à la restauration écologique. Rapport Final - Projet ECOMINE BIOTOP - CNRT « Nickel & son environnement, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- Angleviel F. (2003) *Historiographie de la Nouvelle-Calédonie: ou l'émergence tardive de deux écoles historiques antipodéennes*. Publibook (eds), France 362 pages.
- Aubert M. (2010) Ecological restoration of a fragmented rainforest on ultramafic substrate in New Caledonia: Preliminary study for the rehabilitation of ecological corridors in the Kwe Nord Forest. *Rapport de stage de Master 2*, 102p.
- Aubréville A, Leroy J-F, MacKee HS, Morat P et al. (1967-2004) *Flore de la Nouvelle-Calédonie et Dépendances*. Volume 1-25. Muséum National d’Histoire Naturelle, Paris.
- Augspurger CK. (1979) Irregular Rain Cues and the Germination and Seedling survival of a Panamanian Shrub (*Hybanthus prunifolius*). *Oecologia* (Berl.) 44: 53-59.
- Augspurger CK. (1986) Morphology and dispersal potential of wind-dispersed diaspores of neotropical trees. *American Journal of Botany*, 73: 353-363.
- Augspurger CK. (1988) Mass allocation, moisture content, and dispersal capacity of wind-dispersed tropical diaspores. *New phytologist*, 108: 357-368.
- Augspurger CK. (1989) Morphology and aerodynamics of wind-dispersed legumes. In Stirton CH, Zarucchi JL (Eds), *Advances in Legume biology*. Missouri Botanical Garden, St Louis, pp 451-466.

- Barbosa KC, Pizo MA. (2006) Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. *Restoration Ecology*, 14: 504–515.
- Barré N, De Garine-Wichatitsky M, Lecoq R, Maillard J-C. (2003) Contribution to the knowledge of the New Caledonian imperial pigeon *Ducula goliath* (Gray 1859) with emphasis on sexual dimorphism. *Notornis*, 50 : 155–160.
- Barré N, Dutson G. (2000) Liste commentée des oiseaux de Nouvelle-Calédonie. *Alauda*, 68(3).
- Baskin JM, Baskin CC. (2004) A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research*, 14: 1-16.
- Baskin CC, Baskin JM. (1998) Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego. Xiv + 666 pages.
- Baskin CC, Baskin JM. (2014) Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego. 1600 pages.
- Beattie AJ, Culver DC. (1982) Inhumation: how ants and other invertebrates help seeds. *Nature*, 297: 627.
- Benayas JMR, Newton AC, Diaz A, Bullock JM. (2009) Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science*, 325:1121–1124.
- Benítez-Malvido J, Martínez-Ramos M. (2003) Influence of Edge Exposure on Tree Seedling Species Recruitment in Tropical Rain Forest Fragments. *Biotropica*, 35(4): 530-541.
- Bennett AF. (2003) Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN Forest Conservation Programme, Conserving Forest Ecosystem_Series_No.1(www.iucn.org/themes/fcp/publications/files/linkages_in_the_landscape.pdf)
- Berggren Å, Carlson A, Kindvall O. (2001) The effect of landscape composition on colonization success, growth rate and dispersal in introduced bush-crickets *Metrioptera roeseli*. *Journal of Animal Ecology*, 70: 663–670.
- Bernier J-S, Bolduc J, Boulet G, Bussièrès E, Dumont B, Edelmann P, Gosselin A, Légaré M, Mergl M, Michaud C, Rousseau M, Verville A, Lauzier R. (2013) Guide de bonnes pratiques Aménagement et techniques de restauration des bandes riveraines Guide de bonnes pratiques Aménagement et techniques de restauration des bandes riveraines. Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec. ISBN : 978-2-9810450-3-4
- Bierregaard Jr RO, Stouffer PC. (1997) Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. in Laurance JWF, Bierregaard RO (Eds.), Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA, pp 138-155.
- Birdlife International. (2004) Threatened Birds of world 2004. Cdrom: Birdlife International, Cambridge, UK.
- Birnbaum P, Mangeas M, Maggia L, Ibanez T, Despinoy M, Marmey P, Hequet V, Gomez C, Bideau G, Chambrey C, Vandrot H, Blanchard E. (2016) Caractérisation des connectivités structurelle et fonctionnelle des paysages fragmentés sur sols ultramafiques. Projet Corifor. CNRT Nickel & son environnement. 84 pages.

- Bischoff A. (2002) Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors of restoration. *Biological Conservation*, 104: 25–33.
- Black M, Bewley JD, Halmer P. (2006) The encyclopedia of seeds: science, technology and uses, CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Boissenin M, Gomez S, Barré N, Chambrey C, Tassin J. (2006) Interactions entre l'avifaune frugivore et la flore ligneuse en forêt sèche de Nouvelle-Calédonie. Institut Agronomique Calédonien - Programme Forêt Sèches, Nouméa.
- Bonet A, Pausas JG. (2004) Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southeastern Spain. *Plant Ecology*, 174: 257–70.
- Bollen A, Van Elsacker L, Ganzhorn JU. (2004) Relations between fruits and disperser assemblages in a Malagasy littoral forest: A community-level approach. *Journal of Tropical Ecology* 20, 599–612.
- Bordez L. (2015) Stratégies de revégétalisation des maquis miniers nickélicifères de Nouvelle-Calédonie : étude sur les potentiels biologiques des topsoils et leur gestion en vue de leur utilisation pour la restauration écologique des milieux dégradés. Thèse de doctorat de l'Université de la Nouvelle-Calédonie, 281 pages.
- Bordez L, Fogliani B, L'Huillier L, Amir H. (2018) Guide sur l'utilisation des topsoils en restauration écologique des terrains miniers de Nouvelle-Calédonie, 91 pages.
- Boyd RS. (2001) Ecological benefits of myrmecochory for the endangered chaparral shrub *Fremontodendron decumbens* (Sterculiaceae). *American Journal of Botany*, 88: 234–241.
- Bradshaw A. (1997) Restoration of mined lands - using natural process. *Ecological Engineering*, 8: 255-269.
- Bradshaw A. (2000) The use of natural processes in reclamation - advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning*, 51:89-100.
- Braun-Blanquet J. (1932) Plant sociology, the study of plant community. McGraw Hill Book Co. Inc., New York, London, 439 pages.
- Brescia FM. (2007) Amélioration des connaissances et recommandations pour la sauvegarde des populations de Mégachiroptères (Roussettes) en Province Sud de la Nouvelle-Calédonie. Institut Agronomique néo-Calédonien, Rapport d'étude n° 2/2007, 147 pages.
- Brooks RR. (1987) *Serpentine and its vegetation: a multidisciplinary approach*. Dioscorides Press, Portland, 454 pages.
- Brudvig LA, Damschen EI, Tewksbury JJ, Haddad NM, Levey DJ. (2009) Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106: 9328-9332.
- Caley MJ, Fisher R, Mengersen K. (2014) Global species richness estimates have not converged. *Trends in Ecology & Evolution*, 29: 187–188.
- Carnevale NJ, Montagnini F. (2002) Facilitating regeneration of secondary forest with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management*, 163: 217–227.

- Carpenter RJ, Read J, Jaffre T. (2003) Reproductive traits of tropical rain-forest trees in New Caledonia. *Journal of Tropical Ecology*, 19 : 351-365.
- Carriconde F, Fogliani B, Ititiaty Y, Lelièvre M, Letellier K, Maggia, L, L'Huillier L, Amir H, Cavaloc Y, Ducouso M, Galiana A, Hannibal L, Jourand P, Lebrun M. (2016) Identification d'indicateurs biologiques du fonctionnement des écosystèmes miniers restaurés (acronyme : « Bioindic ») : Rapport intermédiaire du projet Bioindic, juillet 2016. Rapport CNRT « Nickel & son environnement », CNRT/IAC/CIRAD/UNC/IRD/Univ. montpellier, 27p.
- Cateine M. (2017) La myrmecochorie en Nouvelle-Calédonie: importance du contexte et impact des fourmis introduites sur ce service. Thèse de doctorat de l'Université de la Nouvelle-Calédonie, 203 pages.
- Ceballos G, Ehrlich P, Barnosky AD. (2015) Accelerated modern human-induced losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5): e1400253.
- Chapin FSI, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel O, Hobbie ZE, Mack MC, Diaz S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405 : 234-242.
- Chartendrault V, Desmoulins F, Barré N. (2007) Oiseaux des forêts humides de la chaîne centrale Province Nord de Nouvelle-Calédonie. 135 pages.
- Chazdon RL. (2003) Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6: 51-71.
- Chazdon RL, Bodin B, Guariguata M, Lamb D, Walder B, Chokkalingam U, Shono K. (2017) Partnering with nature: The case for natural regeneration in forest and landscape restoration. FERI Policy Brief. Montreal, Canada.
- Chazeau J, Potiaroa T, Bonnet de Larbogne L, Konghouleux D, Jourdan H. (2000) Étude de la « fourmi électrique» *Wasmannia auropunctata* (Roger) en Nouvelle-Calédonie: expressions de l'invasion, moyens d'une maîtrise de la nuisance en milieu agricole, raticabilité d'une préservation des milieux naturels. Rapport de convention "fourmi électrique" n° 2472 entre la Nouvelle-Calédonie et l'IRD, 69 pages.
- Chin HF, Krishnapillay B, Stanwood PC. (1989) Seed moisture: recalcitrant vs. orthodox seeds. *Crop Science Society of America Special Publication*, 14: 15-22.
- Christian CE. (2001) Consequences of a biological invasion reveal the importance of mutualism for plant communities. *Nature*, 413: 635–639.
- Clark CJ, Poulsen JR, Connor EF, Parker VT (2004) Fruiting trees as dispersal *foci* in a semi-deciduous tropical forest. *Oecologia*, 139: 66–75.
- Collinge SK. (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 36: 59-77.
- Côme D, Corbineau F. (2000) Storage of seeds. In *Artes F, Gill MI, Conesa MA (eds.), Improving Postharvest Technologies of Fruits, Vegetables and Ornamentals*, 755-770.
- Conseil de l'Europe. (1979) Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Berne, 19.IX.1979.

- Cole RJ. (2009) Ecological and socioeconomic aspects of restoring forest in a tropical agricultural landscape, southern Costa Rica. Dissertation. University of California, Santa Cruz, California, USA.
- Cole RJ, Holl KD, Zahawi RA. (2010) Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. *Ecological Applications*, 20 (5): 1255-1269.
- Collinge SK. (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36, 59-77.
- Collinge SK. (2000) Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. *Ecology*, 81: 2211–2226.
- Côme D, Corbineau F (2000) Storage of seeds. Pages 755-770 In: Artes F, Gill MI, Conesa MA (eds) Improving Postharvest Technologies of Fruits, Vegetables and Ornamentals.
- Connell JH. (1971) On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In den Boer PJ, Gradwell GR (Eds.), dynamics of populations. Wageningen: Centre for Agricultural Publishing and documentation, 298-310.
- Cooke JA, Johnson MS. (2002) Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals : A review of theory and practice. *Environmental Review*, 10: 41–71.
- Coomes DA, Allen RB, Bentley WA, Burrows LE, Canham CD, Fagan L, Forsyth DM, Gaxiola-Alcantar A, Parfitt RL, Ruscoe WA, Wardle DA, Wilson DJ. (2005) The hare, the tortoise and the crocodile: the ecology of angiosperm dominance, conifer persistence and fern filtering. *Journal of Ecology*, 93: 918-935.
- Corbin JD, Holl KD, (2012) Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265: 37–46.
- Costello MJ, May RM, Stork NE. (2013) Can we name Earth's species before they go extinct? *Science*, 339: 413–416.
- Couvet D, Teysse re-Couvet A. (2010) Ecologie et biodiversité. Belin Editions, Paris. 336 pages.
- Cox P, Elmqvist T, Pierson E, Rainey W. (1992) Flying foxes as pollinators and seed dispersers in Pacific Island Ecosystems. *Biological Report*, 90(23).
- Cramer JM, Mesquita RCG, Williamson BG. (2007) Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological Conservation*, 137: 415-423.
- Crawford AD, Steadman KJ, Plummer JA, Cochrane A, Probert RJ. (2007) Analysis of seed-bank data confirms suitability of international seed-storage standards for the Australian flora. *Australian Journal of Botany*, 55(1).
- Crouzeilles R, Ferreira MS, Chazdon RL, Lindenmayer DB, Sansevero JBB, Monteiro L, Iribarrem A, Latawiec AE, Strassburg BBN. (2017) Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 3.

- Culver DC, Beattie AJ. (1980) The fate of Viola seeds dispersed by ants. *American Journal of Botany*, 67: 710–714.
- Cung A, Mulongoy KJ, Hoft R, Djoghla A. (2007) La biodiversité: evolution et perspectives. In : Jacquet P, Tubiana L. (eds.), regards sur la terre, 2008, Presses de Sciences Po, pp 101-110.
- da Silva JMC, Uhl C, Murray G. (1996) Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology*, 10: 491-503.
- Darvind M, Nilsson C. (1997) Seed floating ability and distribution of alpine plants along a northern Swedish river. *Journal of Végétation Science*, 8: 271-276.
- DeClerck FAJ, Chazdon R, Holl KD, Milder JC, Finegan B, Martinez-Salinas A, Imbach P, Canet L, Ramos Z. (2010) Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. *Biological Conservation*, 143 : 2301-2313.
- De Gail M. (2017) Etude de la germination d'espèces végétales du plateau de Goro en Nouvelle-Calédonie. Rapport de stage IAC/Agroparistech. Stage de césure de Master, 37p. Encadrants: Ititiaty Y, et Fogliani B.
- Degré D. (2007) Synthèse bibliographique des études scientifiques sur les corridors biologiques. Rapport de stage, 37 pages.
- De Groot RS, Blignaut J, van der Ploeg S, Aronson J, Elmqvist T, Farley J. (2013) Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology*, 27:1286–1293.
- Del Castillo RF, Rios MAP. (2008) Changes in seed rain during secondary succession in a tropical montane cloud forest region in Oaxaca, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 24:433–444.
- De OliveiraNardi K, Vera L, Scatena VL, Oriani A. (2015) Development of ovule, fruit and seed of *Xyris* (Xyridaceae, Poales) and taxonomic considerations. *Botanical Journal of the Linnean Society* 177: 619–628.
- Derroire G, Lagrange A, Tassin J. (2008). Flowering and fruiting phenology in maquis of New Caledonia. *Acta Botanica Gallica*, 155: 263-275.
- Despinoy M, Mangeas M, Birnbaum P, L'Huillier L. (2016). Dynamique de la fragmentation des Noyaux de forêt humide sur substrats ultramafiques en Nouvelle-Calédonie, Projet ŒIL (Observatoire de l'environnement Nouvelle-Calédonie) DYNAMIC, 45 pages.
- Diamond J. (1984) Biogeographic mosaics in the Pacific. in Iadovsky FJ, Raven PH, Sohmer SH (eds.), Biogeography of the tropical Pacific. *Bishop Museum Special Publication* 72, 1–13.
- Diaz S, Lavorel S, McIntyre S, Faczuk V, Casanoves F, Milchunas D, Skarpe C, Rusch G, Sternberg M, Noy-Meir I, Landsberg J, Zhang W, Clark H, Campbell BD. (2007) Plant trait responses to grazing - a global synthesis. *Global Change Biology*, 13: 313-341.
- Dobson AP, Bradshaw AD, Baker AJM (1997) Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277: 515–522.
- Dodds WK, Wilson KC, Rehmeier RL, Knight GL, Wiggam S, Falke JA, Dalgleish HJ, Bertrand KN. (2008) Comparing ecosystem goods and services provided by restored and native lands. *BioScience*, 58:837–845.

- Donohue K, Dorn L, Griffith C, Kim E, Aguilera A, Chandra R, Schmitt J. (2005a) Niche construction through germination cueing: life-history responses to timing of germination in *Arabidopsis thaliana*. *Evolution*, 59: 771–785.
- Donohue K, Dorn D, Griffith C, Kim E, Aguilera A, Polisetty C, Schmitt J, Dorn L. (2005b) Environmental and genetic influences on the germination of *Arabidopsis thaliana* in the field. *Evolution*, 59: 740–757.
- Donohue K, Rubio de Casas R, Burghardt L, Kovach K, Willis CG. (2010) Germination, postgermination adaptation, and species ecological ranges. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 41: 293–319.
- Dosch JJ, Peterson CJ, Haines BL. (2007) Seed rain during initial colonization of abandoned pastures in the premontane wet forest zone of southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 23:151–159.
- Duncan RS, Chapman CA, (1999) Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecological Applications* 9(3): 998-1008
- Dupuy JM, Chazdon RL. (2008) Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. *Forest Ecology and Management*, 255, 3716-3725.
- ELAW - Environmental Law Alliance Worldwide (2010) Guide pour l'évaluation des EIE de projets miniers. Environmental Law Alliance Worldwide. Oregon, USA.
- Ellery AJ, Chapman R. (2000) Embryo and seed coat factors produce seed dormancy in capeweed (*Arctotheca calendula*). *Australian Journal of Agricultural Research*, 51:849–854.
- Elliot S, Blakesley D, Hardwick K. (2013) Restauration des forêts tropicales: un guide pratique. Royal Botanic Gardens, Kew, 344 pages.
- Elliott S, Navakitbumrung P, Kuarak C, Zangkum S, Anusarnsunthorn V, Blakesley D. (2003) Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performances. *Forest Ecology and Management*, 184: 177–191.
- Ellis RH, Hong TD, Roberts EH. (1990) An intermediate category of seed storage behaviour?: 1. Coffee. *Journal of Experimental Botany*, 41: 1167-1174.
- Enright NJ, Bartlett RM, DeFreitas CR. (1993) Patterns of species composition, recruitment, and growth within canopy gaps in two New Zealand kauri (*Agathis australis*) forests. *New Zealand Journal of Botany*, 31: 361-373.
- Enright NJ, Miller BP, Perry GLW. (2003) Demography of the long-lived conifer *Agathis ovata* in maquis and rainforest, New Caledonia. *Journal of Vegetation Science*, 14(5): 625-636.
- Ewart AJ. (1908) On the longevity of seeds. *Proceedings of the Royal Society Victoria*, 21: 1–210.
- Fenner M, Thompson K. (2005) The ecology of seeds. *Cambridge university press*. New York. 250 pages
- Finch-Savage WE, Leubner-Metzger G. (2006) Seed dormancy and the control of germination. *New Phytologist*, 171: 501-523.
- Finegan B. (1992) The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management*, 47: 295-321.

- Finegan B. (1996) Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Tree*, 11(3): 119-124.
- Fink RD, Lindell CA, Morrison EB, Zahaki RA, Holl KD. (2009) Patch size and tree species influence the number and duration of bird visits in forest restoration plots in Southern Costa Rica. *Restoration Ecology*, 17:479–486.
- Fleming TH, Breitwisch R, Whitesides G. (1987) Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 91-109.
- Fogliani B, Amir H, Gensous S, L’Huillier L, Durieux G. (2018) Guide technique : la restauration écologique des terrains miniers, version provisoire, 69 pages.
- Fogliani B, Bouraïma-Madjèbi S, Medevielle V, Pineau R. (2004) Methods to promote germination of two Cunoniaceae species *Cunonia macrophylla* and *Geissois pruinosa* for New Caledonia. *Seed science and technology*, 32: 703-715.
- Fogliani B, Gateble G, Villegente M, Fabre I, Klein N, Anger N, Baskin CC, Scutt CP. (2017a) The morphophysiological dormancy in *Amborella trichopoda* seeds is a pleisiomorphic trait in angiosperms. *Annals of Botany*, 119: 581–590.
- Fogliani B, Ititiaty Y, Brescia F, Zongo C, L’Huillier L. (2016a) Recolonisation strategies developed by pioneer plants of New Caledonia through their seeds and implications for restoration of ecological continuum on ultramafic soils. Seed ecology V-2016 : “Seeds in the Web of Life”, 21-25 august, Caeté, Minas Gerais, Brazil (oral communication).
- Fogliani B, Ititiaty Y, Loslier P, Brescia F, Zongo C. (2016b) Study on dispersal and germination in link with the restored ecosystem dynamics. ERA (Ecology and Restoration Australasia) international joint conference of the Society for Ecological Restoration Australasia (SERA) & the New Zealand Ecological Society (NZES), 20-23 novembre, Hamilton, New Zealand (oral communication).
- Fogliani B, Ititiaty Y, Rallet A. (2015a) Test de multiplication d'espèces non maîtrisées pour la restauration écologique sur site minier de Pinpin (Fougères dicotylédones). Rapport de convention IAC/NICKEL Mining Compagny, n°5-ECORCE, 1er semestre, 19p.
- Fogliani B, Ititiaty Y, Rallet A. (2015b) Tests de multiplication d'espèces non maîtrisées pour la restauration écologique sur site minier de Pinpin (Fougères dicotylédones). Rapport de convention 1ère année IAC/NICKEL Mining Compagny, n°12-ECORCE, 32p.
- Fogliani B, Zongo C, Ititiaty Y, Kakue G. (2017b) De l'opportunité de restaurer les carrières de sable et de calcaire (Xatcha) en province des îles Loyauté. Séminaire interinstitutionnel «Quelle recherche pour le développement de la province des îles Loyauté », du 11 au 13 octobre 2017, Lifou, Nouvelle-Calédonie. (*communication orale*)
- Forest Restoration Research Unit (Forru), (2000) In: Kerby J, Elliott S, Maxwell JF, Blakesley D, Anusarnsunthorn V. (Eds.), *Tree Seeds and Seedlings for Restoring Forests in Northern Thailand*. Biology Department, Science Faculty, Chiang Mai University, Thailand.
- Forman RTT, Godron M. (1986) *Landscape ecology*. John Wiley, New York
- Gaston KJ, Blackburn TM, Goldewijk K. (2003) Habitat conversion and global avian biodiversity loss. *Proceedings of the Royal Society London*, 270 :1293-1300.
- Gensous S. (2014) Les champignons mycorhiziens à arbuscules des sols ultramafiques de Nouvelle-Calédonie. Diversité, rôle dans l'adaptation des plantes à la contrainte

- ultramafique et interaction avec des rhizobactéries promotrices de la croissance des plantes. Thèse de l'Université de Nouvelle-Calédonie, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.
- Ghose M. (2012) Management of Topsoil: the Key Element in Reclamation of Mining Areas. Editions LAP Lambert. Academic Publishing, Saarbrücken, Germany.
- Goldman SJ, Jackson K, Bursztynsky TA. (1986). *Erosion and sediment control handbook*. McGraw-Hill Publishing Company.
- Gómez C, Espadaler X. (2013). An update of the world survey of myrmecochorous dispersal distances. *Ecography*, 36: 1193–1201.
- Gomez C, Mangeas M, Curt T, Ibanez T, Munzinger J, Dumas P, Jérémy A, Despinoy M, Hély C. (2015) Wildfire risk for main vegetation units in a biodiversity hotspot: modeling approach in New Caledonia, South Pacific. *Ecology and Evolution*, 5(2): 377-90.
- Gómez C, Pons P, Bas JM. (2003) Effects of the Argentine ant *Linepithema humile* on seed dispersal and seedling emergence of *Rhamnus alaternus*. *Ecography*, 26: 532–538.
- Goosem SP, Tucker NIJ, (1995) Repairing the Rainforest—Theory and Practice of Rainforest Re-establishment in North Queensland's Wet Tropics. Wet Tropics Management Authority, Cairns.
- Grignon C, Chambrey C, Rigault F, Muzinger J (2011) Recensement du patrimoine botanique des aires protégées terrestres de la Province Sud, Synthèse de l'étude, Caractérisation et cartographie des formations végétales des 24 aires protégées terrestres de la Province Sud. IRD, AMAP, Province Sud, République Française. Unpublished report.
- Grouzis M, Sicot M. (1980) Une méthode d'étude phénologique des populations d'espèces ligneuses sahéliennes. Influences de quelques facteurs écologiques. In : Le Houérou (H.N.) ed, Les fourrages ligneux en Afrique : état actuel des connaissances, Papiers présentés au Colloque sur les fourrages ligneux en Afrique, Addis-Abeba, Ethiopie, 8-10 avril 1980, et autres contributions. Addis-Abeba, Ethiopie, CIPEA, p. 231-237.
- Grushvitzky IV. (1967) After-ripening of seeds of primitive tribes of angiosperms, conditions and peculiarities. In: Borriss H. (Eds.), *Physiologie, ökologie and biochemie der keimung*, vol. 1. Ernst-Moritz-Arndt Universität, Greifswald, Germany, pp. 320–335 + Figs. 1-8.
- Guariguata MR, Ostertag R. (2001) Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology Management*, 148: 185–206.
- Guillon JH. (1975) Les massifs péridotitiques de Nouvelle-Calédonie. Mémoire O.R.S. T.O.M. 76, 120 pages.
- Gutierrez AG, Aravena JC, Carrasco-Farias NV, Christie DA, Fuentes M, Armesto JJ. (2008) Gap-phase dynamics and coexistence of a long-lived pioneer and shade-tolerant tree species in the canopy of an old-growth coastal temperate rain forest of Chiloe Island, Chile. *Journal of Biogeography*, 35: 1674-1687.
- Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton O, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song D-X, Townshend JR. (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems, *Sciences Advance*, 1(2).

- Hardwick K, Healey J, Elliott S, Garwood N, Anusarnsunthorn V. (1997) Understanding and assisting natural regeneration processes in degraded seasonal evergreen forests in northern Thailand. *Forest Ecology and Management*, 99: 203-214.
- Hargis N, Redente E. (1984) Soil handling for surface mine reclamation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 39(5): 300–305.
- Hawksworth DL. (1995) Biodiversity, Measurement and Estimation. Springer Science & Business Media (Eds), 140 pages.
- Heenan PB, de Lange PJ (2004) *Myrsine aquilonia* and *M. umbricola* (Myrsinaceae), two new species from New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 42(5): 753-769
- Herrera JM, Garcia D. (2010). Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. *Conservation Biology*, 24: 1089– 1098
- Herrera CM, Pellmyr O. (2002) *Plant–Animal Interactions: An Evolutionary Approach*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Hobbs RJ, Harris JA (2001) Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9: 239–246.
- Hodacova D, Prach K. (2003) Spoil Heaps From Brown Coal Mining : Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology*, 11(3): 385–391.
- Hodgson JG, Grime JP. (1990) The role of dispersal mechanisms, regenerative strategies and seed banks in the vegetation dynamics of the British landscape. In: Bunce RGH, Howard DC. (Eds.), *Species Dispersal in Agricultural Habitats*. Belhaven Press, London, UK, pp. 65-81.
- Holl KD. (2002) Effect of shrubs on tree seedling establishment in abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology*, 90: 179–187.
- Holl KD. (1999) Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, 31:229–242.
- Holl KD, Aide TM. (2011) When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology Management*, 261: 1558–1563.
- Holl KD, Loik ME, Lin EH, Samuels IA. (2000) Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8: 339–349.
- Holl KD, Zahawi RA, Cole RJ, Ostertag R, and Cordell S. (2010.) Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. *Restoration Ecology*, online.
- Hopkins HCF, Pillon Y, Hoogland RD. (2014) Cunoniaceae: Flore de la Nouvelle-Calédonie, volume 26. Publication scientifique du Muséum, Paris; IRD, Marseille, 455 pages.
- Horvitz CC, Schemske DW. (1994) Effects of dispersers, gaps, and predators on dormancy and seedling emergence in a tropical herb. *Ecology*, 75: 1949–1958.
- Howe HF, Smallwood J. (1982) Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 221–228.

- Huang X, Schmitt J, Dorn L, Griffith C, Effgen S, Takao S, Koornneef M, Donohue K. (2010) The earliest stages of adaptation in an experimental plant population: strong selection on QTLS for seed dormancy. *Molecular Ecology*, 19: 1335–1351.
- Ibanez T, Hequet V, Chambrey C, Jaffré T, Birnbaum P. (2017) How does forest fragmentation affect tree communities? A critical case study in the biodiversity hotspot of New Caledonia. *Landscape Ecology*, 32: 1671–1687.
- Ibanez T, Munzinger J, Gaucherel C, Curt T, Hély C. (2013) Inferring savannah-rainforest boundary dynamics from vegetation structure and composition: a case study in New Caledonia. *Australian journal of Botany*, 61: 128-138.
- International Nickel Study Group (INSG). (2018) Word Nickel Statistics-Montly bulletin. New-Calédonia (France): B-25.
- Ititiaty Y. (2014) Coévolution et interdépendance/mutualisme faune/flore en Nouvelle-Calédonie: Etude sur la dispersion/germination en lien avec la dynamique des écosystèmes, Master 2 Mention Ecologie Biodiversité, Parcours "Biodiversité Végétale Tropicale", Université des Sciences et Techniques Montpellier 2, 19 pp + Annexes. Encadrant : B. Fogliani et C. Zongo.
- Ititiaty Y, Zongo C, Tiavouane J, Brescia F, Fogliani B. (2016) Ecosystem services restoration by seed dispersion approach, the case of the Goro plateau and germination study of some genera from New Caledonia. National Seed Science Forum, 14-16 march, Australian Botanic Gardens, Mount Annan, New South Wales, Australia (oral communication).
- Ingle NR. (2003) Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia*, 134:251–261.
- Isnard S, L'huillier L, Rigault F, Jaffré T. (2016) How did the ultramafic soils shape the flora of the New Caledonian hotspot? *Plant Soil*, 403:53–76.
- Jackes BR (2005) Revision of *Myrsine* (Myrsinaceae) in Australia. *Australian Systematic Botany* 18: 399-438
- Jaffré T. (1980) Végétation des roches ultramafiques en nouvelle-Calédonie. Travaux et documents de l'ORSTOM, 124, 273 pages.
- Jaffré T. (2000) Caractéristiques floristiques de la zone de Prony et Goro. Rapport de Consultance pour SIRAS et INCO SA. Unpublished report, 39 pages.
- Jaffré T. (2005) Conservation programmes in New Caledonia, Western Pacific: in place for the dry forest, but urgently needed for the ultramafic vegetation. *BGjournal*, 2: 13.
- Jaffré T, Bouchet P, Veillon, JM (1997a) Threatened plants of New Caledonia: Is the system of protected areas adequate? *Biodiversity and Conservation* 7: 109-135
- Jaffré T, Dagostini G, Rigault F. (2003) Identification typologie et cartographie des groupements vegetaux de basse altitude du grand sud caledonien et de la vallee de la toutouta. Convention IRD/Province Sud (Sci. Vie, Bota. Convention, n° 12), 63 pages.
- Jaffré T, Dagostini G, Rigault F, Coic N (2004) Inventaire floristique des unités de végétation de la zone d'implantation des infrastructures minières et industrielles de Goro Nickel. IRD, Nouméa, Rapport de Consultance. Unpublished report, 69 pages
- Jaffré T, Latham M. (1976) Recherches sur les possibilités d'implantation végétale sur déblais miniers. Rapport de convention ORSTOM / SLN, 16 pages.

- Jaffre T, McCoy S, Rigault F, Dagostini G. (1997b) Quelle méthode de végétalisation pour la réhabilitation des anciens sites miniers de Nouvelle-Calédonie. The ecology of ultramafic and metalliferous areas, Documents scientifiques et techniques O.R.S.T.O.M. III(2), 285-288.
- Jaffré T, Pelletier B. (1992) Plantes de Nouvelle-Calédonie permettant de revégétaliser des sites miniers. Edition S.L.N., Nouméa.
- Jaffré T, Rigault F. (1991a) Recherches sur les possibilités d'implantation végétale sur sites miniers. ORSTOM-SLN, Nouméa. (Sci. Vie, Bota. Convention, n° 4), 43 pages.
- Jaffré T, Rigault F. (1991b) Recherches sur les possibilités d'implantation végétale sur sites miniers. ORSTOM-SLN, Nouméa. (Sci. Vie, Bota. Convention, n° 5), 77 pages.
- Jaffré T, Rigault F, Dagostini G. (1998) Impact des feux de brousse sur les maquis ligno-herbacés des roches ultramafiques de Nouvelle-Calédonie. *Adansonia*, sér. 3, 20: 173-189.
- Jaffré T, Rigault F, Dagostini G, Tinel-fambart J, Wulff A, Munzinger J. (2004). Input of the different vegetation units to the richness and endemism of the New Caledonian flora, in 11th Pacific Science Inter-Congress (Tahiti), 3–6.
- Jaffré T, Rigault F, Munzinger J. (2008) Identification and characterization of floristic groups in dry forest relicts of a west coast region of New Caledonia. *Pacific Conservation Biology*, 14: 128-145.
- Jaffré T, Rigault F, Sarrailh JM. (1993) Essais de revégétalisation par des espèces locales d'anciens sites miniers de la région de Thio. ORSTOM-CIRAD-Provence Sud-SLN, Nouméa. (Sci. Vie, Bota. Convention, n°7), 31 pages.
- Jaffré T, Rigault F, Sarrailh JM. (1994) Végétalisation des anciens sites miniers. Dossier Nouvelle-Calédonie. *Bois et Forêts des Tropiques*, 242 : 45-57.
- Jaganathan GK, Yule K, Liu B. (2016) On the evolutionary and ecological value of breaking physical dormancy by endozoochory. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 22: 11-22.
- Janzen, DH. (1970) Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104: 501-528.
- Jayasuriya KMG, Wijetunga ASTB, Baskin JM, Baskin CC. (2010) Recalcitrancy and a new kind of epicotyl dormancy in seeds of the understory tropical rainforest tree *Humboldtia laurifolia* (Fabaceae, Caesalpinioideae). *American Journal of Botany*, 97: 15–26.
- Jones HP, Schmitz OJ. (2009) Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLOS ONE*, 4.
- Jordan WR, Gilpin ME, Aber JD. (1987) Restoration ecology : A synthetic approach to ecological research. (Eds.), Cambridge.
- Jordano, P. (1995) Angiosperm fleshy fruits and seed dispersers: a comparative analysis of adaptation and constraints in plant-animal interactions. *American Naturalist*, 145: 163-191.
- Jordano P. (2000) Fruits and frugivory. In: Fenner M, (Eds.), Seeds: the ecology of regeneration in plant communities. Commonwealth Agricultural Bureau International, Wallingford, UK , pp 125–166.

- Johnson LAS, Briggs BG. (1963) Evolution in the Proteaceae. *Australian Journal of Botany*, 11: 21-61.
- Jost C. (1998) Perception sociale et dimensions culturelles d'un nouveau projet minier en Nouvelle Calédonie. Dans : Le voyage inachevé... à Joël Bonnemaïson, ORSTOM, Paris pp 486-492.
- Jourdan H, Brescia F, Vidal E. (2014) Programme R_Mines. Impacts des espèces invasives sur les communautés de reptiles des massifs miniers. Programme CNRT, Rapport final 91pages + Annexes.
- Kettle CJ, Ennos RA, Jaffre T, McCoy S, Le Borgne T, Gardner M, Hollingsworth PM. (2011) Importance of demography and dispersal for the resilience and restoration of a critically endangered tropical conifer *Araucaria nemorosa*. *Diversity and Distributions*: 1-12.
- Kurten EL. (2013) Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, 163: 22–32.
- Kiviniemi K (1996) A study of adhesive seed dispersal of three species under natural conditions. *Acta Botanica Neerlandica*, 45: 73-83.
- Kiviniemi K, Telenius A. (1998) Experiments on adhesive dispersal by wood mouse: seed shadows and dispersal distances of 13 plant species from cultivated areas in southern Sweden. *Ecography*, 21: 108-116.
- Koch JM. (2007) Restoring a Jarrah Forest Understorey Vegetation after Bauxite Mining in Western Australia. *Restoration Ecology*, 15 : 26–39.
- Koch JM, Ward SC, Grant CD, Ainsworth GL. (1996) Effects of bauxite mine restoration operations on topsoil seed reserves in the jarrah forest of Western Australia. *Restoration Ecology*, 4 : 368–376.
- Kovar P. (2004). Natural Recovery of Human-made Deposits in Landscape (Biotic Interactions and Ore/Ash-slag Artificial *Ecosystems*). P. Kovar, Eds. Prague Academy. Prague.
- Kundu NK, Ghose MK. (1997) Shelf life of stock-piled topsoil of an opencast coal mine. *Environment Conservation*, 24: 24-30.
- Kurten EL (2013) Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, 163: 22–32
- Kuusipalo J, Goran A, Jafarsidik Y, Otsamo A, Tuomela K, Vuokko R. (1995) Restoration of natural vegetation in degraded *Imperata cylindrica* grassland: understory development in forest plantations. *Journal of Vegetation Science*, 6: 205–210.
- Lagadec G. (2004) La stratégie des firmes multinationales face aux États : le cas de l'exploitation du nickel calédonien. *Mondes en Développement*, 32: 1-125.
- Lagrange A. (2009). Etudes écologique et microbiologique des espèces du genre *costularia* (cyperaceae), pionnières des sols ultramaïques en Nouvelle-Calédonie : application à la restauration écologique. Thèse de l'Université de la Nouvelle-Calédonie.
- Lamb D, Parrotta J, Keenan R, Tucker NIJ. (1997) Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. In: Laurence WF, Bierrgaard Jr, RO. (Eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, IL, pp. 366–385.

- Larcher W. (2003) *Physiological Plant Ecology: ecophysiology and stress physiology of Functional Groups*, Springer Science & Business Media, 513 pages.
- Laurance WF. (2000) Do edge effects occur over large spatial scales? *Tree*, 15(4): 134-135.
- Laurance WF, Delamônica P, Laurance SG, Vasconcelos HL, and Lovejoy TE. (2000) Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 836.
- Laurance WF, Nascimiento HEM, Laurance SG, Andrade AC, Fearnside PM, Ribeiro JEL, Capretz RL. (2006) Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology*, 87(2): 469-482.
- Lawton JR, May RM. (1995) *Extinction rates*. Oxford University Press, Oxford. 233 pages
- Lavorel S, Grigulis K, Lamarque P, Colace M, Garden D, Girel J, Pellet G, Douzet R. (2011) Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 99: 135-147.
- Lengyel S, Gove AD, Latimer AM, Majer JD, Dunn RR. (2009) Ants sow the seeds of global diversification in flowering plants. *PLoS ONE*, 4: e5480
- Lengyel S, Gove AD, Latimer AM, Majer JD, Dunn RR. (2010). Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: a global survey. *Perspective Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12: 43–55.
- Leprince O, Hendry G, McKersie B. (1993) The mechanisms of desiccation tolerance in developing seeds. *Seed Science Research*, 3(4): 231-246.
- L'Huillier L. (2007) Assessment of soil seed banks for rehabilitation of nickel mines in New Caledonia. In: Turner S, Merritt D, Clarke S, Commander L, Dixon K. (eds.), *Proceedings of the Seed Ecology. Conference, 9-13 September, Perth, Australia*. Kings Park and Botanic Garden, Perth, Australia. page 51.
- L'Huillier L, Jaffré T, Wulff A. (2010) Mine et environnement en Nouvelle-Calédonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration. IAC Editions, in press, Nouvelle-Calédonie.
- Linkies A, Graeber K, Knight C, Leubner-Metzger G. (2010) The evolution of seeds. *New Phytologist*, 186: 817–831.
- Loslier P. (2016) Etude de la dispersion et germination d'espèces végétales du plateau de Goro en lien avec les écosystèmes restaurés. Rapport de stage IAC/Université de Caen/Basse Normandie, Institut de biologie fondamentale et appliquée. Master 2 ECOCAEN "Gestion et valorisation agro-environnementales", 93p. Encadrants: Ititiaty Y, et Fogliani B.
- Luçon S, Marion F, Niel JF, Pelletier B. (1997) Réhabilitation des sites miniers sur roches ultramafiques en Nouvelle-Calédonie. In : Jaffré T, Reeves RD, Becquer T (eds). *Écologie des milieux sur roches ultramafiques et sur sols métallifères*, ORSTOM, Nouméa. 297-303 p.
- Mack RN, Simberloff D, Mark Lonsdale W, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689–710.

- Magnago LFS, Edwards DP, Edwards FA, Magrach A, Martins SV, Laurance WF (2014) Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102(2): 475–485
- Mannheimer S, Bevilacqua G, Caramaschi EP, Scarano FR. (2003) Evidence for seed dispersal by the catfish *Auchenipterichthys longimanus* in an Amazonian lake. *Journal of Tropical Ecology*, 19: 215-218.
- Martin AC. (1946) The comparative internal morphology of seeds. *The American Midland Naturalist Journal*, 36: 513–660.
- Martinez-Garza C, Howe HF. (2003) Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. *Journal of Applied Ecology*, 40:423–429.
- Mazliak P. (1982) *Physiologie végétale, croissance et développement tome III*. Ed. Hermann éditeurs des sciences et des arts, collecte méthodes, paris. 575 pages.
- McConkey KR, Drake DR. (2015) Low redundancy in seed dispersal within an island frugivore community. *AoB PLANTS* 7: plv088.
- McCoy S. (2012) Native Species Mine Restoration on the Goro Nickel Project Area in New Caledonia. Conference paper for conference on restoration of degraded sites organized in Fidji.
- McCoy S. (1998) The dynamics of *Gymnostoma maquis* on ultramafic soils in New Caledonia. Ph.D Dissertation, Australian National University, Canberra.
- McCoy S, Jaffré T, Rigault F, Ash JE. (1999) Fire and succession in the ultramafic maquis of New Caledonia. *Journal of biogeography*, 26: 579-594.
- McCoy S, Kurpisz D, Newedou S. (2002). *Species selection for revegetation of the Goro Nickel Project area in New Caledonia*. In : Proceedings of the 26th Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium. Dawson Creek, pp 213- 225.
- McDonald T, Gann GD, Jonson J, Dixon KW (2016) International Standards for the Practice of Ecological Restoration – Including Principles and Key Concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, DC.
- Meddour R. (2011) La méthode phytosociologique sigmatiste. Consulté le 10 avril 2012. Tiré de http://www.tela-botanica.org/page:methode_phytosociologique_sigmatiste.
- Meehan HJ, McConkey KR, Drake DR. (2002) Potential disruptions to seed dispersal mutualisms in Tonga, Western Polynesia. *Journal of Biogeography*, 29: 695–712.
- Menges ES. (2008) Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? *Australian Journal of Botany*, 56: 187-196.
- Mesquita RCG, Ickes K, Ganade G, Williamson BG (2001) Alternative successional pathways in the Amazon basin. *Journal of Ecology*, 89: 528–537.
- Mickleburgh SP, Hutson AM, Racey PA. (1992) Old World Fruit Bats : An Action Plan for their Conservation. IUCN, Gland, Switzerland
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), (2005) *Ecosystems and human well being: Synthesis*. Island Press, Washington D.C.
- Ministry of Forests Lands and Natural Resource Operations. (1997) *Soil Rehabilitation Guidebook* (Forest Pra). British Columbia Government. Retrieved from <https://www.for.gov.bc.ca/tasb/legsregs/fpc/fpcguide/soilreha/rehabtoc.htm>

- Moll D, Jansen KP. (1995) Evidence for a role in seed dispersal by two tropical herbivorous turtles. *Biotropica*, 27: 121-127.
- Montagnini F. (2008) Management for sustainability and restoration of degraded pastures in the Neotropics. In: Myster RW. (Eds.), *Post-Agricultural Succession in the Neotropics*. Springer, New York, USA, pp. 265–295.
- Mora C, Tittensor DP, Adl S, Simpson AGB, Worm B. (2011). How many species are there on Earth and in the ocean? *PLOS Biol*, 9: e1001127.
- Morat P, Jaffré T, Tronchet F, Munzinger J, Pillon Y, Veillon J-M. and Chalopin M. (2012) Le référentiel taxonomique FLORICAL et les caractéristiques de la flore vasculaire indigène de la Nouvelle-Calédonie. *Adansonia sér.* 3, 34(2): 177-219.
- Morat P, Jaffré T, Veillon JM, Mackee HS. (1981) Type de temps et cyclones, Pl. 10. Atlas de la Nouvelle-Calédonie, ORSTOM, Paris.
- Morat P, Veillon JM, MacKee HS. (1986) Affinités floristiques et considérations sur l'origine des maquis miniers de la Nouvelle-Calédonie. *Adansonia*, 2: 133-182.
- Morrison EB, Lindell CA, Holl KD, Zahawi RA. (2010) Patch size effects on avian foraging behaviour: implications for tropical forest restoration design. *Journal of Applied Ecology*, 47: 130-138.
- Munzinger J, Dagostini G, Rigault F, Kurpisz D. (2007) Inventaire de la réserve de la Forêt Nord. Expertise pour Goro-Nickel SA, IRD, Nouméa. Rapport de convention IRD-VALE NC.
- 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 N°6024-60/2005, 74 pages.
- Munzinger J, Morat PH, Jaffré T, Gâteblé G, Pillon Y, Tronchet F, Veillon JM, and Chalopin M. (2016) FLORICAL: Checklist of the vascular indigenous flora of New Caledonia. vers. 22.IV.2016.
- Muscarella R, Fleming TH. (2007) The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews*, 82: 573– 590.
- Myers N. (1988) Threatened biotas: 'hot spots' in tropical forests. *The Environmentalist*, 8: 87–208.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- Nascimento HEM, Andrade ACS, Camargo JL, Laurance WF, Laurance SG, and Ribeiro J EL. (2006) Effects of the Surrounding Matrix on Tree Recruitment in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology*, 20(3): 853-860.
- Nicotra AB, Chazdon RL, Iriarte SVB. (1999) Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. *Ecology*, 80(6): 1908-1926.
- Nikolaeva MG. (1969) Physiology of deep dormancy in seeds. In: Konovalov IN. (eds.), (Translated from the Russian by Z. Shapiro.) U.S. Department of Commerce, Clearinghouse for Federal Scientific and Technical Information, Springfield, Virginia, USA.

- Nikolaeva PG. (1977) Factors controlling the seed dormancy pattern. *In* Khan AA. (eds.), The physiology and biochemistry of seed dormancy and germination, North-Holland, Amsterdam, The Netherlands, pp 51-74.
- Norden N, Angarita HA, Bongers F, Martínez-Ramos M, Granzow-de la Cerda I, Van Breugel M, Lebrija-Trejos E, Meave JA, Vandermeer J, Williamson GB, Finegan B, Mesquita R, Chazdon RL. (2015) Successional dynamics in neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A*, 112: 8013–8018.
- Oedin M, Brescia F, Boissenin M, Cassan JJ, Vidal E, Millon A. (2018) Monitoring the trend in harvested species of high cultural significance: the case of flying-foxes in New Caledonia. Australasian Bat Society Conference, Western Sydney University, Richmond, NSW, Australia (3-6 April 2018). The Australasian Bat Society Newsletter, Number 50, Early 2018, p 43
- Parrotta JA. (1993) Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as "foster ecosystems". in Lieth H, Lohmann M. (Eds.), Restoration of tropical forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers, The Hague, The Netherlands, pp 63-73.
- Parrotta JA, Engel VL. (2001) Direct seedling of native species is lowcost method of of restoring forests on degraded agricultural lands (Sao Paulo ~ State, Brazil). *Ecological Restoration*, 19:174–175.
- Parrotta JA, Knowles OH. (1999) Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian amazon. *Restoration Ecology*, 7(2): 103–116.
- Parrotta J, Turnbull J, Jones N. (1997) Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology Management* 99 : 1–7.
- Pelletier B. (1990) De la prospection à la mine. Edition SLN, Nouméa, 45 pages.
- Pelletier B. (2003) Les methodes d'exploitation et de revegetalisation mises en place deouis les années 70 sur les mines de nickel de Nouvelle-Caledonie. Bulletin de l'Union Française des Géologues, Département Géologie-Sondages, Société Le Nickel, Nouméa 7 p.
- Pelletier B, Esterle M. (1995) Revegetation of nickel mines in New Caledonia. Colloquium : Quelle recherche française en environnement dans le Pacifique Sud ? Bilan et Perspectives, Paris, 9 p.
- Pereira HM, Leadley PW, Proenca V, Alkemade R, Scharlemann JPW, Fernandez - Manjarres JF, Araujo MB, Balvanera P, Biggs R, Cheung WWL, Chini L, Cooper HD, Gilman EL, Guenette S, Hurtt GC, Huntington HP, Mace GM, Oberdorff T, Revenga C, Rodrigues P, Scholes RJ, Sumaila UR, Walpole M. (2010) Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330: 1496–1501.
- Perrier N, Amir H, Collin F. (2006) Occurrence of mycorrhizal symbioses in the metal-rich lateritic soils of the Koniambo Massif, New Caledonia. *Mycorrhiza*, 16: 446-458
- Picard M. (1999) L'archipel néo-calédonien : 300 millions d'années pour assembler les pièces d'un puzzle géologique. Centre de documentation pédagogique de Nouvelle-Calédonie, Impression Graphoprint 102 pages.

- Pickering CM, Mount A. (2010) Do tourists disperse weed seed? A global review of unintentional human-mediated terrestrial seed dispersal on clothing, vehicles and horses. *Journal of Sustainable Tourism*, 18: 239–56.
- Pimm SL, Jenkins CN, Abell R, Brooks TM, Gittleman JL, Joppa LN, Raven PH, Roberts CM, Sexton JO. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344: 1246752.
- Plunkett GM, Lowry PP. (2001) Relationships among “ancient araliads” and their significance for the systematics of Apiales. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 19: 259–276.
- Poisot T, Bever JD, Nemri A, Thrall PH, Hochberg ME. (2011) A conceptual framework for the evolution of ecological specialisation. *Ecology Letters*, 14: 841–851.
- Popovkin AV, Faria AD, Swenson U. (2016) *Pouteria synsepala* (Sapotaceae: Chrysophylloideae): a new species from the northern littoral of Bahia, Brazil. *Phytotaxa*, 286: 39–46.
- Powers JS, Haggard JP, Fisher RF. (1997) The effect of overstorey composition on understorey woody regeneration and species richness in a 7-year-old plantation in Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 99: 43–54.
- Prach K, Pyšek P, Bastl M. (2001). Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science*, 4(1) : 83–88.
- Proctor J. (2003) Vegetation and soil and plant chemistry on ultramafic rocks in the tropical Far East. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6:105-124.
- Rachmawati H, Iriantono D, Hansen CP. (2002) *Gmelina arborea* Roxb. Seed Leaflet No. 62. Danida Forest Seed Centre, Denmark.
- Rands MRW, Adams WM, Bennun L, Butchart SHM, Clements A, Coomes D, Entwistle A, Hodge I, Kapos V, Scharlemann JPW, Sutherland WJ, Vira B. (2010) Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science*, 329: 1298–1303.
- Rey Benayas JM, Bullock JM, Newton AC. (2008) Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and Environment*, 6: 329–336.
- Rich AC, Dobkin DS, Niles LJ. (1994) Defining Forest Fragmentation by Corridor Width: The Influence of Narrow Forest-Dividing Corridors on Forest-Nesting Birds in Southern New Jersey. *Conservation Biology*, 8(4): 1109-1121.
- Richardson PJ, MacDougall AS, Larson DW. (2012) Fine-scale spatial heterogeneity and incoming seed diversity additively determine plant establishment. *Journal of Ecology*, 100 : 939–949.
- Richer de Forges B, Pascal M. (2008) La Nouvelle-Calédonie, un « point chaud » de la biodiversité mondiale gravement menacé par l’exploitation minière. *Journal de la société des océanistes*, pp. 95-112.
- Rigg LS, Enright NJ, Jaffre T, Perry GLW. (2010) Contrasting Population Dynamics of the Endemic New Caledonian Conifer *Araucaria laubenfelsii* in Maquis and Rain Forest. *Biotropica*, 42(4): 479-487.

- Rehounkova K, Prach K. (2010) Life-history traits and habitat preferences of colonizing plant species in long-term spontaneous succession in abandoned gravel-sand pits. *Basic and Applied Ecology*, 11: 45–53.
- Roberts EH. (1973) Predicting the storage life of seeds. *Seed Science and Technology*, 1: 499-514.
- Robinson GR, Handel SN. (2000) Directing spatial patterns of recruitment during an experimental urban woodland reclamation. *Ecological Applications*, 10: 174–188.
- Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG. (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142: 1242–1251.
- Rokich DP, Dixon KW, Sivasithamparam K, Meney KA. (2000) Topsoil Handling and Storage Effects on Woodland Restoration in Western Australia. *Restoration Ecology*, 8: 196–208.
- Rouhi-Boroujeni H, Heidarian E, Rouhi-Boroujeni H, Deris F, Rafieian-Kopaei M. (2017) Medicinal Plants with multiple effects on cardiovascular diseases: a systematic review. *Current Pharmaceutical Design*, 23(7): 999 – 1015.
- Ruiz-Jaen MC, Aide TM. (2005a) Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology*, 13(3): 569–577.
- Ruiz-Jaen MC, Aide MT. (2005b) Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration successes. *Forest Ecology and Management*, 218: 159–173.
- Sansevero JBB, Prieto PV, Moraes LFD, Rodrigues PJP. (2011) Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology*, 19: 379–389.
- Sarrailh JM. (2001) *Bilan des recherches menées par l'IAC sur la revégétalisation des sites miniers*.
- Saunders DA, Hobbs RJ, and Margules CR. (1991) Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5(1): 18-32.
- Schlawin JR, Zahawi RA. (2008) 'Nucleating' succession in recovering neotropical wet forests: the legacy of remnant trees. *Journal of Vegetation Science*, 19: 485–492.
- Seabloom EW, Williams JW, Slayback D, Stoms JH, Dobson AP. (2006) Human impacts, plant invasion, and imperiled plant species in California. *Ecology*, 16 : 1338–1350.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique - SCDB (2011) Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 et les Objectifs d'Aichi. Site internet : <http://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-EN.pdf>
- SER (Society for Ecological Restoration International & Policy Working Group) (2004) The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Washington, DC, www.ser.org.
- Sheoran V, Sheoran AS, Poonia P. (2010) Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation : A Review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*, 3: 1–21.
- Sieving KE, Willson MF, and De Santo TL. (2000) Defining Corridor Functions for Endemic Birds in Fragmented South-Temperate Rainforest. *Conservation Biology*, 14(4): 1120-1132.

- Simpson GM. (1990) Seed dormancy in grasses. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Singh AN, Singh JS. (2006) Experiments on ecological restoration of coal mine spoil using native trees in a dry tropical environment, India: a synthesis. *New Forests*, 31: 25-39.
- Soltani E, Baskin CC, Baskin JM, Heshmati S, Mirfazeli MS. (2018) A meta-analysis of the effects of frugivory (endozoochory) on seed germination: role of seed size and kind of dormancy. *Plant Ecology*, 219(11): 1283-1294.
- Sorensen AE. (1986) Seed dispersal by adhesion. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 443-463.
- Stamp NE, Lucas JR. (1983) Ecological correlates of explosive seed dispersal. *Oecologia*, 59: 272-178.
- Stevenson J, Hope G. (2005) A comparison of late Quaternary forest changes in New Caledonia and northeastern Australia. *Quaternary Research*, 64: 372 – 383.
- Swaine MD, Whitmore TC. (1988) On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetation*, 75: 81-86.
- Sweedman L, Merrit D. (2006) Australian seeds a guide to their collection, identification and biology. CSIRO Publishing, Melbourne, Botanic Gardens and Parks Authority, Perth, and Millennium Seed Bank, Royal Botanic Gardens, Kew (eds).
- Tacey WH. (1978). Establishment and diversity of jarrah forest flora on bauxite mined areas. *In: Fox JED. (Ed.), Proceedings of a meeting on Rehabilitation of Mined Lands in Western Australia. Perth: Western Australia Institute of Tehcnology, pp. 87–92.*
- Tacey WH, Glossop BL. (1980). Assessment of Topsoil Handling Techniques for Rehabilitation of Sites Mined for Bauxite within the Jarrah Forest of Western Australia. *Journal of Applied Ecology*, 17(1): 195.
- Takos IA. (2001) Seed dormancy in bay laurel (*Laurus nobilis* L .). *New Forests*, 21: 105 – 114.
- Tassin J, Barre N, Bouvet J-M. (2008) Effect of ingestion by *Drepanoptila holosericea* (Columbidae) on the seed germination of *Santalum austrocaledonicum* (Santalaceae). *Journal of Tropical Ecology*, 24:215–218.
- Tassin J, Boissenin M, Barré N. (2010) Can *Ptilinopus greyii* (Columbidae) Disperse seeds in New Caledonia's Dry forests? *Pacific science*, 64: 527-532.
- Thokchom R, Maitra S, Sharma S (2017) *In vitro* Mass Propagation of Endangered Terrestrial Orchid *Phaius tankervilleae* (L'Her.) Blume through Green Seed Pod Culture. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*: 6(5): 722-728
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, van Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Pjilips OL, Williams SE. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145-148.
- Thomson FJ, Moles AT, Auld TD, Kingsford RT. (2011) Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology*, 99: 1299–1307.

- Tiavouane J, Kurpisz D, Fogliani B, L'Huillier L. (2014) Etude d'espèces cicatriciennes endémiques candidates à la reconstitution d'une couverture forestière en milieu de maquis dans le Grand Massif du Sud. IAC, rapport de convention, 70p.
- Toublanc-Lambault O, Pouteau R, Davezies M, Marron M, Pain A, Fogliani B, Marmey P. (2019) Environmental correlates for seed desiccation sensitivity of New Caledonian plant species. *Pacific science*, in press.
- Tucker NIJ. (2000) Wildlife colonisation on restored tropical lands: what can it do, how can we hasten it and what can we expect? *In*: Elliott S, Kerby J, Blakesley D, Hardwick K, Woods K, Anusarnsunthorn V. (Eds.), *Forest Restoration for Wildlife Conservation*. Chiang Mai University, pp. 278–295.
- Tucker NIJ, Murphy TM. (1997) The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observation from the Wet Tropics of North Queensland. *Forest Ecology Management*, 99: 133–152.
- Tweddle JC, Dickie JB, Baskin CC, and Baskin JM. (2003) Ecological aspects of seed desiccation sensitivity. *Journal of Ecology*, 91: 294-304.
- Union Européen. (1979) Directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979 concernant la conservation des oiseaux sauvages. Journal officiel de l'Union Européenne. (JO L 103 du 25.4.1979, p. 1)
- Union Européen. (1992) Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages (JO L 206 du 22.7.1992, p. 7-50)
- Utard S. (2015) Etude diachronique des fragments forestiers du Grand Sud Calédonien. Mémoire de master, Agrocampus Angers, 26p.
- Van Assche JA, Vandeloos FEA. (2006) Germination ecology of eleven species of Geraniaceae and Malvaceae, with special reference to the effects of drying seeds. *Seed Science Research*, 16: 283– 290.
- Van der Pijl L. (1982) *Principles of Dispersal in Higher Plants*. 3rd Edn. Springer-Verlag, New York.
- Van Etten EJ, Neasham B, Dalgleish S. (2014) Soil seed banks of fringing salt lake vegetation in arid Western Australia - density, composition and implications for postmine restoration using topsoil. *Ecological Management & Restoration*, 15: 239–242.
- Vander Wall SB. (1990) *Food Hoarding in Animals*. Chicago: University of Chicago press.
- Vegelin K, Van Diggelen R, Verweij G, Heincke T. (1997) Wind dispersal of a species-rich fen-meadow (*Polygonio-Cirsietum oleracei*) in relation to the restoration perspectives of degraded valley fens. *In*: Cooper A, Power J. (Eds.), *Species Dispersal and Land Use Process*, Aberdeen: IALE (UK), pp.85-92.
- Veillon JM. (1971) Une Apocynaceae monocarpique de Nouvelle-Calédonie *Cerberiopsis candelabrum*. *Adansonia Ser 2*, 11: 625-39.
- Venable DL. (2007) Bet hedging in a guild of desert annuals. *Ecology*, 88: 1086–1090.
- Venable DL, Brown JS. (1988) The selective interactions of dispersal, dormancy, and seed size as adaptations for reducing risk in variable environments. *American Naturalist*, 131: 360-384.

- Vos C, Baveco H, Grashof-Bokdam C. (2002) Corridors and species dispersal. In: Gutzwiller K. (Eds.), *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer, New York, pp. 84–104.
- Vieira ICG, Uhl C, Nepstad D. (1994) The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a 'succession facilitator' in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. *Vegetation*, 115: 91–99.
- Walker LR, Hölzel N, Marrs R, del Moral R, Prach K. (2014) Optimization of intervention levels in ecological restoration. *Applied Vegetation Science*, 17(2): 187–192.
- Walker K J, Stevens PA, Mountford JO, Manchester Pywell SRF. (2004) The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation*, 119: 1–18.
- Ward SC, Slessar GC, Glenister DJ, Coffey PS. (1996) Environmental resource management practices of Alcoa in southwest Western Australia. In: Mulligan D. (Eds.), *Environmental management in the Australian minerals and energy industries—principles and practices*. UNSW Press, Sydney, Australia, pp 383–402
- Watts K, Handley P. (2010) Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Ecological Indicators*, 10: 552–557.
- Way M. (2003) Collecting seeds from non-domesticated plants for long-term conservation. In: Smith RD, Dickie JB, Linington SH, Pritchard HW, Probert RJ, (Eds.), *Seed conservation: turning science into practice*. Kew (UK): Royal Botanic Gardens Kew. pp. 163–201.
- Webb CJ, Simpson MJA. (2001) *Seeds of New Zealand gymnosperms and dicotyledons*. Christchurch, NZ, Manuka Press, 428 pages.
- Webb LJ, Tracey JG. (1981) Australian rainforests: patterns and change. In: Keast A. (eds.), *Ecological biogeography of Australia*. Vol. 1, Dr W. Junk, The Hague, pp 607–694.
- White E, Tucker N, Meyers N, Wilson J. (2004) Seed dispersal to revegetated isolated rainforest patches in North Queensland. *Forest Ecology and Management*, 192:409–426.
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP. (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soule ME (ed) *Conservation biology. The Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer, pp 237–256.
- Williams P, Hannah L, Andelman S, Midgley G, Araújo M, Hughes G, Manne L, Martinez-Meyer E, Pearson R. (2005) Planning for climate change: identifying mini-mum-dispersal corridors for the Cape proteaceae. *Conservation Biology*, 19: 1063–1074.
- Willson MF, Irvine AK, Walsh NG. (1989) Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons. *Biotropica*, 21: 133–147.
- Willson MF, Traveset A. (2000) The ecology of seed dispersal. In: Fenner M. (Eds.), *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. CAB International, UK, pp 85–110.
- Willson MF, Traveset A. (1992) The ecology of seed dispersal. In: Fenner M. (eds.), *The Ecology of Regeneration in Plant Communities*, pp 85–110.

- Wilson AM, Rice BL, Westoby M. (1990) Seed dispersal spectra: a comparison of temperate plant communities. *Journal of Végétation Science*, 1: 547-562.
- Wilson AM, Thompson K. (1989) A comparative study of reproductive allocation in 40 British grasses. *Functional Ecology*, 3: 297-302.
- Wright SJ, Muller-Landau HC. (2006) The future of tropical forest species. *Biotropica*, 38: 287-301.
- Wulff AS, Hollingsworth PM, Ahrends A, Jaffré T, Veillon JM, L'Huillier L, Fogliani B. (2013) Conservation priorities in a biodiversity hotspot: analysis of narrow endemic plant species in New Caledonia. *PLOS ONE*, 8 (9).
- Wulff A, L'Huillier L, Veia C, Tassin J. (2008) Caractéristiques germinatives de graines d'espèces indigènes candidates à la restauration des sites ultramaïques dégradés de Nouvelle-Calédonie. Edition IAC, Rapport de convention SYSMIN 8e FED 92 p.
- Wulff AS, Turner SH, Fogliani B, L'Huillier L. (2012) Smoke stimulates germination in two divergent Gondwanan species (*Hibbertia pancheri* and *Scaevola montana*) endemic to the biodiversity hotspot of New Caledonia. *Seed science research*, 22(4): 311-316.
- Wunderle Jr JM. (1997) The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99: 223–235.
- Wyse SV, Dickie JB. (2017). Predicting the global incidence of seed desiccation sensitivity. *Journal of Ecology*, 105: 1082–1093.
- Wyse SV, Dickie JB. (2018) Taxonomic affinity, habitat and seed mass strongly predict seed desiccation response: a boosted regression trees analysis based on 17 539 species. *Annals of Botany*, 121: 71-83.
- Yarranton GA, Morrison RG. (1974) Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, 62: 417–428.
- York RA, Battles JJ, Eschtruth AK, Schurr, FG. (2011) Giant Sequoia (*Sequoiadendron giganteum*) Regeneration in Experimental Canopy Gaps. *Restoration Ecology*, 19(1): 14-23.
- Yoshinaga AY, Walters C. (2004) Conservation of Tropical Island Seeds : an example from Hawai'i. In : Smith R, Dickie J, Linington S, Pritchard H, Probert R. (Eds.), *Seed Conservation : Turning Science Into Practice*. Kew Publishing, pp 957-963.
- Yu L, Nicolaisen M, Larsen J, Ravnskov S. (2012) Molecular characterization of root-associated fungal communities in relation to health status of *Pisum sativum* using barcoded pyrosequencing. *Plant and Soil*, 357: 395–405.
- Zahawi RA, Augspurger CK. (2006) Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Ecological Applications*, 16: 464–478.
- Zamora CO, Montagnini F. (2007) Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of native trees and abandoned pastures at La Selva biological station, Costa Rica. *Restoration Ecology*, 15:453–461.
- Zanne AE, Chapman CA. (2001) Expediting reforestation in tropical grasslands: distance and isolation from seed sources in plantations. *Ecological Applications*, 11: 1610–1621.

- Zongo C. (2010). Données biologiques et physiologiques sur les semences de quelques espèces de milieux ultramaïques néo-calédoniens. Thèse de doctorat de l'Université de la Nouvelle-Calédonie, 228 p.
- Zongo C, Ititiaty Y, L'Huillier L, Fogliani B. (2014a) Ecosystem services restoration by seed dispersion approach, the case of the Koniambo massif. Proceedings of the 2nd International Conference of the Society For Ecological Restoration of Australasia : from large to small island, 17-21 november, Noumea, New Caledonia, p 37. (Communication orale).
- Zongo C, Ititiaty Y, Fogliani B. (2014b) Etude sur la dispersion/germination des graines en lien avec la dynamique des écosystèmes de Nouvelle-Calédonie. Rapport final de convention EcoRCEn°1-IAC/Glencore-XSTRATA, 137p. + complément 10p.

Etude sur la dispersion/germination en lien avec la dynamique des écosystèmes restaurés: le cas du plateau de Goro en Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie est reconnue comme l'un des principaux "hotspots" de la planète. Sa biodiversité exceptionnelle au niveau végétal et animal est menacée par le développement rapide des activités humaines, notamment les activités minières et les feux. Ces menaces anthropiques entraînent une fragmentation des habitats, connue comme l'une des principales sources d'érosion de la biodiversité. Les milieux naturels impactés se doivent d'être restaurés pour maintenir les services écosystémiques qu'ils rendent. Pour ce faire des travaux de revégétalisation ont débuté dès les années 70 mais l'utilisation d'espèces natives est plus récente (années 90). Ce n'est qu'à partir des années 2000 que l'on passe à une véritable restauration écologique car les études se sont focalisées sur l'écologie et la biologie de ces espèces végétales notamment de leur cycle reproducteur. Ce travail de recherche vient en appui aux études précédentes et a pour objectif principal de caractériser la dispersion et la germination d'espèces végétales du plateau de Goro, présentes à la fois en milieu forestier et en maquis mais aussi d'évaluer la trajectoire d'essais de plantation menées sur cette zone en lien avec les traits de vie des espèces composant les végétations environnantes et ce en vue d'améliorer la restauration écologique.

Dans un premier temps, l'implémentation d'une base de données comprenant les caractéristiques de dispersion, de dormance et de la tolérance à la dessiccation des graines de 407 taxons retrouvés en maquis ou à la fois en maquis et en forêt a été réalisée. L'analyse des données a permis de montrer que les taxons zoochores, ceux à graines dormantes et graines orthodoxes sont globalement les plus représentés avec des différences marquées entre les deux types de milieux. Cependant, les 70 espèces sélectionnées, car aujourd'hui utilisées en revégétalisation, apparaissent comme majoritairement anémochores. Il apparaît donc essentiel d'étudier et d'augmenter la part des zoochores dans les programmes de restauration. De plus, cette analyse nous a permis de souligner le fait que les espèces anémochores ont principalement des graines non dormantes et orthodoxes, celles des zoochores étant dormantes et récalcitrantes.

Dans un second temps, une évaluation du progrès de rétablissement de zones anciennement revégétalisées par plantation a été réalisée. A partir des relevés et des mesures effectuées sur la végétation plantée (diversité, densité et croissance), sur les recrûs (diversité, densité, provenance et dispersion) et dans les milieux naturels environnants, il a été montré l'importance du type de sol à choisir, du travail du sol à effectuer, de l'intégration des plantations dans le paysage environnant et de la diversité implantée au départ sur le progrès des plantations à retrouver les caractéristiques d'un maquis arbustif dense, milieu choisi comme cible. Plusieurs recommandations pratiques en vue d'améliorer les plantations et la restauration écologique en générale ont été émises.

Dans un troisième temps, des inventaires dans les végétations des milieux naturels de la zone ont permis de caractériser leurs structure et composition et de montrer la présence d'une succession écologique. Aussi, 37 espèces végétales dites « candidates » à prioriser dans les futurs projets de restauration, de par leur forte plasticité phénotypique leur permettant de se développer à la fois en milieux ouverts et fermés (de type maquis préforestier), ont été identifiées. Douze d'entre-elles ont fait l'objet d'un suivi phénologique et onze ont été récoltées (fruits/graines) pour faire l'objet d'une caractérisation auxquels s'est ajouté une espèce collectée de manière opportuniste. Il a été montré que la plupart présentaient des fruits matures durant la saison chaude et humide (décembre à mars). Sur les 11 espèces ayant fait l'objet d'une étude germinative, 5 ont été déterminées comme ayant des graines non dormantes, les autres présentant diverses dormances ici discutées.

Ce travail de recherche a permis d'améliorer les connaissances liées à la restauration écologique et permet in fine, d'émettre des recommandations à l'attention des gestionnaires et en termes de recherches futures et d'envisager la mise en place de continuités écologiques (vision paysagère et écologie des populations) prenant en compte les traits de vie des espèces (écologie des organismes).