

Étude de la dynamique forestière : cas des parcelles permanentes de la forêt de Mare Longue à La Réunion.



Saïoa RICOU--DRENEUC

Master 2 Biologie Écologie, Évolution - Parcours Biodiversité et ÉcoSystèmes Tropicaux
Terrestres 2024-2025 Université de La Réunion

Organisme d'accueil : Unité Mixte de Recherche Peuplements Végétaux et Bioagresseurs en
Milieu Tropical - Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le
Développement La Réunion

Encadré par Antoine Becker-Scarpitta (UMR PVBMT, CIRAD), Claudine Ah-Peng (UMR
PVBMT, Université de La Réunion) et Raphaël Aussenac (UR Forêts et Sociétés, CIRAD)

*Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut en aucun cas engager la responsabilité de
l'Entreprise ou du Laboratoire d'accueil.*

Remerciements

Je tiens à remercier dans un premier temps mes encadrants, Antoine Becker-Scarpitta, Claudine Ah-Peng et Raphaël Aussenac pour le temps qu'ils m'ont consacré durant ce stage en me partageant leurs passions et en répondant à mes questions avec pédagogie. Ce travail n'aurait pas abouti sans l'aide d'Antoine et de Raphaël qui ont passé beaucoup de temps sur la modélisation pendant que je m'occupais de rassembler et formater les données. La mise à jour des données n'aurait pas été possible sans l'aide de Claudine et de Magalie David de l'équipe OSU-R qui m'ont accompagnée sur le terrain peu importe les conditions météorologiques. Petite mention spéciale pour mon papa aussi qui a participé à quelques journées de terrain durant sa visite à La Réunion. Je remercie également tous les membres de l'équipe OSU-R pour l'aide précieuse qu'ils m'ont apportée au cours de ce projet en participant aux réunions et à la prise de décision concernant l'étude. Merci au Pôle de protection des plantes du CIRAD, à l'UMR PVBMT et à toute l'équipe pour l'accueil chaleureux. De même, merci aux équipes du Parc National de la Réunion, de l'Office National des Forêts et du Conservatoire National Botanique de Mascarin, ainsi que les anciens stagiaires et bénévoles qui ont participé de près ou de loin au suivi des sites sur Mare-Longue durant toutes ces années et qui ont ainsi rendu cette étude possible. Sans eux, il n'y aurait pas eu de jeu de données aussi complexe. Ce projet est cofinancé par l'Union européenne, l'État et la Région Réunion. L'Europe s'engage à La Réunion avec le FEADER dont le Département Réunion est autorité de gestion.

Enfin, je remercie mes proches qui m'ont soutenue, ont montré beaucoup d'enthousiasme par rapport aux recherches que j'ai menées et m'ont aidée à aller jusqu'au bout. Mention spéciale à ma maman qui a pris de son temps pour relire mon rapport et me faire des retours dessus pour que je l'améliore.

« Il y a l'idée, mais il n'y a pas les lignes de code. », réflexion du 11 mars 2025
au cours d'une session R...

TABLE DES MATIÈRES

I.	INTRODUCTION	1
1.	Bases et concepts de la dynamique forestière	1
2.	Le suivi des forêts tropicales	2
3.	Le cas d'une forêt tropicale insulaire de La Réunion	4
II.	MATÉRIEL ET MÉTHODES	5
1.	Site d'étude	5
2.	Design expérimental et protocole de suivis	7
3.	Compilation, nettoyage et validation des données de DBH	8
4.	Exploration et analyse des données	11
	<i>II.4.a) Analyse de composition</i>	12
	<i>II.4.b) Analyse de dynamique de population : survie, mortalité et recrutement</i>	13
	<i>II.4.c) Analyse de croissance</i>	14
III.	RÉSULTATS	16
1.	Analyses descriptives exploratoires du jeu de données	16
2.	Analyse de communauté : composition et diversité	18
3.	Analyse de dynamique de population : survie, mortalité et recrutement	21
4.	Analyse de croissance	27
IV.	DISCUSSION	29
V.	CONCLUSION	36
VI.	BIBLIOGRAPHIE	38
VII.	ANNEXES	48

I. INTRODUCTION

La présente étude vise à explorer les différentes dimensions de la dynamique d'une forêt tropicale sur l'île de La Réunion en se basant sur un suivi d'un réseau de placettes permanentes de trois hectares pendant 30 ans. Ce rapport permet d'explorer ces données et tester quelques hypothèses écologiques sur la dynamique forestière. Ainsi, débutons par explorer ce qu'est la dynamique d'une forêt.

1. Bases et concepts de la dynamique forestière

La dynamique forestière permet de rendre compte de l'état des forêts en observant les changements dans les attributs de l'écosystème (Gibbs et al., 2007 ; Piconiot et al., 2024 ; Malhi et al., 2021). Elle est la résultante de trois grands processus qui sont : la régénération, la croissance et la mortalité. En effet, le maintien sur le long terme des espèces dans une communauté s'explique par la survie des individus et leur renouvellement par la régénération, elle-même favorisée par l'apport en nutriments et en lumière à la suite de l'ouverture de la canopée après la mort d'un individu. Les conditions abiotiques et biotiques sont alors propices à la germination des graines et à la croissance de certaines plantules ou baliveaux. Par exemple, les chablis¹ favorisent la germination des espèces héliophiles en leur donnant accès à la lumière, au détriment des espèces sciaphiles (Yamamoto, 2000). Régénération, croissance et mortalité sont modulées par l'ensemble des interactions descendantes sous la canopée telles que la température, les précipitations, la lumière et l'herbivorie (Coomes et al., 2012 ; Das et al., 2016 ; George et al., 2022 ; Neumann et al., 2017). L'ensemble de ces mécanismes et des conditions biotiques et abiotiques façonnent la structure, la composition et l'assemblage des communautés forestières (Appolinário et al., 2005 ; Djuikouo et al., 2010 ; Phillips et al., 1994). La structure d'une communauté fait référence à la distribution des abondances et à la dominance des espèces qui la composent, c'est-à-dire au nombre d'individus d'une même espèce dans la communauté et leur densité (le nombre d'individus par unité de surface). Tandis que la composition fait référence à l'identité des espèces composant la communauté. De la composition découle la diversité, soit le nombre d'espèces présentes sur les placettes, qui peut varier au cours du temps selon les **interactions biotiques** (*e.g.* commensalisme, compétition, mutualisme, prédation, symbiose...) et les **conditions environnementales** (Chisholm et al., 2014 ; Loreau et al., 2021).

¹ Il existe 2 types de chablis : le chablis primaire, où l'arbre tombe, et secondaire, en raison de la chute d'arbres voisins (Madron, 1994).

Par conséquent, la dynamique forestière fait appel à différentes notions qui s'appliquent à des échelles temporelles et spatiales variées. Aussi, étudier la dynamique d'une forêt nécessite de la considérer comme une mosaïque d'éco-unités à des stades différents de succession ce qui la rend d'autant plus complexe à explorer (Pascal, 2003). Actuellement il existe trois méthodes d'étude :

- Les études **diachroniques**, soit le rééchantillonnage ponctuel d'une placette semi-permanente en utilisant le même protocole (Chiarucci et al., 2010 ; Costa Junior et al., 2013 ; Hédil et al., 2017 ; Vellend et al., 2013) ;
- Les études **synchroniques**, dont le principe réside dans la substitution du temps par l'espace, et consiste à échantillonner des peuplements similaires du point de vue des conditions abiotiques (e.g. type de sol, pente, exposition, altitude...) mais à des stades de succession différents pour étudier la dynamique de l'écosystème (Deconchat et al., 1998 ; Pickett, 1989) ;
- Les **suivis temporels**, correspondant à un réseau de placettes permanentes suivies sur un pas de temps régulier, permettent l'acquisition de données de surveillance à long terme (Anderson-Teixeira et al., 2014 ; Eitzel et al., 2013 ; Phillips et al., 2009 ; Stropp et al., 2009).

Cette dernière méthode est régulièrement utilisée dans les forêts tropicales puisque ce sont des environnements relativement stables, en raison des modestes variations saisonnières de température (Reich, 1995), et qui évoluent sur des pas de temps longs.

2. Le suivi des forêts tropicales

Les forêts tropicales, situées entre 23° 27' de latitude Nord et 23° 27' de latitude Sud (Brünig, 1983), sont des environnements complexes par rapport à ceux dans l'Hémisphère Nord (Abernethy et al., 2018 ; Chambers et al., 2013 ; Feeley et al., 2017). Actuellement, ce sont des zones à forts enjeux en termes de conservation puisque ce sont d'importants réservoirs de carbone et de biodiversité. Bien qu'elles couvrent seulement 7 à 12 % des terres émergées, elles stockent 25 à 27 % du carbone terrestre (Bonan, 2008 ; Dixon et al., 1994 ; Pan et al., 2011), contribuent à plus de 30 % de la production primaire nette mondiale (Beer et al., 2010 ; Bonan, 2008 ; Field et al., 1998) et abritent plus de la moitié des espèces de vertébrés et de plantes (Beech et al., 2017 ; Pillay et al., 2022). En sachant qu'au moins 78 % de la biodiversité mondiale est concentrée dans les écosystèmes tropicaux (Barlow et al., 2018). Malgré cela, ce sont des écosystèmes fortement perturbés (Mulatu et al., 2017) qui occupent une place centrale dans les objectifs de développement durable et les politiques de conservation, visant à

promouvoir le développement et la mise en œuvre de stratégies de gestion du paysage intégrées (Börner et al., 2016 ; Chazdon, 2019 ; Muthee et al., 2022).

En effet, les forêts tropicales se retrouvent confrontées à des conditions de plus en plus défavorables (Anderegg et al., 2015 ; Chave et al., 2008 ; Laurance et al., 2007). Pollution, expansion de l'agriculture, exploitation forestière, chasse et changement climatique sont des moteurs de l'érosion de la biodiversité et de l'altération de la composition de l'atmosphère (Arellano et al., 2015 ; Giam, 2017 ; Karmakar et al., 2019 ; Mitchard, 2018). Or, dans un contexte de changement climatique, les événements météorologiques de type sécheresses et précipitations extrêmes sont de plus en plus préoccupants de par leur fréquence et leur intensité (Cai et al., 2014 ; Chadwick et al., 2016 ; Chaudhari et al., 2019 ; Gloor et al., 2015). Cela entraîne des dégradations profondes des forêts tropicales telles qu'une fragmentation des habitats, une dégradation massive des sols, une perturbation du cycle de l'eau, et l'introduction d'espèces exotiques envahissantes ainsi que l'émergence de pathogènes (De Faria et al., 2021 ; Morris et al., 2016 ; Veldkamp et al., 2020 ; Vergopolan et Fisher, 2016). Cela peut conduire à une perte totale des espaces naturels. Aussi, ces modifications soulignent l'importance de suivre la dynamique forestière sur de longues périodes pour comprendre et quantifier les mécanismes sous-jacents à la production, la croissance et l'assemblage des communautés végétales (Feeley et Silman, 2011).

Pour répondre à ces enjeux, plusieurs réseaux de suivi temporels ont été instaurés dans les forêts du monde tels que TmFO² pour étudier la dynamique forestière après exploitation et interventions sylvicoles (Sist et al., 2015), ou CTFS-ForestGEO³ pour la dynamique des forêts naturelles à long terme (Anderson-Teixeira et al., 2014). De nombreuses régions tropicales, comme l'Amazonie, l'Afrique et l'Asie du Sud-Est, sont concernées, mais ces réseaux révèlent une asymétrie dans le suivi des forêts, les forêts tropicales continentales étant largement privilégiées par rapport aux forêts insulaires (*Figure 1*). Pourtant, les îles renferment une biodiversité élevée avec des taux d'endémicité conséquents. En effet, les 14 régions insulaires représentent environ 26 % des équivalents d'aire de répartition des plantes, alors qu'elles ne couvrent que 3,6 % de la surface terrestre (Kier et al., 2009). La petite superficie des îles les rend particulièrement vulnérables à la destruction des habitats, tandis qu'elles subissent une forte érosion de la biodiversité liée à l'aménagement du territoire et sont largement sujettes aux invasions biologiques (Fenouillas et al., 2021 ; Kier et al., 2009 ; Tershy et al., 2015 ; Turbelin et al., 2017). Un cas très étudié dans l'Océan Indien est La Réunion qui, malgré des niveaux

² Tropical managed Forests Observatory : <https://www.tmfo.org/>

³ Center for Tropical Forest Science-Forest Global Earth Observatory : <https://forestgeo.si.edu/>

élevés de destruction d'habitats et une forte concentration d'espèces invasives, présente encore une diversité notable d'habitats naturels (Macdonald et al., 1991 ; Strasberg et al., 2005).

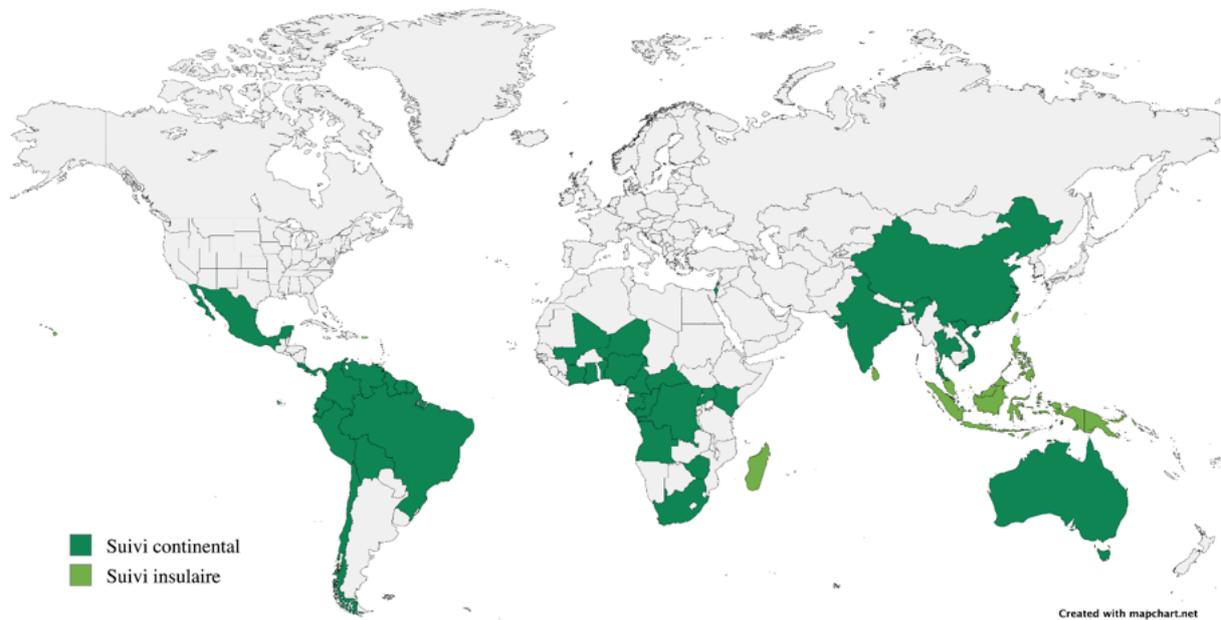


Figure 1 : Carte de distribution des suivis temporels de forêt tropicale continentale (vert foncé) ou insulaire (vert clair) à l'échelle mondiale. Les suivis concernés appartiennent soit à divers réseaux (TmFO, RAINFOR, ForestGeo, 2ndFOR, Geo-Trees), soit ont été réalisés de manière indépendante pour des études spécifiques. Brésil (Costa et al., 2020 ; Laurance et al., 2004), Costa Rica (Clark et al., 2015), Amazonie (Pan et al., 2013 ; Peacock et al., 2007 ; Rodrigues-Filho et al., 2024), Malaisie péninsulaire (Condit, 1995), République Centrafricaine (Bénédet et al., 2024), Inde (Condit, 1995 ; Mayaux et al., 2005), Porto Rico (Condit, 1995), Hawaï (Craven et al., 2018), Israël (Isaacson et al., 2023), Guyane française (Héroult et al., 2010 ; Van der Meer et al., 1998), Australie (Ngugi et al., 2015), l'île Fraser (Applegate, 1984), Indonésie, Mexique (Murrins Misiukas et al., 2021), et l'île Maurice (Florens et al., 2017).

3. Le cas d'une forêt tropicale insulaire de La Réunion

La Réunion fait partie de l'archipel des Mascareignes, situé à 800 km de Madagascar, qui constitue l'un des 34 *hotspots* de biodiversité. C'est une zone prioritaire pour la conservation (Thébaud et al., 2019), riche en espèces du fait de la grande diversité des habitats et des conditions climatiques et physiques (principalement expliquée par le fort gradient altitudinal, les fortes précipitations et les reliefs accidentés). Sa flore vasculaire originale comprend 887 espèces indigènes dont 28 % endémiques strictes de l'île et 17 % endémiques des Mascareignes (Nilamegame et Gorissen, 2023). Or, c'est un habitat qui a subi de

nombreuses transformations, notamment au niveau de la zone littorale (Strasberg et al., 2005) où se situe la forêt départemento-domaniale de Mare-Longue. C'est l'un des derniers vestiges de forêt tropicale mégatherme hygrophile de basse altitude à La Réunion (Cadet, 1977). Dans cette forêt unique à La Réunion, un réseau de placettes permanentes a été installé et suivi tous les cinq ans depuis 1990 par l'Université de La Réunion via des campagnes d'inventaires. Ce dispositif de suivi forestier, mis en place sur trois sites d'un hectare chacun, a pour objectif de documenter, quantifier la dynamique temporelle de la forêt et identifier les mécanismes sous-jacents à son fonctionnement écologique.

Cette étude se base sur les données issues de ce suivi et vise spécifiquement à explorer la dynamique de cette forêt insulaire hygrophile de basse altitude en caractérisant : (1) la dynamique d'assemblage des communautés (*i.e.* composition, diversité...), (2) la dynamique de population en explorant la dynamique temporelle de la survie, la mortalité et le recrutement des espèces structurantes du suivi, et (3) la croissance des individus. Dans un second temps, ce stage va permettre de nettoyer, structurer et compiler ces données afin de les analyser et les partager dans le but de les intégrer dans les bases de données partagées telles que le programme CTFS qui n'en possède pas dans le sud-ouest de l'océan Indien et l'infrastructure européenne de recherche (eLTER⁴). Ce dernier objectif se fera à l'issue de ce stage par la publication d'un *data paper*.

II. MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. Site d'étude

La forêt de Mare-Longue est une réserve biologique située sur une coulée basaltique de 500 ans et couverte par une fine couche irrégulière de sol (Bachèlery, 1999 ; Kirman, 2003). Elle se situe sur le massif forestier de la coloraie⁵ du Piton de la Fournaise dans le Sud-Est de l'île de La Réunion, dans la commune de Saint-Philippe (21° 20'S latitude, 55° 15'E longitude). Actuellement, c'est un espace naturel protégé de 68 hectares, entre 150 et 700 m d'altitude, intégrant le cœur du Parc National depuis 2007 et l'infrastructure de recherche nationale OZCAR⁶ depuis 2024. Cette forêt constitue une structure de végétation unique et contient une exceptionnelle richesse botanique en bois de couleur et autres essences endémiques de La Réunion. En effet, elle contient près de 80 % des espèces de l'habitat des forêts mégathermes hygrophiles (Cadet et Figier, 1985). Elle est caractérisée par une hauteur des arbres d'environ

⁴ <https://elter-ri.eu>

⁵ Forêt de bois de couleur des bas

⁶ Observatoires de la Zone Critique - Applications et Recherches : <https://www.ozcar-ri.org>

15 m, des couronnes de petite taille, des troncs volumineux sans contreforts (à l'exception de *Syzygium borbonicum* J.Guého & A.J.Scott) et une absence d'arbres émergents (Cadet, 1977). Le substrat consiste en de la lave de type *pahoehoe* (Strasberg, 1994), ce qui limite l'accumulation de matière organique et incite un développement du système racinaire en surface (Annexe 1). Par ailleurs, la forêt de Mare-Longue bénéficie d'une forte pluviométrie (environ 4300 mm par an) et une température moyenne annuelle de 23°C (Météo France, 2025). Dans cette forêt unique à La Réunion, des placettes permanentes ont été délimitées (Figure 2) : deux vers 250 m d'altitude en 1990 (MALO 1) et 1999 (MALO 2) respectivement par D. Strasberg et J. Gilles de l'Université de la Réunion et une dernière vers 150 m d'altitude en 2003 par J. Tassin et E. Rivière du Cirad (MALO 3).



Figure 2 : Emplacement des sites permanents de Mare-Longue au niveau de Saint-Philippe, La Réunion.

2. Design expérimental et protocole de suivis

Depuis 1990, des campagnes d'inventaires ont été réalisées en suivant les recommandations du CTFS du *Smithsonian Tropical Research Institute*⁷ qui a mis en place un protocole de recensement et de mesure du diamètre des arbres sur des parcelles en forêt tropicale (Condit, 1995 ; Condit et al., 2002). Au total, 16 campagnes ont été effectuées : six sur MALO 1, cinq sur MALO 2 et cinq sur MALO 3 (Figure 3). La dernière ayant été effectuée en 2024 sur MALO 3.

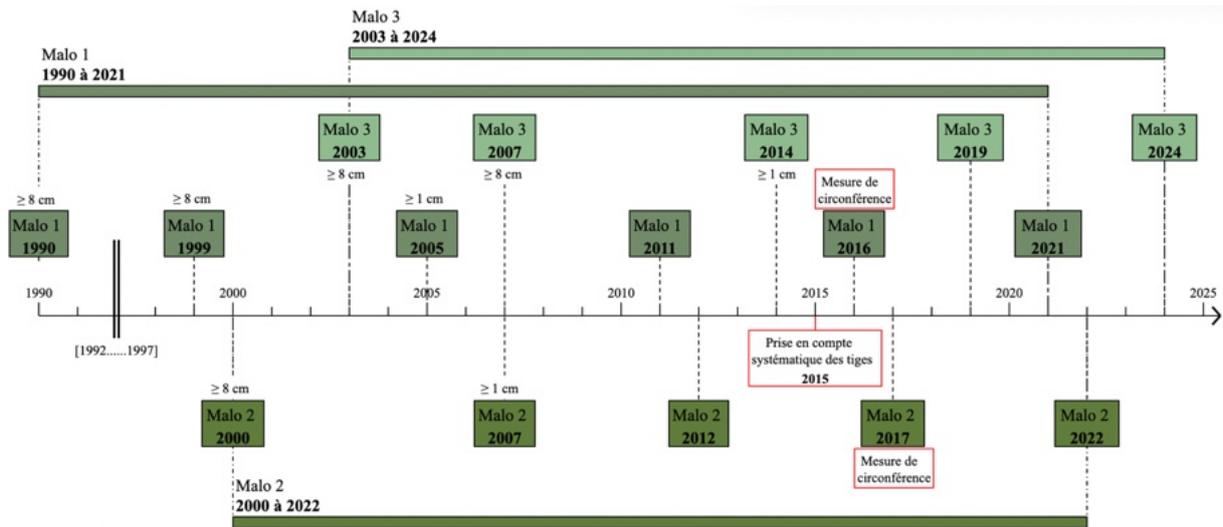


Figure 3 : Historique des inventaires et des événements à Mare-Longue au niveau de Saint-Philippe, La Réunion.

Pour faciliter la mise en place des inventaires et le suivi temporel, chaque site est découpé en 100 sous-placettes fixes de 10*10 m identifiées (Annexe 2). Tous les individus (arbres) sont numérotés, étiquetés⁸ et possèdent des coordonnées X et Y spécifiques à la sous-placette afin de les retrouver. Le suivi consiste à mesurer le diamètre à hauteur de poitrine (DBH – *Diameter at Breast Height, i.e.* à 1.30 m, sauf exception Annexe 3) de chaque individu dans le site à l'aide d'un pied à coulisse pour les petits diamètres (≤ 4 cm) et d'un mètre ruban pour les grands diamètres. Les individus avec un DBH ≥ 1 cm sont intégrés dans le suivi en tant que « recrues », étiquetés et ajoutés à la liste des individus de la sous-placette. Enfin, un code est attribué à chaque individu mort, qualifiant les raisons ou les conditions de la mortalité (Annexe 4). Dans le cadre de cette étude, un nouveau code de mortalité a été créé, le 9990, qui correspond à un événement de mortalité reporté sans informations sur les circonstances de la mort.

⁷ <https://forestgeo.si.edu/node/145665/>

⁸ Numéro du quadrat, code taxon (3 premières lettres du genre + 3 premières lettres de l'épithète), numéro de l'individu.

Ce code ne concerne que les données historiques puisque les codes actuels et conditions associées n'ont été définis que depuis 2024. Les données récoltées sur chaque site incluent :

- (i) l'indice de la placette ;
- (ii) le numéro de l'individu ;
- (iii) le code taxon de l'espèce identifiée ;
- (iv) les coordonnées X et Y ;
- (v) l'indice de la tige⁹ pour les multicaules ;
- (vi) l'historique des DBH mesurés les campagnes précédentes ;
- (vii) le code en cas de mortalité ou de cassure et la date associée.

Depuis 1990, plusieurs modifications significatives ont été apportées au protocole d'inventaire. Tout d'abord, les premiers inventaires de 1990 à 2003 n'ont concerné que les arbres d'un diamètre supérieur à 8 cm. Ce n'est qu'à partir de 2005 que les individus entre 1 et 8 cm ont été mesurés. Ensuite, depuis 2015, chaque tige à 1.30 m des individus multicaules, tel que des rejets d'une cépée, des fourches ou des branches basses, a été prise en compte et suivie de manière indépendante. Par ailleurs, l'organisation des campagnes a été modifiée au cours des années avec certaines campagnes effectuées par des étudiants en stage ou en master sur quelques placettes, et d'autres découpées sur plusieurs sessions de relevé selon le diamètre des arbres.

3. Compilation, nettoyage et validation des données de DBH

Dans un premier temps, toutes les données par site ont été rassemblées sur R (v. 4.4.3 ; [R Core Team, 2025](#)) afin d'avoir une vue d'ensemble et estimer la qualité du suivi, étape nécessaire afin d'assurer la fiabilité et la robustesse des modèles ([Bénédet et al., 2024](#) ; [Chave et al., 2008](#)). Cette étape a permis d'identifier et de corriger plusieurs erreurs de saisie, notamment des données manquantes pour les codes taxons des espèces et les coordonnées géographiques (X, Y). Celles-ci ont été modifiées et complétées à partir des données brutes papiers de terrain disponibles et des vérifications sur le terrain (4 journées : 2 pour MALO 1 et 2 pour MALO 2). Ainsi, nous avons obtenu un jeu de données complet regroupant tous les inventaires effectués depuis 1990 par site sur 17 720 individus (*Figure 4*, jeu de données : MALO).

⁹ Lettres arrangées dans l'ordre décroissant c.-à-d, la branche avec le plus grand DBH est notée en A et ainsi de suite.

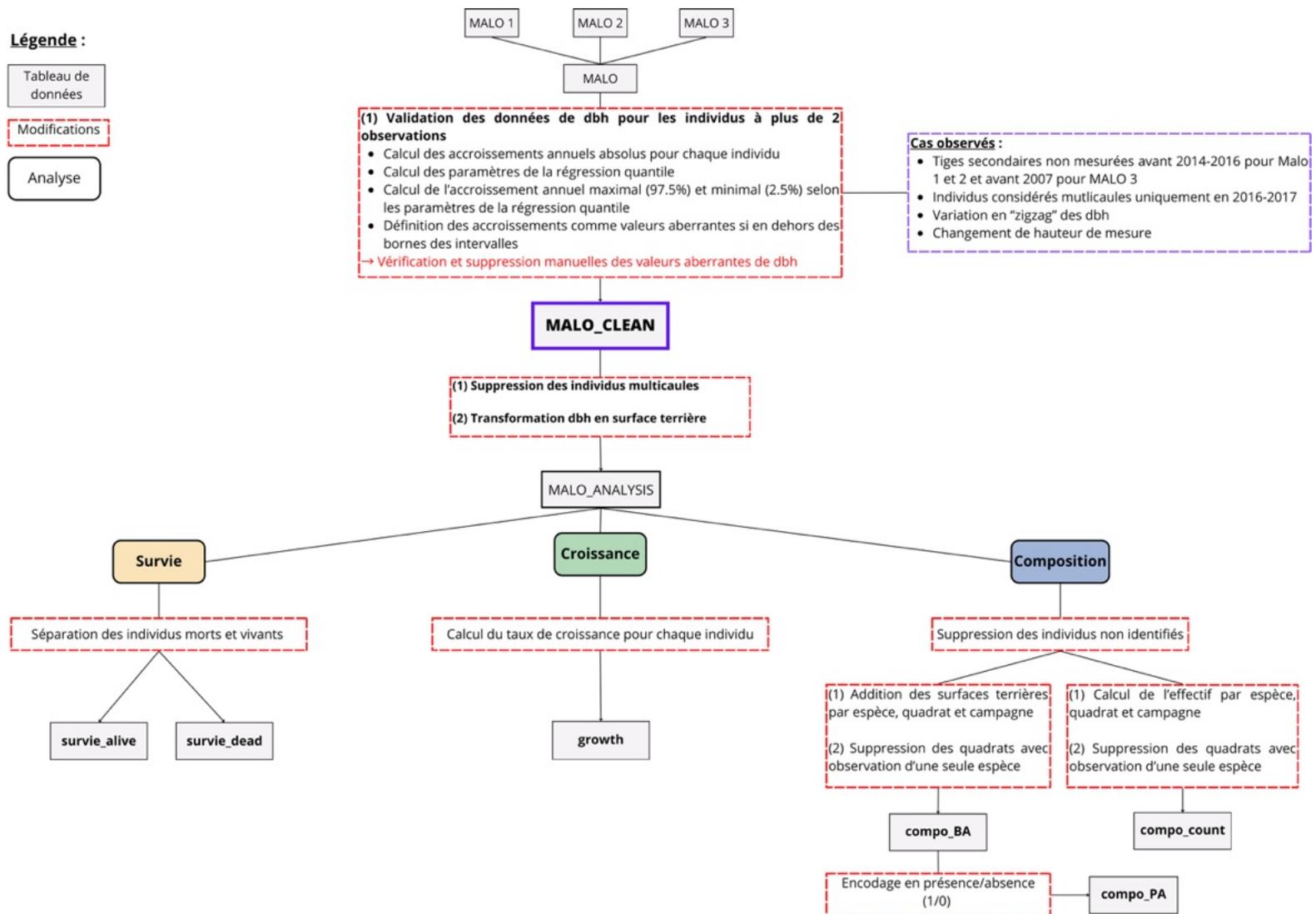


Figure 4 : Schéma récapitulatif de la gestion des données - de l'assemblage aux tables d'analyses.

En explorant dans le détail les données, nous avons observé des accroissements annuels absolus ($DBH_{t+1} - DBH_t / \text{nombre d'années entre } t \text{ et } t+1$) de plus d'une dizaine de cm/an qui apparaissent comme des valeurs aberrantes. Par conséquent, une étape de validation des mesures de DBH était nécessaire. Le jeu de données brut a été filtré et sélectionné pour la suite du nettoyage. Premièrement, seuls les individus avec plus de 2 observations (mesures de DBH) ont été sélectionnés puisqu'il n'est pas possible de savoir quelle valeur est correcte entre les deux sans vérifier directement sur le terrain. Ensuite, pour chaque individu, l'accroissement annuel entre inventaire a été calculé. Pour valider les mesures d'accroissement, nous avons utilisé une méthode appelée des *régressions quantiles*. Cette approche permet d'analyser les données en se concentrant sur les valeurs extrêmes (positives et négatives) plutôt que sur la moyenne. Elle permet de minimiser l'impact de la sélection des données sur la distribution générale des valeurs et ne pas biaiser l'estimation de l'erreur en identifiant un seuil de valeur aberrante en fonction du DBH. Autrement dit, cela permet d'ajuster le seuil à partir duquel une valeur sera considérée comme aberrante en fonction du diamètre de l'arbre (*i.e.* une erreur de 2 cm pour un arbre de 4 cm de diamètre n'a pas le même sens biologique qu'une erreur de 2 cm sur un arbre de 80 cm de diamètre). Ainsi, on modélise la moyenne conditionnelle de la variable d'intérêt, ici l'accroissement annuel (G), comme une expression linéaire des variables explicatives tel que :

$$G = DBH_{obs} \cdot \gamma + \alpha$$

où DBH_{obs} correspond au DBH observé, et α et γ correspondent aux paramètres de la régression quantile, respectivement la pente et l'intercepte (fonction *rq*, R-package *quantreg* ; [Koenker, 2025](#)).

La sélection des données s'est basée sur le quantile de 2.5 % pour les valeurs minimales et 97.5 % pour les valeurs maximales, majoritairement négatives dans notre cas (*Figure 5*). Ainsi, en se basant sur les paramètres des régressions quantiles, nous avons calculé une valeur d'accroissement maximal et minimal selon le DBH observé. Par conséquent, l'accroissement observé est considéré comme aberrant si sa valeur dépasse les limites supérieures (97.5 % ; $\alpha = 0.028$ et $\gamma = 0.049$) ou inférieures (2.5 % ; $\alpha = -0.02$ et $\gamma = -0.034$) de cet intervalle. Selon cette méthode, 1334 valeurs d'accroissement étaient considérées comme aberrantes, concernant 1121 individus du jeu de données sélectionné. Dans le cas où toute la série temporelle était erronée, les individus ont été enlevés, sinon seules les valeurs de DBH ont été supprimées (*Figure 4* ; jeu de données : *MALO_clean*). Au total, 1160 valeurs de DBH et 46 individus ont été retirés. Par ailleurs, les individus multicaules, soit 713 individus, ont été retirés pour les

analyses puisque le suivi des branches n'a été pris en compte que récemment. Enfin, les valeurs de DBH ont été converties en surface terrière, soit la surface de la section du tronc de l'arbre à 1.30 m de hauteur, tel que :

$$BA = \pi \cdot \frac{DBH^2}{4}$$

Cela permet d'avoir une estimation de l'abondance de l'espèce dans la structure forestière. Toutes ces étapes nous ont permis de sélectionner un jeu de données final qui a été utilisé pour toutes les analyses, comptant **16 960 individus** (Figure 4 ; jeu de données : *MALO_analysis*).

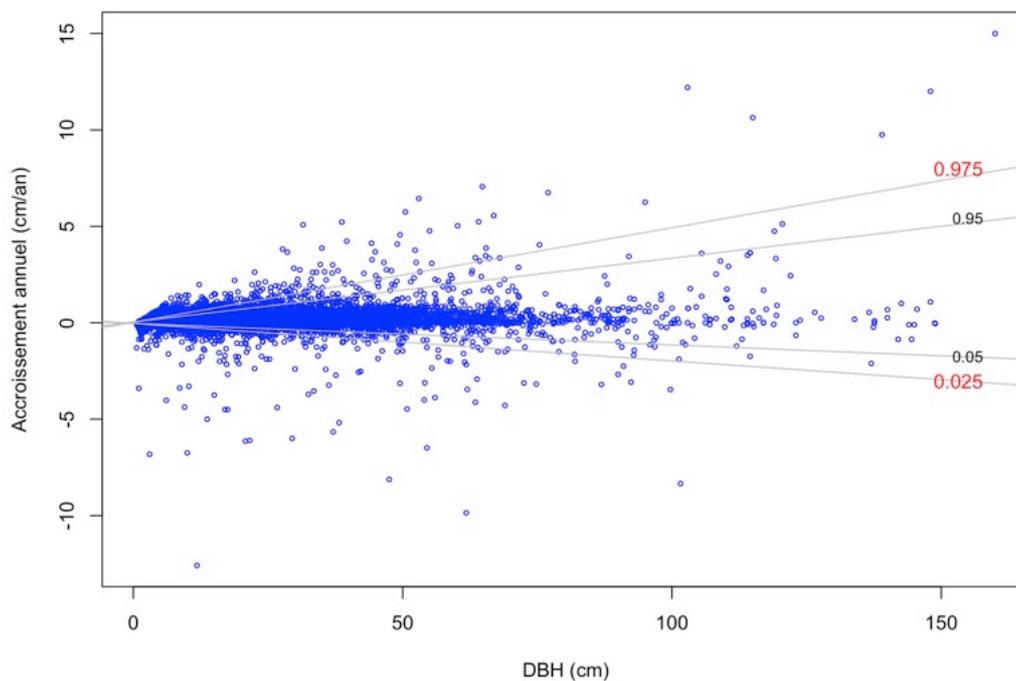


Figure 5 : Accroissement annuel en fonction du DBH, exprimé en cm, avec représentation des régressions quantiles à 97.5 %, 95 %, 5 %, 2.5 % (gris).

4. Exploration et analyse des données

Le jeu de données final (*MALO_analysis*) a été utilisé pour l'exploration et l'analyse de la dynamique forestière de Mare-Longue. Tout d'abord, nous avons entrepris une analyse globale des données, notamment sur la richesse spécifique, l'abondance des espèces, le nombre de familles représentées ainsi que les statuts d'indigénat et les catégories selon la classification des statuts UICN. Suivi des analyses répondant directement aux objectifs spécifiques de ce stage : (i) l'exploration de la composition des communautés, (ii) l'étude de la dynamique de population via la survie, la mortalité et le recrutement des individus et (iii) la dynamique de croissance des arbres. Toutes les analyses suivantes ont été effectuées sur R (v.4.4.3 ; [R Core Team, 2025](#)).

II.4.a) Analyse de composition

En vue de répondre au premier objectif (i), la dynamique d'assemblage des communautés forestières, nous avons décidé de décrire la composition des communautés des trois sites selon les inventaires en utilisant deux méthodes.

La première est l'ordination multidimensionnelle non métrique (NMDS) qui repose sur les rangs des variables analysées, ici les espèces. Cela permet la visualisation et l'interprétation des relations complexes entre des observations (ici la composition en espèces des sous-placettes). Les sous-jeux de données ont été convertis en une matrice de dissimilarité selon la distance de Hellinger (fonction *decostand & vegdist* ; R-package *vegan* ; [Oksanen et al., 2025](#)). Cela permet de réduire l'impact des données très dispersées ou très dominantes. Par ailleurs, des tests statistiques ont été réalisés afin d'évaluer les différences entre site dans (i) la dispersion multivariée (*i.e.* la β -diversité) avec la méthode PERMDISP (*Permutational Analysis of Multivariate Dispersions* ; fonction *betadisper* ; R-package *vegan*) et (ii) la composition moyenne des sites (*i.e.* la différence dans la position des centroïdes des sites) à l'aide d'une PERMANOVA (*Permutational Multivariate Analysis of Variance* ; fonction *adonis2* ; R-package *vegan*).

La seconde méthode est une analyse très récente de trajectoire écologique (ETA) qui permet de suivre la dynamique temporelle des communautés. Plutôt que de simplement observer des tendances linéaires, cette méthode permet de visualiser les trajectoires que suivent différentes parcelles au fil du temps (fonction *defineTrajectories* ; R-package *ecotraj* ; [De Cáceres et al., 2019](#) ; [Sturbois et al., 2021](#) ; [2023](#)). Les différentes trajectoires peuvent ensuite être comparées selon leur géométrie. Cette méthode se base également sur une matrice de dissimilarité de Bray-Curtis (fonction *vegdist* ; R-package *vegan*). Cela permet d'évaluer la dissimilarité entre différents sites, basé sur leur composition en espèces (*i.e.* diversité et structure d'abondance). Ainsi, en utilisant cette approche, il est possible de tracer et quantifier les trajectoires temporelles dans l'assemblage des espèces des trois sites de Mare-Longue. La nouveauté de cette méthode nous a amené à se mettre en contact avec les auteurs afin d'échanger sur les interprétations et limites des résultats. Elles ont un objectif pédagogique et exploratoire.

Ces deux méthodes ont été appliquées à trois sous-jeux de données identiques en structure issus du jeu de données de base (*MALO_analysis*). Ces sous-jeux de données correspondent à trois transformations de l'indice utilisé : présence-absence, abondance et décompte des individus par espèce pour chaque sous-placette et année d'inventaire. Tous les individus non identifiés ainsi que les années pour lesquelles il n'y a eu qu'une seule voire

aucune espèce observée ont été retirés de ces sous-jeux de données, car ils ne permettent pas de caractériser la composition totale des sous-placettes. Le premier sous-jeu de données concerne la présence-absence des espèces afin d’avoir une visualisation de la composition unique des sites (*Figure 4* ; jeu de données : *compo_PA*). Le second correspond à une valeur d’abondance traduite par le nombre d’individus de chaque espèce, renseignant la densité (*Figure 4* ; jeu de données : *compo_count*) et le dernier basé également sur une notion d’abondance, cette fois traduite par la surface terrière de chaque espèce, représentant une notion de structure forestière (*Figure 4* ; jeu de données : *compo_BA*).

II.4.b) Analyse de dynamique de population : survie, mortalité et recrutement

En vue de répondre au deuxième objectif (ii), l’étude de la dynamique des populations, nous avons modélisé les taux de mortalité, les taux de recrutement ainsi que la probabilité de survie des espèces au cours du temps.

Pour cela, nous avons utilisé un modèle de survie de type exponentiel avec covariables (Breslow, 1975 ; Cox, 1972 ; Efron, 1977 ; Plackett, 1975). Ce modèle repose sur le fait que le « temps de survie » d’un arbre suit une distribution exponentielle, c’est-à-dire qu’il a une probabilité constante de « mourir » à n’importe quel moment, et ceci indépendamment du temps écoulé. Il permet de calculer la probabilité de survie d’un individu en fonction de son diamètre (DBH) et de son espèce (*i.e.* les covariables) tel que :

$$S_{n,s} = e^{(-h_{n,s} \cdot \Delta t_{n,s})}$$

où S est la survie, h la fonction de risque, et Δt le temps. Les indices n et s correspondent respectivement à l’individu et à l’espèce. La fonction de risque définit la vitesse d’écroulement de la survie c’est-à-dire à quelle vitesse la survie diminue au cours du temps, elle est définie tel que :

$$h_{n,s} = \alpha_s + \gamma_s \cdot DBH_n$$

où α_s et γ_s sont les paramètres spécifiques de la fonction de risque selon l’espèce. Ainsi, la probabilité de survie va varier selon l’ensemble de ces paramètres. Ce modèle a été implémenté en version bayésienne en langage Stan¹⁰ afin de prendre en compte l’incertitude des données et d’estimer les probabilités de survie pour différents scénarios. La survie des espèces a été modélisée par classe de DBH (1, 10 et 20 cm) sur 50 ans.

Ce modèle a été appliqué à deux sous-jeux de données qui comprend : une table des vivants (*Figure 4* ; jeu de données : *survie_alive*) et une table des morts (*Figure 4* ; jeu de

¹⁰ <https://mc-stan.org/docs/stan-users-guide/survival.html>

données : *survie_dead*) regroupant la première année d'observation, la dernière année d'observation et les DBH associés. Toutes les nouvelles recrues, c'est-à-dire les individus observés lors de la dernière campagne (une seule observation de DBH), ont été retirées de ces sous-jeux de données, car elles ne permettent pas de caractériser la survie des individus. De même, en vue d'obtenir un modèle fiable et robuste, nous avons sélectionné les espèces les plus abondantes c'est-à-dire celles avec plus de 10 individus sur l'ensemble des trois sites (MALO 1, 2 et 3) et qui sont des arbres structurants de la canopée.

Du fait d'un échantillonnage incomplet lors de certaines campagnes de mesure, les taux de mortalité (TM) et de recrutement (TR) ont été calculés uniquement pour les derniers inventaires, soit 2021 pour MALO 1, 2022 pour MALO 2 et 2024 pour MALO 3 tel que :

$$TM = \frac{\text{Effectif}_{mort}}{\text{Effectif}_{pop}} \cdot 100 \quad TR = \frac{\text{Effectif}_{recrue}}{\text{Effectif}_{pop}} \cdot 100$$

Sont considérés comme *recrue*, tous les nouveaux individus d'un diamètre inférieur à 2 cm, et *pop* correspond à l'ensemble des individus vivants et morts dans les placettes.

II.4.c) Analyse de croissance

En vue de répondre au troisième objectif (iii), la dynamique de croissance des arbres, nous avons modélisé l'accroissement annuel des espèces en fonction du DBH.

Pour cela, nous avons utilisé un modèle de croissance de type hiérarchique (Hérault et al., 2011 ; Schmitt et al., 2023). Il s'agit d'une fonction de forme log-normale, c'est-à-dire avec un maximum à un diamètre donné, puis une décroissance puisque la croissance des arbres n'est pas linéaire : elle augmente dans les jeunes stades, atteint un maximum autour d'un diamètre optimal, puis ralentit chez les arbres vieillissants (Figure 6). Ce modèle permet de calculer l'accroissement annuel (G) d'une observation i en fonction de son espèce s et de son DBH initial (DBH $_i$) tel que (les paramètres du modèle sont illustrés dans la Figure 6) :

$$\text{Growth}_i \sim N(\mu_i, \sigma_G)$$

pour lequel :

$$\mu_i = \theta_{site} \cdot G_{max,s} \cdot \exp\left(-\frac{1}{2} \left(\frac{\log\left(\frac{DBH_i}{D_{opt,s}}\right)}{K_s}\right)^2\right)$$

où :

- θ_{site} est l'**effet site**, capturant les variations locales de croissance, spécifique à chaque hectare MALO 1, 2 et 3 ;
- $G_{max,s}$ est la **croissance maximale théorique**, en cm/an, spécifique à chaque espèce s ;

- $D_{opt,s}$ est le **diamètre pour lequel la croissance est maximale** spécifique à chaque espèce s ; $D_{opt,s} = \theta_{d,s} \cdot DBH_{max,s}$, avec $DBH_{max,s}$, le diamètre maximal de l'espèce et $\theta_{d,s}$, l'effet diamètre spécifique à chaque espèce, la valeur de $D_{opt,s}$ est exprimée en pourcentage du diamètre maximal, elle est donc comprise entre 0 et 1
- K_s est le **paramètre de dispersion** contrôlant l'écartement de la courbe autour de $D_{opt,s}$, spécifique à chaque espèce s .

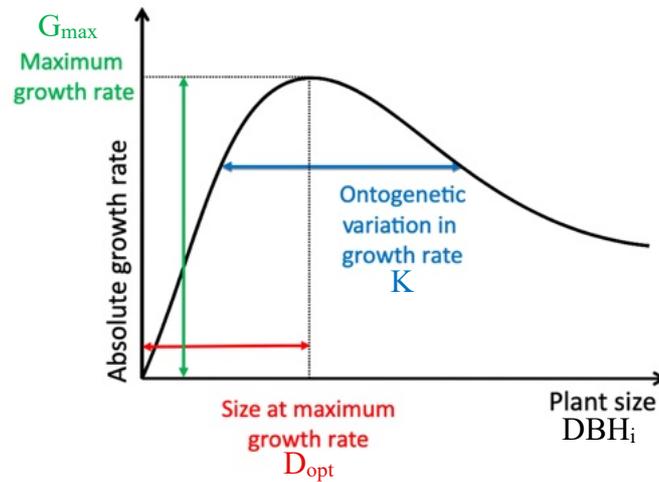


Figure 6 : Schéma conceptuel des trajectoires de croissance des arbres adultes basé sur les paramètres, modifié d'après [Hérault et al., 2011](#).

Le *prior* de l'effet site est défini pour suivre une distribution tel que :

$$\theta_{site} \sim \text{LogNormal}(\log(1), 0.5)$$

La distribution des paramètres du modèle suit :

$$G_{max,s} \sim \text{LogNormal}(\mu_{Gmax}, \sigma_{Gmax})$$

$$K_s \sim \text{LogNormal}(\mu_K, \sigma_K)$$

$$D_{opt,s} \sim \text{LogNormal}(\mu_{\theta d}, \sigma_{\theta d})$$

Les hyperparamètres du modèle décrivent les distributions *a priori* des paramètres espèces. Ils permettent de partager l'information entre espèces, de sorte que l'estimation soit plus robuste pour les espèces avec peu d'observation :

$$\mu_{Gmax} \sim N(\log(1), 0.5), \sigma_{Gmax} \sim N^+(0, 1)$$

$$\mu_K \sim N(\log(1), 0.5), \sigma_K \sim N^+(0, 1)$$

$$\mu_{\theta d} \sim N(\log(0.2), 1), \sigma_{\theta d} \sim N^+(0, 1)$$

Enfin, l'écart type du modèle suit une loi de distribution tel que :

$$\sigma_{growth} \sim N^+(0, 2)$$

Ce modèle bayésien a été implémenté en langage Stan (Carpenter et al., 2017) avec le R-package rstan (Stan Development Team, 2018) afin de prendre en compte l'incertitude des données et d'estimer les accroissements annuels pour différentes espèces. L'accroissement annuel des espèces a été modélisé pour des DBH allant de 0 à 100 cm.

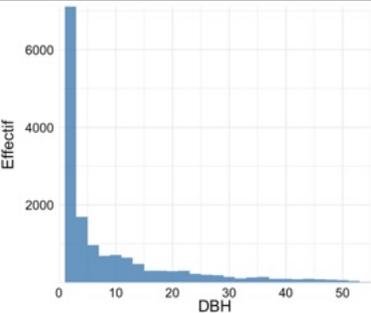
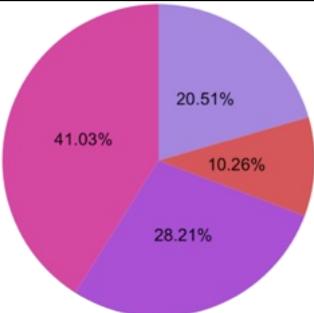
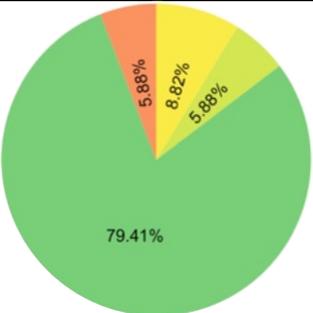
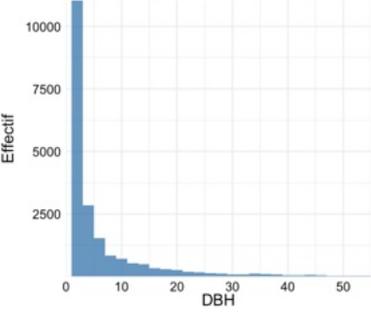
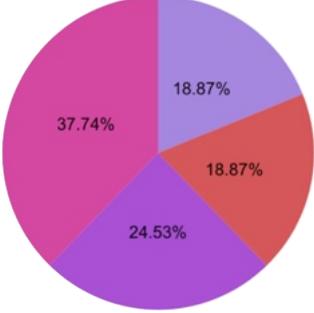
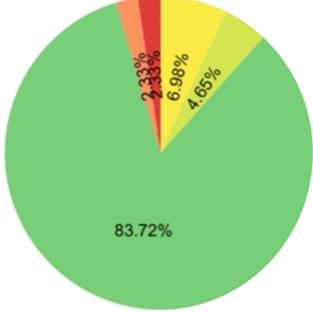
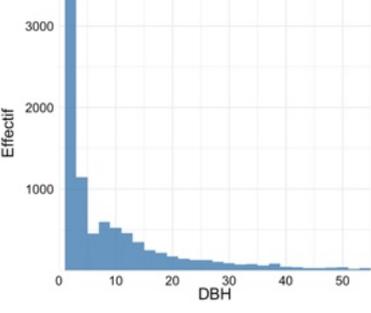
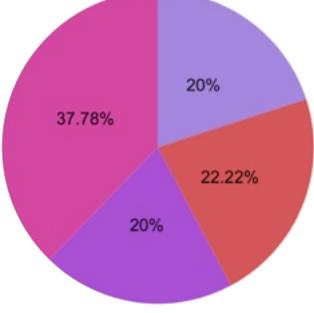
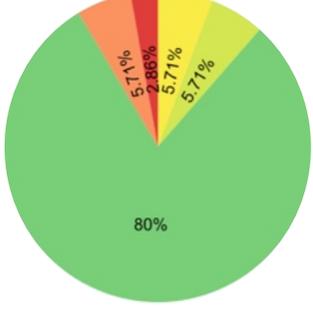
Il a été appliqué au sous-jeu de données *growth* (Figure 4) qui est décliné du jeu de données de base et regroupant l'accroissement annuel par individu et le DBH antérieur. De même, en vue d'obtenir un modèle fiable et robuste, seules les espèces avec plus de 100 individus sur l'ensemble des trois sites (MALO 1, 2 et 3) et qui appartiennent aux espèces d'arbres structurantes de la canopée ont été sélectionnées.

III. RÉSULTATS

1. Analyses descriptives exploratoires du jeu de données

Pour débiter, présentons les données sur l'ensemble des trois sites, 74 espèces et 36 familles de ligneux ont été répertoriées (Annexes 5 et 6). MALO 2 est le site avec la plus grande diversité en termes de famille et d'espèces (Table 1 ; Annexe 6). MALO 1 présente la richesse spécifique la plus basse avec toutefois une représentation plus importante de différentes familles que MALO 3. Concernant les mesures de DBH, les valeurs sont comprises entre 0.36 et 156 cm. De manière générale, plus de 65 % des observations présentent des diamètres inférieurs à 10 cm. Des observations avec un diamètre de plus de 20 cm sont particulièrement rares avec moins de 16 % des observations. En ce qui concerne les taux d'indigénat, les trois sites présentent une majorité d'espèces endémiques des Mascareignes, et de La Réunion avec plus de 50% des individus tels que *Antirhea borbonica* J.F.Gmel., *Chassalia corallioides* (Cordem.) Verdc. et *Labourdonnaisia calophylloides* Bojer. À noter qu'il y a tout de même un pourcentage non négligeable d'espèces exotiques, notamment sur MALO 3 avec environ 24 % des individus, dont 5 espèces communes aux trois sites : *Artocarpus heterophyllus* Lam., *Boehmeria penduliflora* Wedd. ex D.G.Long, *Diospyros nigra* (J.F.Gmel.) Perr., *Psidium cattleianum* Sabine et *Syzygium jambos* (L.) Alston (Annexes 5 et 7). De même, bien que 80% des espèces identifiées sont classées dans le statut « préoccupation mineure » selon l'UICN, plusieurs espèces sont classées comme « vulnérables » telle que *Syzygium borbonicum*, « quasi-menacées » avec *Tabernaemontana persicariifolia* Jacq. voire « en danger d'extinction » représenté par *Drypetes caustica* (Frapp. Ex Cordem.) Airy Shaw notamment (Table 1 ; Annexes 5 et 7). Seuls MALO 2 et MALO 3 présentent des espèces en danger critique d'extinction comme *Poupartia borbonica* J.F.Gmel.

Table 1 : Récapitulatif des données générales par site.

	Nombre d'individus	Richesse spécifique	Nombre de familles	Intervalle DBH (cm)	Distribution des DBH (cm) [0 ; 50]	Indigénat (%)	UICN (%)
MALO1	6243	45	26	[0.71 ; 156]			
MALO2	7627	61	30	[0.36 ; 149.2]			
MALO3	3090	53	25	[0.87 ; 148]			

2. Analyse de communauté : composition et diversité

Les résultats de cette section sont présentés pour chacun des sites (MALO 1, 2 et 3). Il existe une différence significative de diversité et de composition entre les sites, et ceci peu importe l'indice utilisé (*Table 2* et *Figure 7*). Premièrement, les analyses de dispersion multivariée montrent une différence significative de la β -diversité entre les sites, MALO 3 présentant la plus grande β -diversité que ce soit en termes de composition unique ou d'abondance (*Table 2*). MALO 2 présente seulement une β -diversité plus importante que MALO 1 en termes d'abondance de surface terrière alors qu'en termes de composition unique et d'abondance d'individus MALO 1 le surpasse. Toutefois, en observant la composition selon les deux autres modalités, *i.e.* nombre d'individus (*Figure 7B*) et surface terrière (*Figure 7C*), MALO 1 et MALO 2 partagent une composition similaire et MALO 3 se singularise par une composition très différente. Ainsi, les trois sites présentent des compositions en espèces semblables, mais qui se différencient fortement dès l'ajout de l'abondance. À noter que certaines espèces sont uniquement présentes sur un seul site comme *Drypetes caustica* sur MALO 1, *Boehmeria grandis* (Hook. & Arn.) A.Heller sur MALO 2 et *Adenantha pavonina* L. sur MALO 3 (*Annexe 8*).

En élargissant l'analyse sur la composition des sites en fonction du temps, excepté pour la surface terrière, on remarque un changement de structure majeur à partir de 2005 pour MALO 1, et de manière particulièrement abrupte à partir de 2007 pour MALO 2 et 2014 pour MALO 3 (*Figure 7*). En effet, la structure du site MALO 1 est plus variable entre les inventaires et se traduit par une sorte d'« aller-retour » sur le graphique avec en 2016, un retour dans la direction de l'inventaire initial de 1999. Par ailleurs, pour tous les sites et indices, la dispersion semble diminuer dans le temps, traduisant une homogénéisation de la composition bien que cela n'ait pas été testé formellement. Les résultats basés sur le nombre d'individus sont similaires à ceux basés sur la présence-absence des espèces (*Figure 7B* et *Figure 7A*, respectivement), contrastant fortement avec ceux basés sur la surface terrière (*Figure 7C*). Ces derniers sont sensiblement identiques entre les sites au travers des différents inventaires.

Des signaux similaires sont retrouvés dans l'analyse de trajectoire écologique (*Figure 8*). On retrouve le changement abrupt de la structure et de la composition des sites à partir du deuxième ou troisième inventaire, ainsi qu'une forte distinction entre MALO 3 et les deux autres sites. De même, on retrouve cet « aller-retour » pour le nombre d'individus au niveau de MALO 1 (*Figure 8B*). Hormis cette singularité du site de MALO 1, les sites semblent suivre une même trajectoire écologique au vu des géométries similaires. Ainsi, les trois sites se

différencient tant au niveau du cortège floristique d'espèces que de la structure avec toutefois une composition semblable entre MALO 1 et MALO 2.

Table 2 : Résultats des tests statistiques de différences des centroïdes et des dispersions entre MALO 1, MALO 2 et MALO 3 selon la présence/absence des espèces, le nombre d'individus par espèce et la surface terrière par espèce. * indique le niveau de significativité du test avec *** p-value ≤ 0.001.

	Différences de dispersion (PERMDISP)				Différences des centroïdes (PERMANOVA)	
	Moyenne des distances à la médiane			p-value	R ² (%)	p-value
	MALO1	MALO2	MALO3			
Présence-Absence des espèces	0.7349	0.7184	0.7462	0.001(***)	8.16	0.001(***)
Nombre d'individus par espèces	0.6625	0.6159	0.6915	0.001(***)	9.7	0.001(***)
Surface terrière par espèce	0.7176	0.7446	0.8029	0.001(***)	7.57	0.001(***)

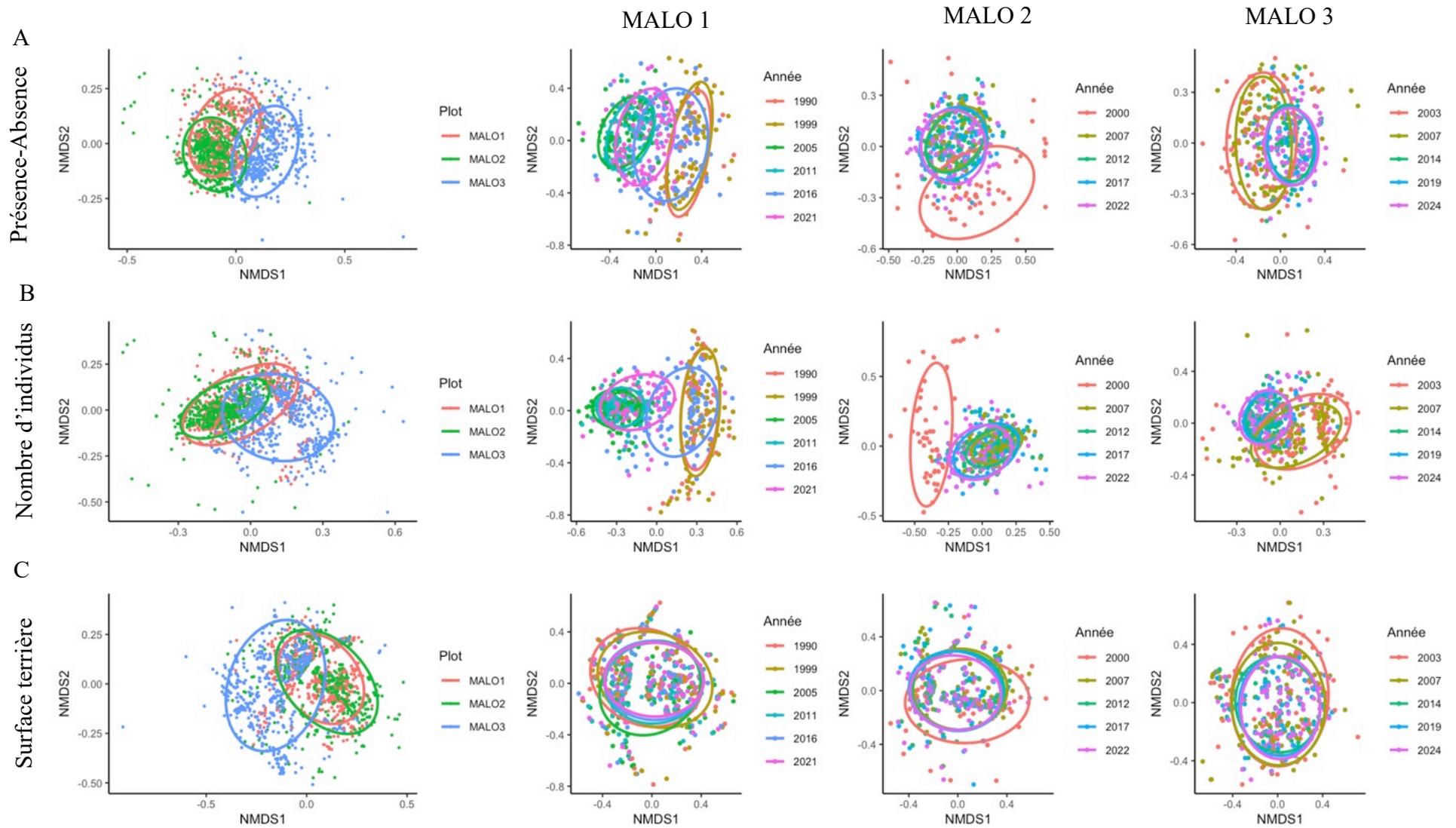


Figure 7 : Ordination multidimensionnelle non métrique (NMDS) par site selon la présence-absence des espèces (A), le nombre d'individus par espèce (B), et la surface terrière par espèce (C).

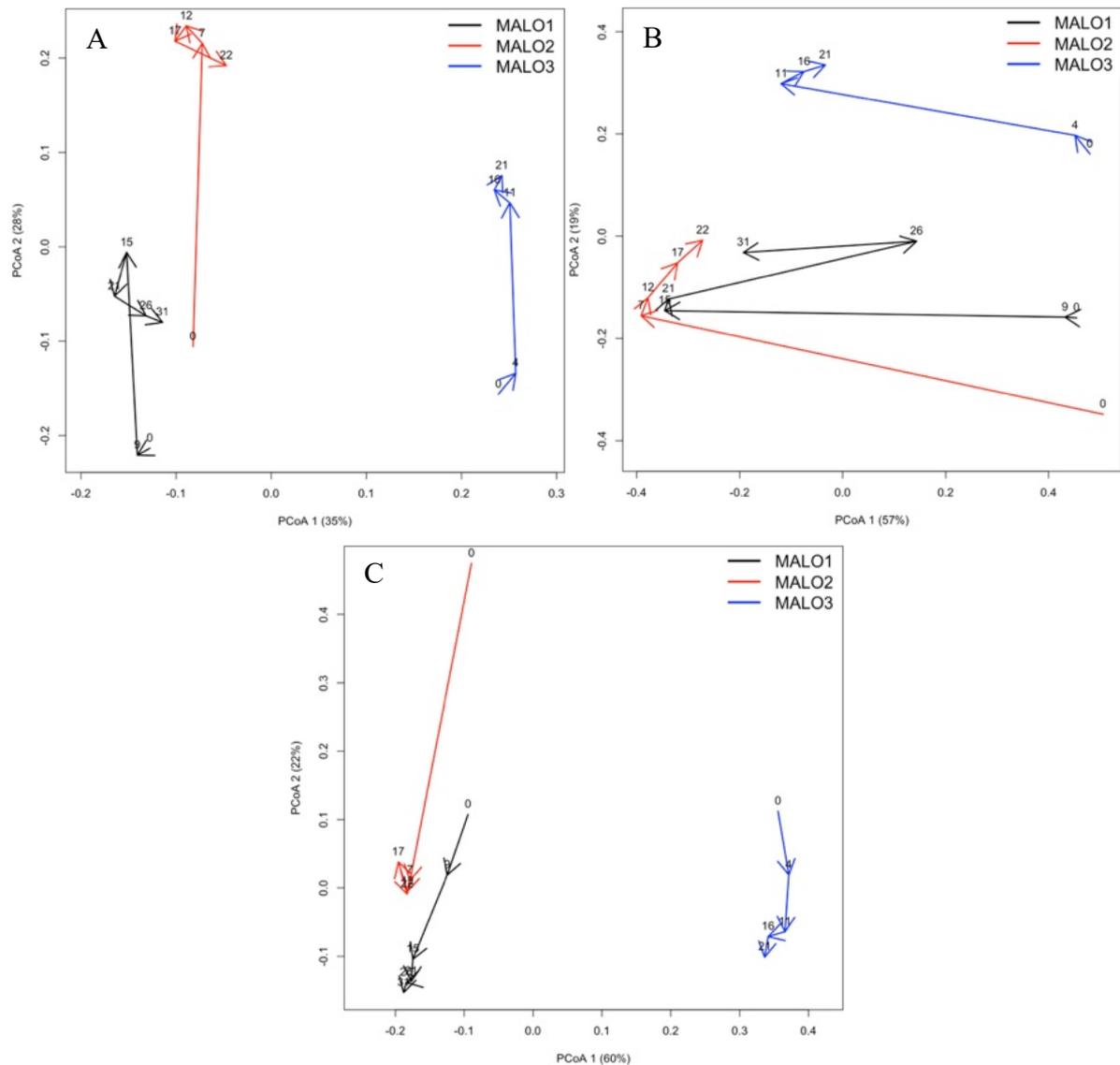


Figure 8 : Analyse de trajectoire écologique pour chaque site selon la présence-absence des espèces (A), le nombre d'individus par espèce (B), et la surface terrière par espèce (C). MALO 1 est représenté en noir, MALO 2 en rouge et MALO 3 en bleu.

3. Analyse de dynamique de population : survie, mortalité et recrutement

Concernant les paramètres démographiques, chaque MALO présente des taux de mortalité différents avec le plus élevé pour MALO 3 avec environ 12.5% et le plus faible pour MALO 1 avec environ 4.5% avec un patron exactement opposé pour le taux de recrutement (Figure 9). À noter que les conditions principales de mortalité varient en fonction du site (Figure 10 ; Annexe 9). En effet, de nombreux arbres sont « morts sur pied » pour MALO 2 et « non retrouvés » pour MALO 3. De même, peu d'évènements de mortalité ont été décrits sur MALO 1 et MALO 2 avec respectivement 80% et 45% des individus indiqués comme « mort ».

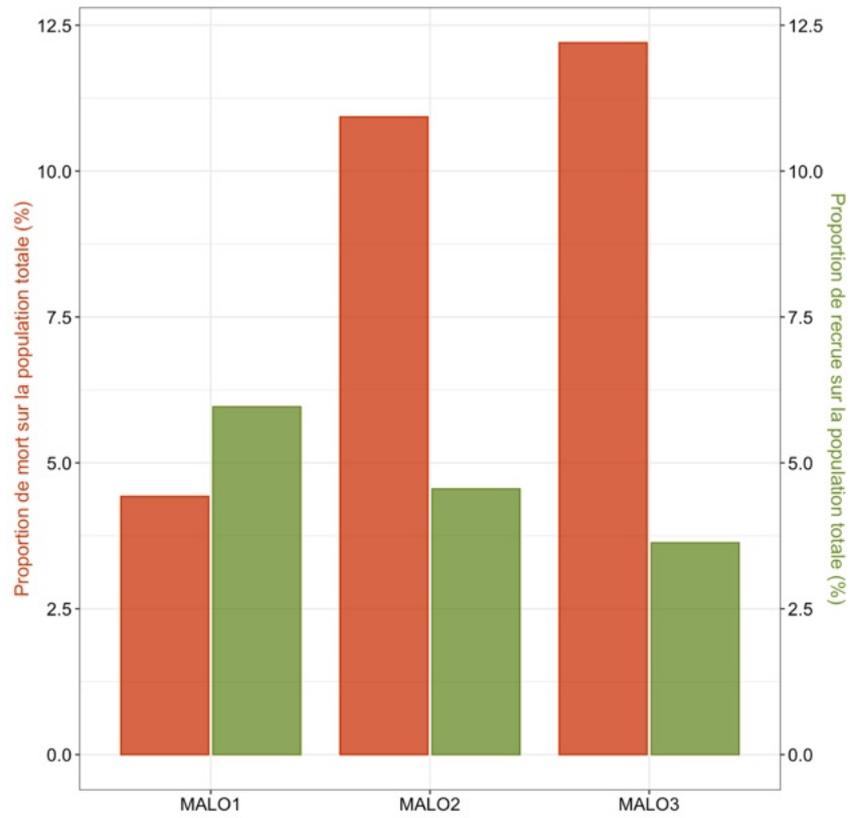


Figure 9 : Proportion de mort (rouge) et de recrue (vert) sur la population totale par site.

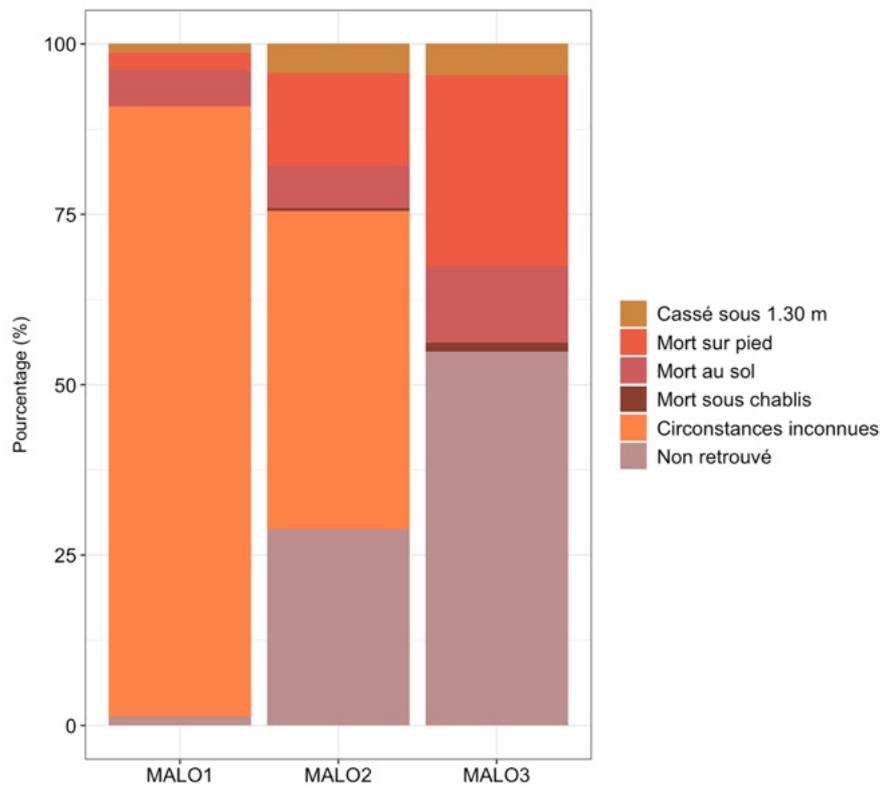
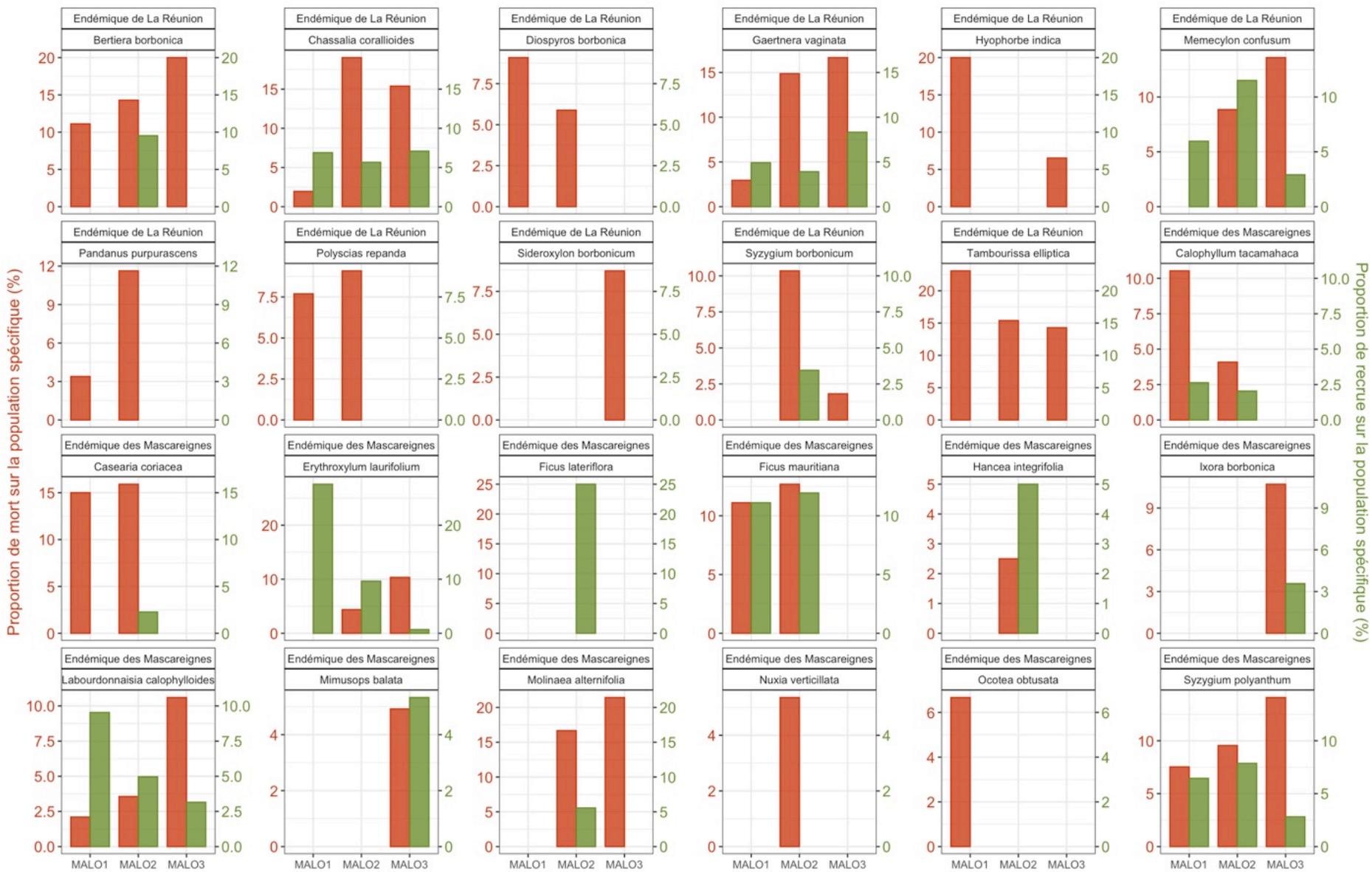


Figure 10 : Pourcentage de mort selon les conditions de la mortalité par site.

Enfin, les taux de mortalité et de recrutement varient entre espèces allant de 1 à 25% pour la mortalité et de 0.5 à 60% pour le recrutement (*Figure 11*). Néanmoins, de grandes tendances émergent :

- (1) certaines espèces comme *Cnestis polyphylla* Lam. et *Ficus mauritiana* Lam. ont des proportions de recrutement et de mortalité équivalentes ;
- (2) d'autres espèces telles que *Pandanus purpurascens* Thouars et *Polyscias repanda* (DC.) Baker sont uniquement caractérisées par des événements de mortalité ;
- (3) tandis que d'autres espèces sont uniquement caractérisées par du recrutement comme *Ficus lateriflora* Vahl et *Artocarpus heterophyllus* ;
- (4) les autres espèces sont soit caractérisées par des taux de recrutement plus élevés que ceux de mortalité (*Coffea mauritiana* Lam.) ou inversement (*Casearia coriacea* Vent.).

Il est crucial de prendre en compte la survie des espèces structurantes et les plus abondantes des sites au cours du temps. Les résultats montrent que la survie des espèces diminue avec le temps, avec un effet important du DBH (*Figure 12*). Plus un individu a un petit diamètre, plus sa probabilité de survivre diminue. En effet, de manière générale, pour toutes les espèces, les individus avec un DBH de 1 cm ont une probabilité de survie plus faible que les individus de 10 cm. Les individus de 20 cm ou plus ont une probabilité de survie très élevée. Cependant, nos résultats mettent en avant un support statistique fort pour l'effet espèce (*Figure 13A*). En effet, d'après les valeurs de γ_s , la survie de certaines espèces est fortement dépendante du DBH que d'autres telles que *Labourdonnaisia calophylloides* (*Figure 13A* ; [1]), *Diospyros borbonica* I.Richardson (*Figure 13A* ; [4]). Autrement dit, plus leur DBH est grand, plus les individus de ces espèces ont une chance élevée de survivre dans le temps, indiquant une mortalité forte des petits diamètres. À l'inverse, la survie de certaines espèces telles que *Antidesma madagascariense* Lam. (*Figure 13A* ; [23]) et *Aphloia theiformis* (Vahl) Benn. (*Figure 13A* ; [26]) est moins influencée par le DBH. Cela se traduit par une probabilité de survie plus grande pour des petits diamètres. Néanmoins, la gamme de variation de l'incertitude est très grande selon l'espèce comme l'indique l'erreur du modèle plus importante pour *Litsea glutinosa* (Lour.) C.B.Rob. ou *Aphloia theiformis* (*Figure 12*) contrairement à une estimation beaucoup plus précise pour *Labourdonnaisia calophylloides* et *Antirhea borbonica*. En comparant espèces natives et espèces exotiques, on remarque que toutes les espèces exotiques ont des probabilités de survie supérieures à 50 % au bout de 50 ans, excepté *Litsea glutinosa*, tandis que plusieurs espèces natives atteignent des probabilités de survie entre 12 et 25 % en 50 ans comme *Syzygium borbonicum*, *Antirhea borbonica* ou *Nuxia verticillata* Lam.



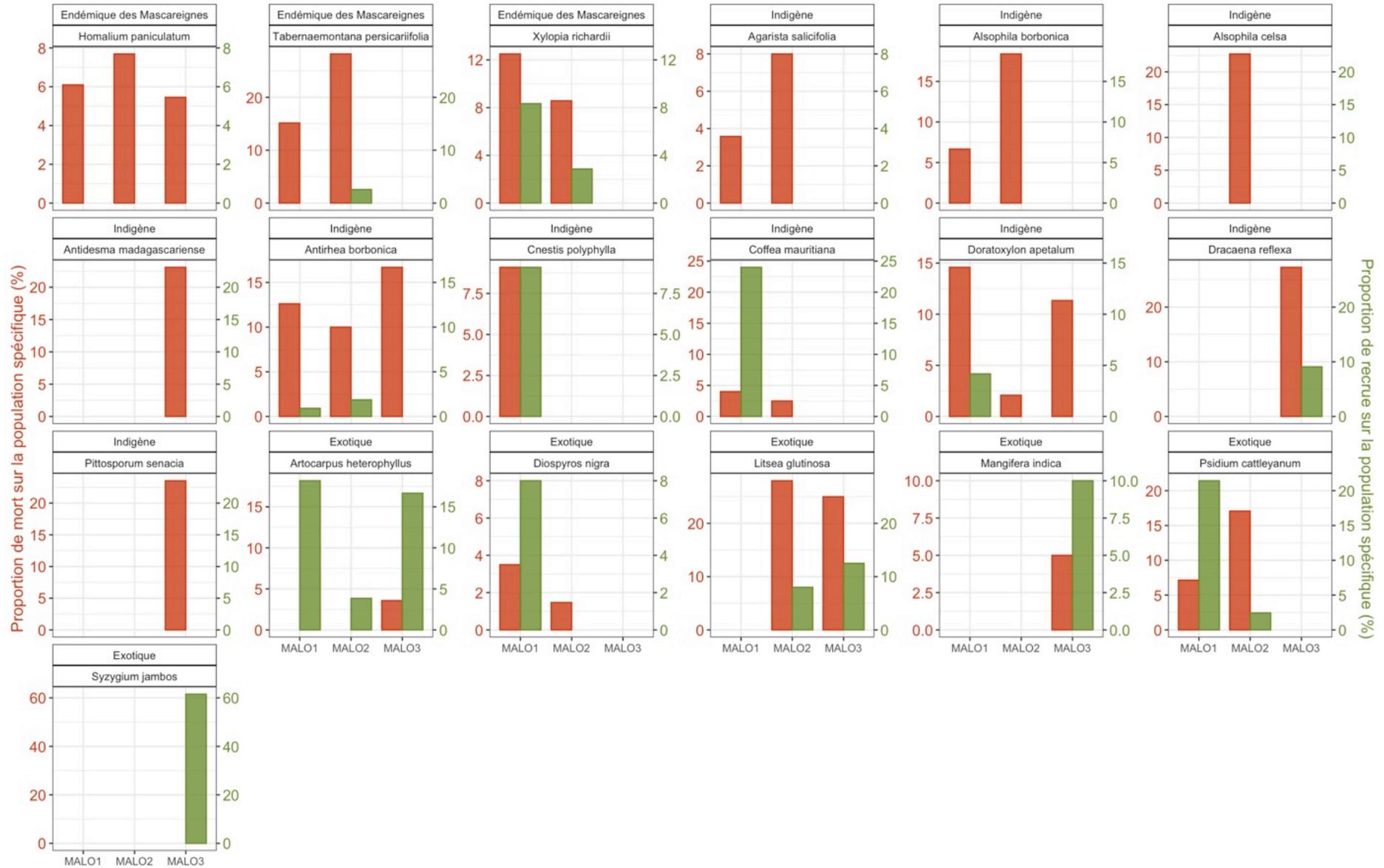
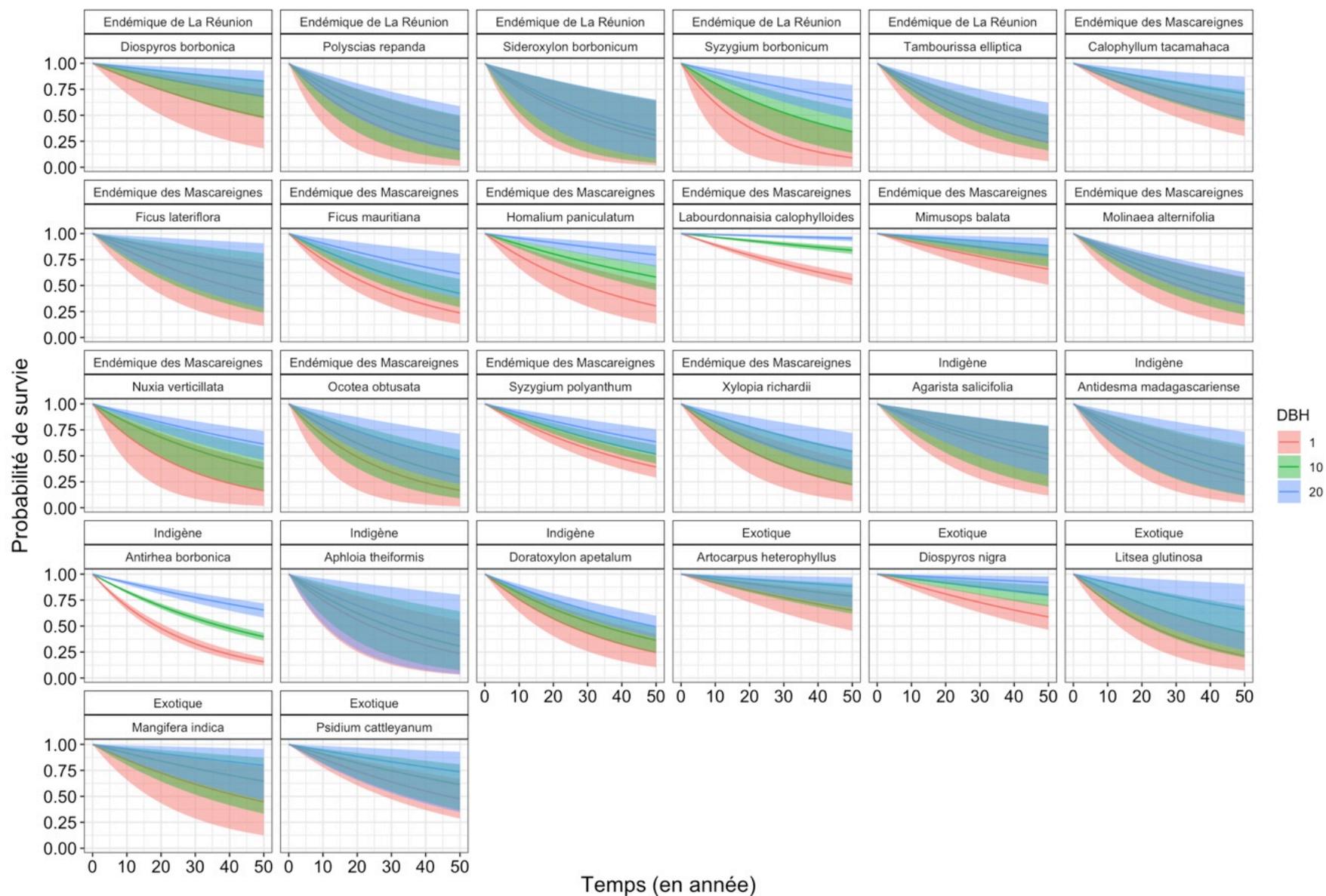


Figure 11 : Proportion de mort (rouge) et de recrue (vert) sur la population spécifique par site et espèce. Les espèces sont classées par niveau d'indigénat.



26 *Figure 12* : Probabilités de survie par espèce en fonction du temps et du DBH exprimé en cm. Les espèces sont classées par niveau d'indigénat.

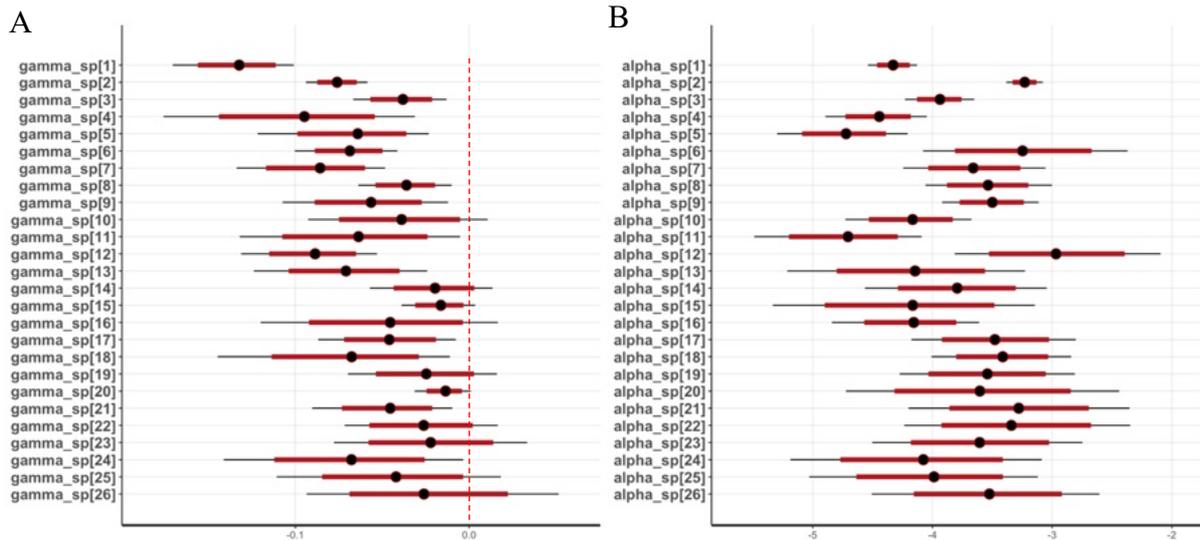


Figure 13 : Paramètres γ_s (A) et α_s (B) de la fonction de risque h du modèle de survie. L'intervalle de crédibilité de 80% est indiqué en rouge tandis que celui à 95% est indiqué en noir. Les indices entre crochets correspondent à l'indice de l'espèce tels que : [1] *Labourdonnaisia calophylloides*, [2] *Antirhea borbonica*, [3] *Syzygium polyanthum*, [4] *Diospyros nigra*, [5] *Mimusops balata*, [6] *Nuxia verticillata*, [7] *Homalium paniculatum*, [8] *Doratoxylon apetalum*, [9] *Ficus mauritiana*, [10] *Calophyllum tacamahaca*, [11] *Artocarpus heterophyllus*, [12] *Syzygium borbonicum*, [13] *Diospyros borbonica*, [14] *Molinaea alternifolia*, [15] *Agarista salicifolia*, [16] *Psidium cattleianum*, [17] *Xylopiia richardii*, [18] *Litsea glutinosa*, [19] *Tambourissa elliptica*, [20] *Sideroxylon borbonicum*, [21] *Ocotea obtusata*, [22] *Polyscias repanda*, [23] *Antidesma madagascariense*, [24] *Mangifera indica*, [25] *Ficus lateriflora*, [26] *Aphloia theiformis*.

4. Analyse de croissance

Les résultats de l'analyse de croissance indiquent un effet général du site plus important pour MALO 3 et plus faible pour MALO 1 (Figure 14). De même, MALO 3 présente un effet site positif (> 1) par rapport aux deux autres sites qui ont un effet site négatif. C'est-à-dire que l'ensemble des individus sur MALO 3 ont tendance à pousser plus rapidement que les individus sur MALO 1 et 2. Concernant les mesures d'accroissements annuels observés, les valeurs sont comprises entre -1.5 et 3.5 cm par an. L'analyse de croissance à l'échelle des espèces montre que la croissance de certaines espèces diminue, voire se stabilise avec le DBH, tandis que d'autres ne semblent pas dépendre du DBH (Figure 15). Pour les espèces décrivant une croissance en cloche, cela signifie que le taux de croissance est plus élevé pour des DBH plus faibles, possiblement des jeunes recrues, et pour les autres, l'accroissement est constant tout au

long de la trajectoire de croissance en DBH. De manière générale, on retrouve trois types de courbes : (i) une courbe logarithmique pour *Labourdonnaisia calophylloides* et *Diospyros nigra*, (ii) une courbe en forme de cloche plus ou moins marquée pour *Mimusops balata* (Aubl.) C.F.Gaertn. et *Nuxia verticillata*, et enfin (iii) une courbe plate pour *Syzygium borbonicum*, *Antirhea borbonica* ou *Ficus mauritiana*. Il est notable de mentionner la courbe unique de *Calophyllum tacamahaca* Willd. décrivant une croissance sigmoïde, dans laquelle le pic de croissance (G_{max}) n'est pas clairement atteint. Pour toutes les espèces, les courbes d'accroissements ne dépassent pas 0.5 cm par an et il ne semble pas y avoir de différences entre espèces exotiques et espèces natives. De plus, l'incertitude varie grandement selon l'espèce, comme l'indique l'enveloppe d'erreur plus importante pour *Calophyllum tacamahaca* ou *Ficus mauritiana* comparé à *Labourdonnaisia calophylloides* et *Syzygium borbonicum* dont la prédiction du modèle est bien plus précise (*Figure 15*).

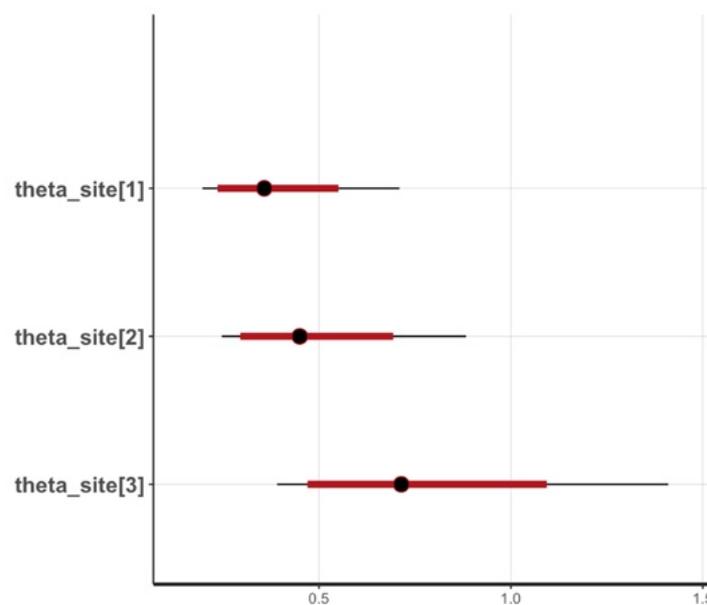


Figure 14 : Effet site θ du modèle de croissance hiérarchique. L'intervalle de crédibilité de 80% est indiqué en rouge tandis que celui à 95% est indiqué en noir. Les indices entre crochets correspondent à l'indice du site tels que : [1] MALO 1, [2] MALO 2 et [3] MALO 3.

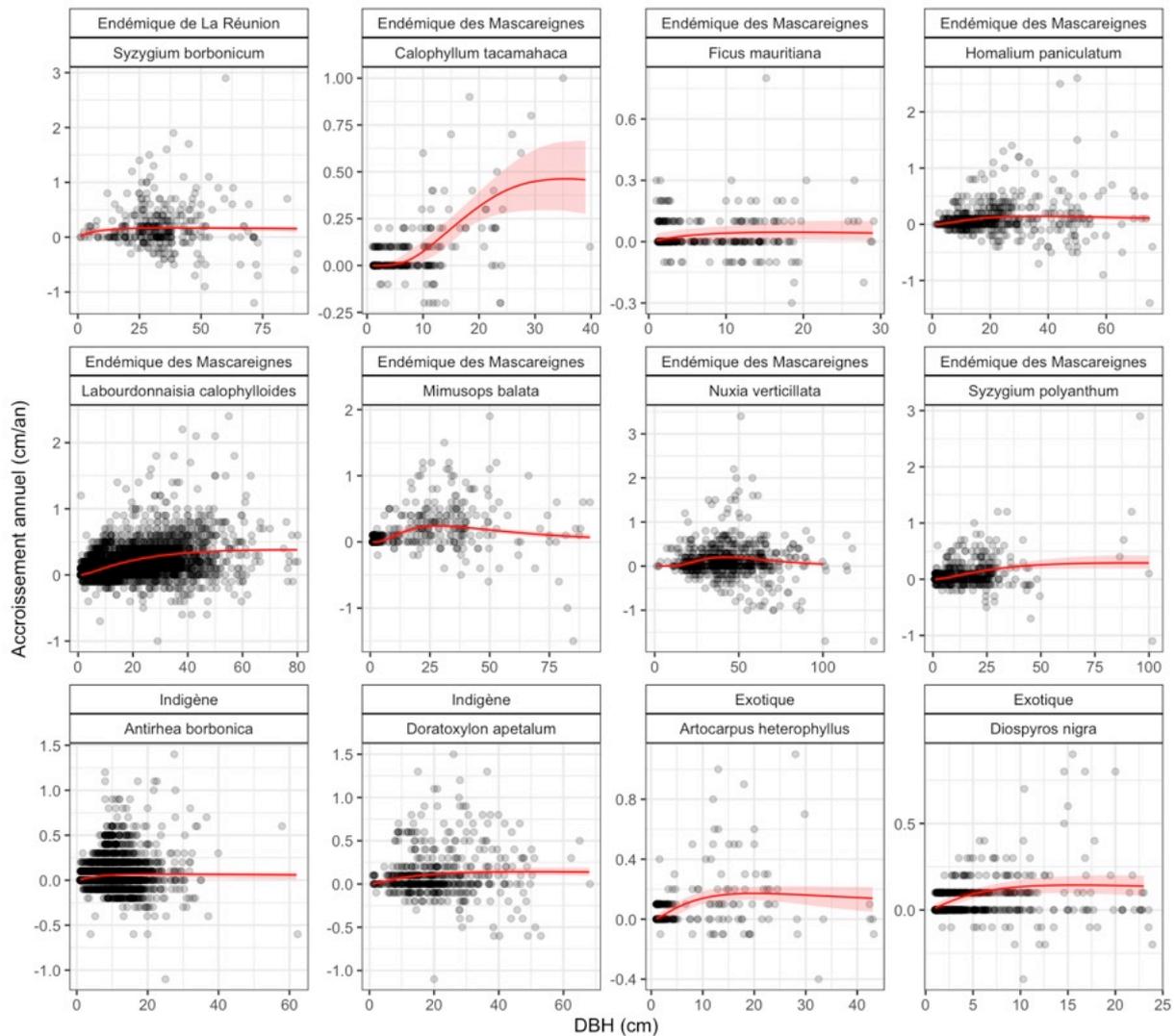


Figure 15 : Prédiction des accroissements annuels en fonction du DBH pour les espèces les plus abondantes sur les trois sites. La ligne rouge correspond à la prédiction du modèle de croissance bayésien avec l'écart type de la prédiction en rouge pâle. Les espèces sont classées par niveau d'indigénat.

IV. DISCUSSION

Les données issues du suivi temporel des sites de la forêt de basse altitude de Mare-Longue ont permis de caractériser (1) la dynamique d'assemblage des communautés (*i.e.* composition, diversité...), (2) la dynamique de population en explorant la probabilité de survie, la mortalité et le recrutement des espèces structurantes du suivi de ce type de forêt, et (3) la croissance des individus. Les résultats obtenus sont prometteurs et assurent que la procédure de sélection et de nettoyage des données soit pertinente et robuste. Enfin, les méthodes de modélisation récentes et innovantes ont fourni des résultats riches et engageants pour une

valorisation bien au-delà du *data paper* prévu à l'origine. Les sections ci-dessous présentent les résultats principaux et en proposent une interprétation, à la fois d'un point de vue méthodologique et écologique.

Vision générale et résultats principaux

D'un point de vue général, le suivi temporel des hectares permanents de Mare Longue, nous a permis de mettre en avant des trajectoires de croissance différentes en fonction des espèces, avec un signal majoritaire de diminution de l'accroissement avec l'augmentation du DBH (*Figure 15*). L'effet espèce est cependant moins marqué que l'effet site, plus particulièrement sur MALO 3. En ce qui concerne la dynamique de population, les taux de mortalité, de recrutement ainsi que les circonstances de mortalité varient en fonction des sites (*Figures 9 à 11*). De même, la survie des espèces diminue avec le temps et augmente avec le DBH, avec un effet espèce important (*Figures 12 et 13*). Enfin, d'après les analyses de composition, il existe une différence significative de diversité et de composition entre les trois sites (*Table 2*). Les communautés de Mare-Longue regroupent un ensemble d'espèces endémiques des Mascareignes et de La Réunion ainsi que quelques espèces exotiques (*Table 1*). Plusieurs de ces espèces sont communes entre les trois sites et d'autres n'ont été relevées que dans certains sites. La composition et la structure des sites a également significativement changé entre les premiers inventaires avant de se stabiliser (*Figures 7 et 8*).

La diversité et la composition

Les trois sites présentent d'importants changements au cours des inventaires (*Figures 7 et 8*). La plupart de ces changements sont directement liés à l'aspect méthodologique. En effet, les modifications relevées à partir de 2005 pour MALO 1, 2007 pour MALO 2 et 2014 pour MALO 3 sont dues au changement du seuil de mesure qui était de 8 cm avant de passer à 1 cm. Ainsi, cela a eu un impact tant sur la présence-absence des espèces que sur le nombre d'individus par espèce. Toutefois il n'y a pas eu de changement abrupt au niveau de la composition selon la surface terrière puisque les arbres structurants, c'est-à-dire ceux à grand DBH, ont été mesurés depuis le début. Cela n'a eu pour effet qu'un resserrement de la dispersion des placettes puisque plus de 65% des observations présentent des diamètres inférieurs à 10 cm (*Table 1*). Par ailleurs, cela peut signaler l'absence d'évènements de trouées dans la canopée qui favorisent la croissance des espèces ([Harrison et al., 2013](#) ; [Hérault et al., 2010](#)). C'est ce qui a notamment été observé en Amérique du Sud par Lewis et al. (2004). Enfin,

le changement étonnant observé au niveau de la composition de MALO 1 en termes d'individus s'est avéré être lié à un échantillonnage incomplet en 2016.

Toutefois, on peut se demander si la prolifération des espèces exotiques au sein des sites est à l'origine des récents changements de composition et de structure des communautés, tels que mis en évidence par l'ETA. En effet, bien que les trois sites conservent des espèces classiques de la canopée comme *Labourdonnaisia callophylloides*, *Antirhea borbonica* et *Nuxia verticillata* ainsi que des espèces caractéristiques de la strate arbustive, telles que *Chassalia coralloides* (Kirman et al., 2007), plusieurs espèces exotiques typiques des forêts de basse altitude, notamment *Psidium cattleianum* et *Syzygium jambos*, y ont également été recensées (Fenouillas et al., 2021). Par ailleurs, les nombreuses espèces exotiques ou cultivées expliquent en partie la singularité de MALO 3 avec une forte β -diversité et un faible nombre d'individus. Ces espèces constituent la marque d'une exploitation ancienne des forêts de cette région agricole du sud de la Réunion. En effet, nous soupçonnons d'anciennes activités de plantation ou d'introduction involontaire d'espèces cultivables au niveau de ce site au vu du corridor qui forme la forme la forêt de Mare longue, entourée par des agrosystèmes. En effet, la commune de Saint-Philippe est caractérisée par de nombreuses activités agricoles avec notamment la filière canne à sucre ou la filière d'arboriculture fruitière (Herold et Techer, 2020 ; Thébaud et al., 2019). L'introduction d'espèces exotiques ou cultivées pourrait être également liées aux habitants qui empruntent les chemins de randonnée. D'un point de vue conceptuel, cette particularité dans la diversité pourrait être due à des interactions compétitives plus importantes au niveau de ce site puisqu'il est moins isolé, près d'un sentier et à une altitude différente. Ainsi, des mécanismes tels que la coexistence locale voire l'exclusion compétitive peuvent être davantage marqués au niveau de MALO 3 (Chesson, 2000 ; Stropp et al., 2009). Ces mécanismes rendent possible de grande différence de diversité à l'échelle locale et à l'échelle spatiale (Lewis et al., 2004).

La dynamique de population, survie, mortalité et recrutement

De la même manière, la mortalité et le recrutement peuvent également conduire à d'importantes variations de diversité à l'échelle locale et spatiale puisque la survie est influencée par la densité, la distance ainsi que l'identité des voisins (Chesson, 2000 ; Connell, 1971 ; Janzen, 1970). Pour le moment, les causes de mortalité n'ont pas été observées au niveau de Mare-Longue. Les codes de mortalité permettent d'avoir un aperçu des circonstances de la mortalité, tout du moins sur MALO 3 puisqu'ils ont été instauré en 2024. Cela explique les pourcentages de morts sans connaissance des circonstances pour MALO 1 et 2 qui ont été

inventoriées en 2021 et 2022 respectivement (*Figure 10*). Concernant les nombreux arbres non retrouvés sur MALO 3, nous soupçonnons un effet du cyclone Belal de janvier 2024, soit quelques mois avant l'inventaire, qui aurait pu casser et déraciner la plupart des juvéniles non retrouvés. Les fluctuations climatiques et perturbations causées par Belal pourraient expliquer également le taux de mortalité important et le taux de recrutement faible sur ce site par rapport aux deux autres (Comita et Engelbrecht, 2014 ; Condit et al., 1996). Du fait d'un échantillonnage incomplet lors de certaines campagnes, seuls les derniers inventaires ont été étudiés. Ainsi, une certaine rigueur devra être mise en place afin d'obtenir l'échantillonnage le plus complet possible pour les futurs inventaires.

De manière générale, les taux de mortalité, de recrutement et les probabilités de survie varient fortement entre espèces (*Figures 11 à 13*). Par exemple, *Agarista salicifolia* (Lam.) G.Don est une espèce pionnière qui nécessite une coulée récente pour se régénérer, qui peut persister longtemps dans la succession, mais qui éventuellement devient sénescente sans pouvoir se renouveler (Kirman et al., 2007 ; Meunier et al., 2010). Ce qui est cohérent avec nos résultats d'absence totale de recrutement de cette espèce sur les trois sites. Certaines espèces ont des taux de recrutement faible voir nuls, ce qui peut s'expliquer en partie par la perte des agents de dispersion naturels suite à la colonisation de l'île (Agnarsson et Kuntner, 2012) ou de l'exploitation humaine (Albert et al., 2024). En effet, Albert et al. (2024) ont montré dans cette région du sud de La Réunion que les plantes indigènes à petites graines étaient relativement bien dispersées mais ne persistaient pas contrairement aux graines moyennes encore dispersées. Dans notre dispositif et sur l'ensemble des relevés, les espèces à fruits charnus étaient quasiment absentes des recrues, ce qui va dans le sens de la littérature illustrant les faibles taux de recrutement pour des espèces à dispersion par zoochorie (Harrison et al., 2013). En revanche, les plantes exotiques présentent, dans nos résultats, des taux de recrutement nettement plus élevés que les plantes natives, ce qui avait déjà été observé par Albert et al. (2024) pour *Psidium cattleianum* et *Miconia crenata* (Vahl) Michelang.

Nos résultats s'alignent avec la littérature, et illustrent un signal fort de l'augmentation de la survie avec le DBH (Muller-Landau et al., 2006a). En effet, les petits DBH (entre 5 et 10 cm) ont des taux de mortalité élevés comme cela a été montré précédemment (Appolinário et al., 2005). Les facteurs de mortalité peuvent varier en fonction du site, du fait d'une forte hétérogénéité du sol, de la pente et de l'altitude, et des configurations forestières différentes (Choat et al., 2018). Par exemple, la régénération des forêts se développant sur les coulées de lave à Hawaï peut être affectée par les modifications de la biogéochimie liées au changement climatique (Anderson-Teixeira et al., 2008 ; Anderson-Teixeira et Vitousek, 2012). Dans le

cadre de notre dispositif expérimental, ajouter des suivis chaque année sur 20% des sous-placettes permettrait de tester des hypothèses quant aux causes précises de mortalité notamment après des périodes de stress ([International Tree Mortality Network, 2025](#)), comme les sécheresses prolongées ou les cyclones. Ainsi, ce type de suivi permettrait d'affiner notre connaissance de la dynamique forestière de Mare-Longue.

La croissance

Les résultats les plus marquants sont la très faible croissance des arbres, peu importe leur statut, et la forte variation des trajectoires de croissance entre espèces. Une des observations issue de la compilation du jeu de données de croissance est la sur-abondance de valeur d'accroissement négative (*Figure 15*). La principale explication est la présence de plusieurs erreurs de mesure cumulées à différent niveau : un changement dans la méthodologie de mesure, peut-être utilisation d'un pied à coulisse au lieu d'un ruban DBH-mètre ; un changement de hauteur de mesure d'une année à l'autre, et des erreurs de notation et d'encodages. La précision des outils de mesure peut également être problématique puisqu'il s'avère que certaines espèces croient très lentement. Ainsi, les variations de DBH pourraient ne pas être décelées avec les outils actuels.

Si nous explorons les causes biologiques pour expliquer les valeurs négatives, l'effet de saisonnalité sur la croissance peut engendrer des variations saisonnières de DBH tel que décrit par Stahl et al. (2010) en Guyane française. Des taux de croissance négatifs ont été mesurés durant les périodes sèches où l'humidité relative diminue. Ainsi, il y a un processus de dessiccation qui se met en place chez les arbres tant au niveau de l'écorce qu'au niveau des tissus élastiques du tronc qui tendent à rétrécir en fonction de l'humidité atmosphérique ([Stahl et al., 2010](#)). Cette hypothèse de dessiccation pourrait expliquer le nombre conséquent d'accroissements annuels négatifs dans notre étude. Stahl et al. (2010) suggèrent que les troncs gonflent du fait d'une humidité relative atmosphérique constamment élevée, associée à de fortes pluies au début de la période humide. L'importante humidité de la forêt de Mare-Longue, peut entraîner des modifications dans la structure du bois, bien que cela n'ait pas été testé. Un suivi annuel de plusieurs espèces sur un sous-ensemble du dispositif permettrait de tester cette hypothèse et offrir une partie de l'explication sur la persistance de valeurs négatives aberrantes.

Malgré cela, nous avons pu retrouver des courbes de croissances similaires à la littérature avec des taux de croissance élevés entre 20 et 50 cm ([Ngugi et al., 2015](#)). De même, l'accroissement maximal modélisé à 0.5 cm/an ne semble pas si faible en comparaison avec les résultats obtenus en Australie qui s'élèvent à 0.96 cm/an ([Ngugi et al., 2015](#)). La croissance des

arbres a tendance à suivre une courbe en forme de cloche mais également une courbe sigmoïde (Appolinário et al., 2005 ; Condit et al., 1993 ; Muller-Landau et al., 2006a). Elle est très dépendante de la taille comme c'est le cas de la survie. La variation interspécifique observée peut être liée aux traits fonctionnels des espèces qui peuvent être des espèces sciaphiles ou de sous-canopée à croissance plus lente ou des espèces héliophiles ou de canopée à croissance plus rapide (Appolinário et al., 2005). La densité du bois joue également sur la vitesse de croissance (Héroult et al., 2010). La compétition entre des espèces complémentaires peut influencer la dynamique de croissance du site (Kunstler et al., 2011). Ces traits sous-tendent à des compromis entre stratégies d'acquisition des ressources, défense, et allocation d'énergie à la reproduction (Baker et al., 2003). Ces tendances suggèrent que les genres ayant des taux de croissance absolus plus élevés, y compris de nombreux arbres de la canopée et émergents, mais pas les pionniers, augmentent au détriment des genres à croissance plus lente, qui comprennent de nombreux arbres de la sous-canopée plus petits et plus anciens (Laurance et al., 2004).

Toutefois, les interactions intraspécifiques sont plus préjudiciables pour la croissance que les interactions interspécifiques puisque les espèces occupent différentes niches (Aussenac et al., 2018). L'effet de niche est important à prendre en compte puisque certaines espèces rares tendent à avoir des taux de croissance plus élevés que les espèces communes (Chesson, 2000 ; HilleRisLambers et al., 2012). Enfin, la forêt de Mare-Longue semble toujours en déséquilibre puisque la distribution des DBH ne suit pas une exponentielle négative (Muller-Landau et al., 2006b ; Meunier et al., 2010). Étudier les traits fonctionnels ainsi que la phénologie des espèces de Mare-Longue permettrait de comprendre davantage les variations dans le cycle des populations et potentiellement expliquer ce déséquilibre.

Limites méthodologiques et enjeux du suivi à long terme

La mise en place de surveillance à long terme est très complexe et requiert une main d'œuvre importante. Les données qui en ressortent sont d'autant plus complexes puisqu'elles cachent des erreurs d'observation, des données manquantes en lien avec des erreurs méthodologiques et des recensements incomplets (Malhi et al., 2002). De même, les intervalles de temps inégaux ainsi que les imbrications et autocorrélations spatiales rendent compliqué la modélisation des dynamiques forestières (Eitzel et al., 2013). Il est important de prendre en compte la possibilité de biais positifs et négatifs (Phillips et al., 2002). Par exemple, il peut y avoir un biais au niveau de la sélection des sites, notamment en choisissant des sites *gap-free*, c'est-à-dire sans trouées, ce qui impacte les résultats observés. Ou des erreurs de mesures comme nous avons pu constater au cours de l'étude, que ce soit au niveau des recensements

incomplets, des changements de hauteur de mesure ou encore de la prise en compte tardive des branches. Pour pallier cela, il faudrait déterminer une hauteur fixe pour les mesures de diamètre des futurs inventaires et d'améliorer les vérifications terrains effectuées après les campagnes d'inventaires en prenant en compte les données manquantes et les erreurs de mesure.

Tout cela peut poser problème lors de la modélisation et amener à des sélections drastiques au niveau des données. Par ailleurs, les espèces à faible effectif sont difficiles à modéliser d'où l'absence de certaines espèces dans nos analyses de survie et de croissance (Condit et al., 2002). Étudier la croissance, la mortalité et le recrutement demande également d'être rigoureux puisque les événements démographiques sont variables à l'échelle de l'individu (Gravel et al., 2011). Par exemple, il existe des sources stochastiques et déterministes de variation dans la réponse à l'environnement à travers les niveaux d'organisation, des individus aux communautés au travers de variabilité phénotypique et de variation environnementale spatiale. Ainsi, il est nécessaire de prendre un ensemble de facteurs dans la création des modèles tels que la nature probabiliste des naissances et des décès au niveau des individus (stochasticité démographique), la variation des taux de recrutement et de mortalité au niveau de la population selon les périodes ou les lieux (stochasticité environnementale), le sexe des individus et la variation des taux vitaux parmi les individus au sein d'une population (hétérogénéité démographique) (Melbourne et Hastings, 2008).

Les connaissances sur la forêt de Mare-Longue sont limitées et éparées. Deux grands travaux ressortent : la thèse de Thérésien Cadet (1977) et celle de Dominique Strasberg (1994). En comparant nos données, nous avons pu retrouver les mêmes espèces avec 43 espèces identifiées par Strasberg (1994), les espèces du genre *Syzygium* n'ayant pas été identifiées jusque-là. Des espèces exotiques comme *Psidium cattleyanum* ou *Artocarpus heterophyllus* étaient déjà observées au moment de la thèse mais constituées moins de 5%. Le taux plus élevé dans notre étude pourrait être lié au changement de seuil de mesure mais également à l'expansion des espèces exotiques depuis ces dernières années (Fenouillas et al., 2021). Les mêmes genres ont été identifiés par Cadet (1977). Comparer les anciennes abondances avec les abondances actuelles permettrait également de voir de potentiels changements significatifs au sein des espèces. De même, nous n'avons pas étudié la distribution spatiale des espèces qui semble être significative pour certaines espèces. Cela permettrait de déterminer des mécanismes de dispersion des espèces notamment. De même, reprendre les travaux de Cadet (1977) et mettre à jour les informations sur la forêt de Mare-Longue nous permettraient d'améliorer les modèles et nos connaissances sur sa dynamique. Cette présente étude a permis de donner une vision globale de l'état actuel de la forêt de Mare-Longue qui est caractérisée par une diversité

importante avec de nombreuses espèces endémiques, une croissance faible qui diffère selon les espèces et des individus qui survivent dans le temps plus leur DBH est grand.

Enfin, se pose la question de la gestion des espèces exotiques puisque nous avons pu voir qu'elles représentaient une part non négligeable des espèces de Mare-Longue. De même, elles montrent une croissance davantage dynamique tout en survivant dans le temps. En général, les forêts augmentent leur résistance et leur résilience au fil du temps et d'événements perturbateurs répétés (Comita et Engelbrecht, 2014). Or ici nous sommes dans une forêt primaire, c'est-à-dire n'ayant peu connu de perturbations humaines. Aussi, se pose la question de la tolérance de Mare-Longue face à l'envahissement par les espèces exotiques. Ces espèces deviennent de plus en plus problématiques au niveau de La Réunion (Fenouillas et al., 2021) et le fait d'en retrouver dans la forêt de Mare-Longue, dernier vestige de forêt tropicale mégatherme hygrophile de basse altitude, soulève de sérieux challenges pour sa conservation et les choix dans sa gestion.

V. CONCLUSION

Les données issues du suivi des sites de Mare-Longue ont permis d'approfondir la compréhension de la dynamique forestière de cette forêt insulaire unique. Les analyses ont révélé une diminution, voire une stabilisation de la croissance des individus avec l'augmentation du diamètre pour la plupart des espèces, mettant en évidence un effet site particulièrement marqué, notamment sur MALO 3. Concernant la dynamique de population, la survie des espèces diminue avec le temps, mais augmente avec le DBH. Les taux de mortalité, de recrutement et les circonstances de mortalité sont variables selon les sites. Cet aspect met en lumière la complexité des interactions écologiques à long terme et la façon dont les espèces réagissent différemment aux conditions du milieu. Les analyses de composition floristique ont aussi révélé des différences significatives entre les trois sites. MALO 1 et MALO 2 partagent des caractéristiques écologiques communes, tandis que MALO 3 présente une composition végétale distincte, soulignant l'hétérogénéité de la forêt de Mare-Longue. Les communautés végétales sont dominées par des espèces endémiques des Mascareignes et de La Réunion, tout en incluant quelques espèces exotiques. La présence de certaines espèces uniquement sur des sites spécifiques témoigne de l'importance des conditions locales pour la structuration des communautés. Dans l'ensemble, cette étude met en évidence la richesse et la complexité des écosystèmes de Mare-Longue et souligne la nécessité d'un suivi continu pour mieux

comprendre les dynamiques écologiques à l'œuvre dans les forêts tropicales insulaires, souvent sous-étudiées.

Étudier la répartition spatiale des espèces permettrait d'approfondir notre compréhension de la dynamique de la forêt de Mare-Longue, notamment sur les préférences écologiques et les traits fonctionnels des espèces. Cela permettra d'améliorer les modèles actuels en prenant en compte les variations intraspécifiques et de voir les réponses des espèces de Mare-Longue face aux changements climatiques.

VI. BIBLIOGRAPHIE

- Abernethy, K., Bush, E.R., Forget, P.-M., Mendoza, I., Morellato, L.P.C., 2018. Current issues in tropical phenology: a synthesis. *Biotropica*. 50, 477–482. <https://doi.org/10.1111/btp.12558>
- Agnarsson, I., Kuntner, M., 2012. The Generation of a Biodiversity Hotspot: Biogeography and Phylogeography of the Western Indian Ocean Islands, in: Anamthawat-Jansson, K. (Ed.), Current Topics in Phylogenetics and Phylogeography of Terrestrial and Aquatic Systems. InTech. <https://doi.org/10.5772/38958>
- Albert, S., Franc, C., Solesse, R., Strasberg, D., Flores, O., 2024. Defaunated and invaded insular tropical rainforests will not recover alone: Recruitment limitation factors disentangled by hierarchical models of spontaneous and assisted regeneration. *Journal of Ecology*. 112, 265–277. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14230>
- Anderegg, W.R.L., Hicke, J.A., Fisher, R.A., Allen, C.D., Aukema, J., Bentz, B., Hood, S., Lichstein, J.W., Macalady, A.K., McDowell, N., Pan, Y., Raffa, K., Sala, A., Shaw, J.D., Stephenson, N.L., Tague, C., Zeppel, M., 2015. Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytologist*. 208, 674–683. <https://doi.org/10.1111/nph.13477>
- Anderson-Teixeira, K.J., Vitousek, P.M., Brown, J.H., 2008. Amplified temperature dependence in ecosystems developing on the lava flows of Mauna Loa, Hawai'i. *PNAS*. 105, 228–233.
- Anderson-Teixeira, K.J., Vitousek, P.M., 2012. Ecosystems. In: Metabolic Ecology: a Scaling Approach (eds. Sibley RM, Brown JH, Kodric-Brown A), pp. 99–111. Wiley-Blackwell, Chichester.
- Anderson-Teixeira, K.J., Davies, S.J., Bennett, A.C., Gonzalez-Akre, E.B., Muller-Landau, H.C., Joseph Wright, S., Abu Salim, K., Almeyda Zambrano, A.M., Alonso, A., Baltzer, J.L., Basset, Y., Bourg, N.A., Broadbent, E.N., Brockelman, W.Y., Bunyavejchewin, S., Burslem, D.F.R.P., Butt, N., Cao, M., Cardenas, D., Chuyong, G.B., Clay, K., Cordell, S., Dattaraja, H.S., Deng, X., Detto, M., Du, X., Duque, A., Erikson, D.L., Ewango, C.E.N., Fischer, G.A., Fletcher, C., Foster, R.B., Giardina, C.P., Gilbert, G.S., Gunatilleke, N., Gunatilleke, S., Hao, Z., Hargrove, W.W., Hart, T.B., Hau, B.C.H., He, F., Hoffman, F.M., Howe, R.W., Hubbell, S.P., Inman-Narahari, F.M., Jansen, P.A., Jiang, M., Johnson, D.J., Kanzaki, M., Kassim, A.R., Kenfack, D., Kibet, S., Kinnaird, M.F., Korte, L., Kral, K., Kumar, J., Larson, A.J., Li, Y., Li, X., Liu, S., Lum, S.K.Y., Lutz, J.A., Ma, K., Maddalena, D.M., Makana, J., Malhi, Y., Marthews, T., Mat Serudin, R., McMahon, S.M., McShea, W.J., Memiaghe, H.R., Mi, X., Mizuno, T., Morecroft, M., Myers, J.A., Novotny, V., De Oliveira, A.A., Ong, P.S., Orwig, D.A., Ostertag, R., Den Ouden, J., Parker, G.G., Phillips, R.P., Sack, L., Sainge, M.N., Sang, W., Sringernyuan, K., Sukumar, R., Sun, I., Sungpalee, W., Suresh, H.S., Tan, S., Thomas, S.C., Thomas, D.W., Thompson, J., Turner, B.L., Uriarte, M., Valencia, R., Vallejo, M.I., Vicentini, A., Vrška, T., Wang, Xihua, Wang, Xugao, Weiblen, G., Wolf, A., Xu, H., Yap, S., Zimmerman, J., 2014. CTFS-Forest GEO: a worldwide network monitoring forests in an era of global change. *Global Change Biology*. 21, 528–549. <https://doi.org/10.1111/gcb.12712>
- Applegate, G.B., 1982. Biomass of Blackbutt (*Eucalyptus pilularis* Sm.) Forests on Fraser Island. PhD Thesis. University of New England Armidale. 238 p.
- Appolinário, V., Oliveira Filho, A.T., Guilherme, F.A.G., 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Braz. J. Bot.* 28, 347–360. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042005000200014>
- Arellano, P., Tansey, K., Baltzer, H., Boyd, D.S., 2015. Detecting the effects of hydrocarbon pollution in the Amazon forest using hyperspectral satellite images. *Environmental Pollution*. 205, 225–239. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.05.041>

- Aussenac, R., Bergeron, Y., Gravel, D., Drobyshch, I., 2018. Data from: Interactions among trees: a key element in the stabilising effect of species diversity on forest growth. *Dryad Digital Repository*. <https://doi.org/10.5061/dryad.t536h7s>
- Bachelery, P., 1999. Le fonctionnement des volcans-boucliers: exemple des volcans de la Réunion et de la Grande Comores. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches. Université de La Réunion, Saint-Denis. 239 p.
- Baker, T.R., Swaine, M.D., Burslem, D.F.R.P., 2003. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 6, 21–36. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00040>
- Barlow, J., França, F., Gardner, T.A., Hicks, C.C., Lennox, G.D., Berenguer, E., Castello, L., Economo, E.P., Ferreira, J., Guénard, B., Gontijo Leal, C., Isaac, V., Lees, A.C., Parr, C.L., Wilson, S.K., Young, P.J., Graham, N.A.J., 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature*. 559, 517–526. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0301-1>
- Beech, E., Rivers, M., Oldfield, S., Smith, P.P., 2017. GlobalTreeSearch: The first complete global database of tree species and country distributions. *Journal of Sustainable Forestry*. 36, 454–489. <https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1310049>
- Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., Rödenbeck, C., Arain, M.A., Baldocchi, D., Bonan, G.B., Bondeau, A., Cescatti, A., Lasslop, G., Lindroth, A., Lomas, M., Luysaert, S., Margolis, H., Oleson, K.W., Rouspard, O., Veenendaal, E., Viovy, N., Williams, C., Woodward, F.I., Papale, D., 2010. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: Global distribution and covariation with climate. *Science*. 329, 834–838. DOI: 10.1126/science.1184984
- Bénédet, F., Gourlet-Fleury, S., Allah-Barem, F., Baya, F., Beina, D., Cornu, G., Dimanche, L., Dubiez, É., Forni, É., Freycon, V., Mortier, F., Ouédraogo, D.-Y., Picard, N., Rossi, V., Semboli, O., Yalibanda, Y., Yongo-Bombo, O., Fayolle, A., 2024. 40 years of forest dynamics and tree demography in an intact tropical forest at M'Baïki in central Africa. *Sci Data*. 11, 734. <https://doi.org/10.1038/s41597-024-03577-6>
- Bonan, G.B., 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science*. 320, 1444–1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Börner, J., Baylis, K., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Ferraro, P.J., Honey-Rosés, J., Lapeyre, R., Persson, U.M., Wunder, S., 2016. Emerging Evidence on the Effectiveness of Tropical Forest Conservation. *PLoS ONE*. 11, e0159152. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159152>
- Breslow, N.E., 1975. Analysis of Survival Data Under the Proportional Hazards Model. *International Statistic Review*. 43(1), 45–58.
- Brüning, E.F., 1983. Les forêts tropicales et la biosphère, in: Fournier, F., Sasson, A. (Eds.), *Ecosystèmes forestiers tropicaux d'Afrique*. ORSTOM-UNESCO. 19, 32–60. ISBN 92-3-202041-6.
- Cadet, T., 1977. La végétation de l'île de La Réunion : étude phytoécologique et phytosociologique. Thèse de doctorat. Université d'Aix-Marseille III. 312 p.
- Cadet, T., Figier, J., 1985. La Réserve de Marelongue. Etude floristique et écologique. Rapport. Université de la Réunion, Saint-Denis, 38 p.
- Cai, W., Borlace, S., Lengaigne, M., van Rensch, P., Collins, M., Vecchi, G., Timmermann, A., Santoso, A., McPhaden, M.J., Wu, L., England, M.H., Wang, G., Guilyardi, E., Jin, F.-F., 2014. Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature Clim Change*. 4, 111–116. <https://doi.org/10.1038/nclimate2100>
- Carpenter, B., Gelman, A., Hoffman, M. D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P., Riddell, A., 2017. Stan: A Probabilistic Programming Language. *Journal of Statistical Software*. 76(1), 1–32. <https://doi.org/10.18637/jss.v076.i01>

- Chadwick, R., Good, P., Martin, G., Rowell, D.P., 2016. Large rainfall changes consistently projected over substantial areas of tropical land. *Nature Clim Change*. 6, 177–181. <https://doi.org/10.1038/nclimate2805>
- Chambers, L.E., Altwegg, R., Barbraud, C., Barnard, P., Beaumont, L.J., Crawford, R.J.M., Durant, J.M., Hughes, L., Keatley, M.R., Low, M., Morellato, P.C., Poloczanska, E.S., Ruoppolo, V., Vanstreels, R.E.T., Woehler, E.J., Wolfaardt, A.C., 2013. Phenological Changes in the Southern Hemisphere. *PLoS ONE*. 8, e75514. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075514>
- Chaudhari, S., Pokhrel, Y., Moran, E., Miguez-Macho, G., 2019. Multi-decadal hydrologic change and variability in the Amazon River basin: understanding terrestrial water storage variations and drought characteristics. *Hydrology and Earth System Sciences*. 23, 2841–2862. <https://doi.org/10.5194/hess-23-2841-2019>
- Chave, J., Condit, R., Muller-Landau, H.C., Thomas, S.C., Ashton, P.S., Bunyavejchewin, S., Co, L.L., Dattaraja, H.S., Davies, S.J., Esufali, S., Ewango, C.E.N., Feeley, K.J., Foster, R.B., Gunatilleke, N., Gunatilleke, S., Hall, P., Hart, T.B., Hernández, C., Hubbell, S.P., Itoh, A., Kiratiprayoon, S., LaFrankie, J.V., Lao, S.L. de, Makana, J.-R., Noor, M.N.S., Kassim, A.R., Samper, C., Sukumar, R., Suresh, H.S., Tan, S., Thompson, J., Tongco, M.D.C., Valencia, R., Vallejo, M., Villa, G., Yamakura, T., Zimmerman, J.K., Losos, E.C., 2008. Assessing Evidence for a Pervasive Alteration in Tropical Tree Communities. *PLOS Biology*. 6, e45. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060045>
- Chazdon, R.L., 2019. Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. *Biotropica*. 51, 463–472. <https://doi.org/10.1111/btp.12678>
- Chesson, P., 2000. General Theory of Competitive Coexistence in Spatially-Varying Environments. *Theoretical Population Biology*. 58, 211–237. <https://doi.org/10.1006/tpbi.2000.1486>
- Chiarucci, A., Araújo, M.B., Decocq, G., Beierkuhnlein, C., Fernández-Palacios, J.M., 2010. The concept of potential natural vegetation: an epitaph? The concept of potential natural vegetation. *Journal of Vegetation Science*. 21, 1172–1178. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01218.x>
- Chisholm, R.A., Condit, R., Rahman, K.Abd., Baker, P.J., Bunyavejchewin, S., Chen, Y.-Y., Chuyong, G., Dattaraja, H.S., Davies, S., Ewango, C.E.N., Gunatilleke, C.V.S., Nimal Gunatilleke, I. a. U., Hubbell, S., Kenfack, D., Kiratiprayoon, S., Lin, Y., Makana, J.-R., Pongpattananurak, N., Pulla, S., Puchi-Manage, R., Sukumar, R., Su, S.-H., Sun, I.-F., Suresh, H.S., Tan, S., Thomas, D., Yap, S., 2014. Temporal variability of forest communities: empirical estimates of population change in 4000 tree species. *Ecology Letters*. 17, 855–865. <https://doi.org/10.1111/ele.12296>
- Choat, B., Brodribb, T.J., Brodersen, C.R., Duursma, R.A., López, R., Medlyn, B.E., 2018. Triggers of tree mortality under drought. *Nature*. 558, 531–539. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0240-x>
- Clark, D.B., Hurtado, J., Saatchi, S.S., 2015. Tropical Rain Forest Structure, Tree Growth and Dynamics along a 2700 m Elevational Transect in Costa Rica. *PLOS ONE*. 10, e0122905. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122905>
- Comita, L.S., Engelbrecht, B.M.J., 2014. Drought as a driver of tropical tree species regeneration dynamics and distribution patterns, in: Coomes, D.A., Burslem, D.F.R.P., Simonson, W.D. (Eds.), *Forests and Global Change*. Cambridge University Press, pp. 261–308. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107323506.013>
- Condit, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B., 1993. Identifying fast-growing native trees from the Neotropics using data from a large, permanent census plot. *Forest Ecology and Management*. 62, 123–143.
- Condit, R., 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in Ecology & Evolution*. 10, 18–22. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88955-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88955-7)

- Condit, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B., 1996. Changes in tree species abundance in a Neotropical forest: impact of climate change. *J. Trop. Ecol.* 12, 231–256. <https://doi.org/10.1017/S0266467400009433>
- Condit, R., Ashton, P.S., Balslev, H., Brokaw, N., Bunyavejchewin, S., Chuyong, G., Co, L., Shivaramaiah, H.S., Davies, S., Ewango, C.E.N., Foster, R., Gunatilleke, N., Gunatilleke, S., Hernandez, C., Hubbell, S.P., John, R., Kenfack, D., Kiratiprayoon, S., Hall, P., Hart, T., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Liengola, I., Lagunzad, D., De Lao, S.L., Losos, E., Magård, E., Makana, J.-R., Manokaran, N., Navarette, H., Nur, S.M., Okhubo, T., Pérez, R., Samper, C., Seng, L.H., Sukumar, R., Svenning, J.-C., Tan, S., Thomas, D., Thompson, J., Vallejo, M.I., Munoz, G.V., Valencia, R., Yamakura, T., Zimmerman, J.K., 2002. Tropical tree α -diversity: Results from a worldwide network of large plots. *Biologiske skrifter*. 55, 565–582.
- Connell, J.H., 1971. On the role of the natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees, in: Den Boer, P.J., Gradwell, G.R. (Eds.), *Dynamics of Populations*. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, The Netherlands, pp. 298–310.
- Coomes, D.A., Holdaway, R.J., Kobe, R.K., Lines, E.R., Allen, R.B., 2012. A general integrative framework for modelling woody biomass production and carbon sequestration rates in forests. *Journal of Ecology*. 100, 42–64. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01920.x>
- Costa, F.R.C., Zuanon, J., Baccaro, F.B., de Almeida, J.S., Menger, J.D.S., Souza, J.L.P., Borba, G.C., Esteban, E.J.L., Bertin, V.M., Gerolamo, C.S., Nogueira, A., Castilho, C.V., 2020. Effects of climate change on central amazonian forests: A two decades synthesis of monitoring tropical biodiversity. *Oecologia Australis*. 24, 317–335. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.07>
- Costa Junior, C., Corbeels, M., Bernoux, M., Piccolo, M.C., Siqueira Neto, M., Feigl, B.J., Cerri, C.E.P., Cerri, C.C., Scopel, E., Lal, R., 2013. Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: Comparing the synchronic and diachronic approaches. *Soil and Tillage Research*. 134, 207–212. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.08.010>
- Cox, D.R., 1972. Regression Models and Life-Tables. *Journal of the Royal Statistical Society Series B (Methodological)*. 34(2), 187–202.
- Craven, D., Knight, T., Barton, K., Bialic-Murphy, L., Cordell, S., Giardina, C., Gillespie, T., Ostertag, R., Sack, L., Chase, J., 2018. OpenNahela: the open Hawaiian forest plot database. *BDJ*. 6, e28406. <https://doi.org/10.3897/BDJ.6.e28406>
- Das, A.J., Stephenson, N.L., Davis, K.P., 2016. Why do trees die? Characterizing the drivers of background tree mortality. *Ecology*. 97, 2616–2627. <https://doi.org/10.1002/ecy.1497>
- De Cáceres, M., Coll, L., Legendre, P., Allen, R., Wiser, S., Fortin, M., Condit, R., Hubbell, S., 2019. Trajectory analysis in community ecology. *Ecological Monographs*. 89, e01350. <https://doi.org/10.1002/ecm.1350>
- De Faria, B.L., Staal, A., Silva, C.A., Martin, P.A., Panday, P.K., Dantas, V.L., 2021. Climate change and deforestation increase the vulnerability of Amazonian forests to post-fire grass invasion. *Global Ecology and Biogeography*. 30, 2368–2381. <https://doi.org/10.1111/geb.13388>
- Deconchat, M., Balent, G., Vieban, S., Lauga-Reyrel, F., 1998. Relations entre biodiversité et exploitation forestière : bases pour une méthode d'analyse. *Revue forestière française*. 50(2), 159–168. <https://doi.org/10.4267/2042/5526>
- Dixon, R.K., Brown, S., Houghton, R.A., Solomon, A.M., Trexler, M.C., Wisniewski, J., 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science*. 263, 185–190.
- Djuikouo, M.N.K., Doucet, J.-L., Nguembou, C.K., Lewis, S.L., Sonké, B., 2010. Diversity and aboveground biomass in three tropical forest types in the Dja Biosphere Reserve, Cameroon. *African Journal of Ecology*. 48, 1053–1063. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2010.01212.x>
- Efron, B., 1977. The Efficiency of Cox's Likelihood Function for Censored Data. *Journal of the American Statistical Association*. 72(359), 557–65.

- Eitzel, M., Battles, J., York, R., Knape, J., de Valpine, P., 2013. Estimating tree growth from complex forest monitoring data. *Ecological Applications*. 23, 1288–1296. <https://doi.org/10.1890/12-0504.1>
- Feeley, K.J., Silman, M.R., 2011. The data void in modeling current and future distributions of tropical species. *Global Change Biology*. 17, 626–630. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02239.x>
- Feeley, K.J., Stroud, J.T., Perez, T.M., 2017. Most ‘global’ reviews of species’ responses to climate change are not truly global. *Diversity and Distributions*. 23, 231–234. <https://doi.org/10.1111/ddi.12517>
- Fenouillas, P., Ah-Peng, C., Amy, E., Bracco, I., Dafreville, S., Gosset, M., Ingrassia, F., Lavergne, C., Lequette, B., Notter, J., Pausé, J., Payet, G., Payet, N., Picot, F., Pougavanon, N., Strasberg, D., Thomas, H., Triolo, J., Turquet, V., Rouget, M., 2021. Quantifying invasion degree by alien plants species in Reunion Island. *Austral Ecology*. 46, 1025–1037. <https://doi.org/10.1111/aec.13048>
- Field, C.B., Behrenfeld, M.J., Randerson, J.T., Falkowski, P., 1998. Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. *Science*. 281, 237–240. <https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237>
- Florens, F.B.V., Baider, C., Seegoolam, N.B., Zmanay, Z., Strasberg, D., 2017. Long-term declines of native trees in an oceanic island’s tropical forests invaded by alien plants. *Applied Vegetation Science*. 20, 94–105. <https://doi.org/10.1111/avsc.12273>
- George, J.-P., Bürkner, P.-C., Sanders, T.G.M., Neumann, M., Cammalleri, C., Vogt, J.V., Lang, M., 2022. Long-term forest monitoring reveals constant mortality rise in European forests. *Plant Biology*. 24, 1108–1119. <https://doi.org/10.1111/plb.13469>
- Giam, X., 2017. Global biodiversity loss from tropical deforestation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 114, 5775–5777. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706264114>
- Gibbs, H.K., Brown, S., Niles, J.O., Foley, J.A., 2007. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environ. Res. Lett.* 2, 045023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>
- Gloor, M., Barichivich, J., Ziv, G., Brienen, R., Schöngart, J., Peylin, P., Ladvocat Cintra, B.B., Feldpausch, T., Phillips, O., Baker, J., 2015. Recent Amazon climate as background for possible ongoing and future changes of Amazon humid forests. *Global Biogeochemical Cycles*. 29, 1384–1399. <https://doi.org/10.1002/2014GB005080>
- Gravel, D., Guichard, F., Hochberg, M.E., 2011. Species coexistence in a variable world. *Ecology Letters*. 14, 828–839. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01643.x>
- Harrison, R.D., Tan, S., Plotkin, J.B., Slik, F., Detto, M., Brenes, T., Itoh, A., Davies, S.J., 2013. Consequences of defaunation for a tropical tree community. *Ecology Letters*. 16, 687–694. <https://doi.org/10.1111/ele.12102>
- Hédli, R., Bernhardt-Römermann, M., Grytnes, J.-A., Jurasinski, G., Ewald, J., 2017. Resurvey of historical vegetation plots: a tool for understanding long-term dynamics of plant communities. *Applied Vegetation Science*. 20, 161–163. <https://doi.org/10.1111/avsc.12307>
- Hérault, B., Ouallet, J., Blanc, L., Wagner, F., Baraloto, C., 2010. Growth responses of neotropical trees to logging gaps. *Journal of Applied Ecology*. 47, 821–831. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01826.x>
- Hérault, B., Bachelot, B., Poorter, L., Rossi, V., Bongers, F., Chave, J., Paine, C.E.T., Wagner, F., Baraloto, C., 2011. Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species. *Journal of Ecology*. 99, 1431–1440. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01883.x>
- Herold, A.-L., Techer, N., 2020. Synthèse du diagnostic du plan d’actions concertées de Mare-Longue. Parc national de la Réunion. 39 p.

- HilleRisLambers, J., Adler, P.B., Harpole, W.S., Levine, J.M., Mayfield, M.M., 2012. Rethinking Community Assembly through the Lens of Coexistence Theory. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 43, 227–248. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110411-160411>
- International Tree Mortality Network, 2025. Towards a global understanding of tree mortality. *New Phytologist*. 245, 2377–2392. <https://doi.org/10.1111/nph.20407>
- Isaacson, S., Ephrath, J.E., Rachmilevitch, S., Blumberg, D.G., Shalmon, B., Katz, O., Maman, S., 2023. Long-Term Monitoring of Tree Population Dynamics in Desert Ecosystems: Integrating Field and Satellite Data. *Land*. 12, 1640. <https://doi.org/10.3390/land12081640>
- Janzen, D.H., 1970. Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests. *The American Naturalist*. 104, 501–528. <https://doi.org/10.1086/282687>
- Karmakar, D., Ghosh, T., Padhy, P.K., 2019. Effects of air pollution on carbon sequestration potential in two tropical forests of West Bengal, India. *Ecological Indicators*. 98, 377–388. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.014>
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T.M., Jetz, W., Ibis, P.L., Nowicki, C., Mutke, J., Barthlott, W., 2009. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 106, 9322–9327. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810306106>
- Kirman, S., 2003. Cycles biogéochimiques et biodiversité en forêt tropicale humide : étude d'une succession primaire sur coulées basaltiques (La Réunion, Océan Indien). Thèse de doctorat. Université d'Aix-Marseille III. 153 p.
- Kirman, S., Strasberg, D., Grondin, V., Colin, F., Gilles, J., Meunier, J.D., 2007. Biomass and litterfall in a native lowland rainforest: Marelongue Reserve, La Réunion Island, Indian Ocean. *Forest Ecology and Management*. 252, 257–266. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.041>
- Koenker, R., 2025. quantreg: Quantile Regression. R package version 6.1. <https://CRAN.R-project.org/package=quantreg>
- Kunstler, G., Albert, C.H., Courbaud, B., Lavergne, S., Thuiller, W., Vieilledent, G., Zimmermann, N.E., Coomes, D.A., 2011. Effects of competition on tree radial-growth vary in importance but not in intensity along climatic gradients. *Journal of Ecology*. 99, 300–312. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01751.x>
- Laurance, W.F., Oliveira, A.A., Laurance, S.G., Condit, R., Nascimento, H.E.M., Sanchez-Thorin, A.C., Lovejoy, T.E., Andrade, A., D'Angelo, S., Ribeiro, J.E., Dick, C.W., 2004. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. *Nature*. 428, 171–175. <https://doi.org/10.1038/nature02383>
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ribeiro, J.E., Giraldo, J., Lovejoy, T.E., Condit, R., Chave, J., Harms, K., D'Angelo, S., 2007. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 103, 19010–4. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609048103>
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Baker, T.R., Lloyd, J., Malhi, Y., Almeida, S., Higuchi, N., Laurance, W.F., Neill, D.A., Silva, J.N.M., Terborgh, J., Torres Lezama, A., Vásquez Martínez, R., Brown, S., Chave, J., Kuebler, C., Núñez Vargas, P., Vinceti, B., 2004. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*. 359, 421–436. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1431>
- Loreau, M., Barbier, M., Filotas, E., Gravel, D., Isbell, F., Miller, S.J., Montoya, J.M., Wang, S., Aussenac, R., Germain, R., Thompson, P.L., Gonzalez, A., Dee, L.E., 2021. Biodiversity as insurance: from concept to measurement and application. *Biological Reviews*. 96, 2333–2354. <https://doi.org/10.1111/brv.12756>
- Macdonald, I.A.W., Thébaud, C., Strahm, W.A., Strasberg, D., 1991. Effects of Alien Plant Invasions on Native Vegetation Remnants on La Réunion (Mascarene Islands, Indian Ocean). *Envir. Conserv.* 18, 51–61. <https://doi.org/10.1017/S0376892900021305>

- Madron, L.D.D., 1994. Mortalité des arbres en forêt primaire de Guyane Française. *Bois & forêts des tropiques*. 239, 43–57. <https://doi.org/10.19182/bft1994.239.a19823>
- Malhi, Y., Phillips, O.L., Lloyd, J., Baker, T., Wright, J., Almeida, S., Arroyo, L., Frederiksen, T., Grace, J., Higuchi, N., Killeen, T., Laurance, W.F., Leão, C., Lewis, S., Meir, P., Monteagudo, A., Neill, D., Núñez Vargas, P., Panfil, S. n., Patiño, S., Pitman, N., Quesada, C.A., Rudas-Ll., A., Salomão, R., Saleska, S., Silva, N., Silveira, M., Sombroek, W.G., Valencia, R., Vásquez Martínez, R., Vieira, I.C.G., Vinceti, B., 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*. 13, 439–450. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02068.x>
- Malhi, Y., Girardin, C., Metcalfe, D.B., Doughty, C.E., Aragão, L.E.O.C., Rifai, S.W., Oliveras, I., Shenkin, A., Aguirre-Gutiérrez, J., Dahlsjö, C.A.L., Riutta, T., Berenguer, E., Moore, S., Huasco, W.H., Salinas, N., Da Costa, A.C.L., Bentley, L.P., Adu-Bredu, S., Marthews, T.R., Meir, P., Phillips, O.L., 2021. The Global Ecosystems Monitoring network: Monitoring ecosystem productivity and carbon cycling across the tropics. *Biological Conservation*. 253, 108889. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108889>
- Mayaux, P., Holmgren, P., Achard, F., Eva, H., Stibig, H.-J., Branthomme, A., 2005. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 360, 373–384. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1590>
- Melbourne, B.A., Hastings, A., 2008. Extinction risk depends strongly on factors contributing to stochasticity. *Nature*. 454, 100–103. <https://doi.org/10.1038/nature06922>
- Meunier, J.D., Kirman, S., Strasberg, D., Nicolini, E., Delcher, E., Keller, C., 2010. The output and bio-cycling of Si in a tropical rain forest developed on young basalt flows (La Reunion Island). *Geoderma*. 159, 431–439. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.09.010>
- Mitchard, E.T.A., 2018. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature*. 559, 527–534. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>
- Morris, A.L., Guégan, J.-F., Andreou, D., Marsollier, L., Carolan, K., Le Croller, M., Sanhueza, D., Gozlan, R.E., 2016. Deforestation-driven food-web collapse linked to emerging tropical infectious disease, *Mycobacterium ulcerans*. *Sci. Adv.* 2, e1600387. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600387>
- Mulatu, K., Mora, B., Kooistra, L., Herold, M., 2017. Biodiversity Monitoring in Changing Tropical Forests: A Review of Approaches and New Opportunities. *Remote Sensing*. 9, 1059. <https://doi.org/10.3390/rs9101059>
- Muller-Landau, H.C., Condit, R.S., Chave, J., Thomas, S.C., Bohlman, S.A., Bunyavejchewin, S., Davies, S., Foster, R., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Harms, K.E., Hart, T., Hubbell, S.P., Itoh, A., Kassim, A.R., LaFrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Makana, J.-R., Ohkubo, T., Sukumar, R., Sun, I.-F., Nur Supardi, M.N., Tan, S., Thompson, J., Valencia, R., Muñoz, G.V., Wills, C., Yamakura, T., Chuyong, G., Dattaraja, H.S., Esufali, S., Hall, P., Hernandez, C., Kenfack, D., Kiratiprayoon, S., Suresh, H.S., Thomas, D., Vallejo, M.I., Ashton, P., 2006a. Testing metabolic ecology theory for allometric scaling of tree size, growth and mortality in tropical forests. *Ecology Letters*. 9, 575–588. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00904.x>
- Muller-Landau, H.C., Condit, R.S., Harms, K.E., Marks, C.O., Thomas, S.C., Bunyavejchewin, S., Chuyong, G., Co, L., Davies, S., Foster, R., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hart, T., Hubbell, S.P., Itoh, A., Kassim, A.R., Kenfack, D., LaFrankie, J.V., Lagunzad, D., Lee, H.S., Losos, E., Makana, J.-R., Ohkubo, T., Samper, C., Sukumar, R., Sun, I.-F., Nur Supardi, M.N., Tan, S., Thomas, D., Thompson, J., Valencia, R., Vallejo, M.I., Muñoz, G.V., Yamakura, T., Zimmerman, J.K., Dattaraja, H.S., Esufali, S., Hall, P., He, F., Hernandez, C., Kiratiprayoon, S., Suresh, H.S., Wills, C., Ashton, P., 2006b. Comparing tropical forest tree size distributions with the predictions of metabolic ecology and equilibrium models. *Ecology Letters*. 9, 589–602. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00915.x>

- Murrins Misiukas, J., Carter, S., Herold, M., 2021. Tropical Forest Monitoring: Challenges and Recent Progress in Research. *Remote Sensing*. 13, 2252. <https://doi.org/10.3390/rs13122252>
- Muthee, K., Duguma, L., Wainaina, P., Minang, P., Nzyoka, J., 2022. A Review of Global Policy Mechanisms Designed for Tropical Forests Conservation and Climate Risks Management. *Front. For. Glob. Change*. 4, 748170. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.748170>
- Neumann, M., Mues, V., Moreno, A., Hasenauer, H., Seidl, R., 2017. Climate variability drives recent tree mortality in Europe. *Global Change Biology*. 23, 4788–4797. <https://doi.org/10.1111/gcb.13724>
- Ngugi, M.R., Doley, D., Cant, M., Botkin, D.B., 2015. Growth rates of Eucalyptus and other Australian native tree species derived from seven decades of growth monitoring. *J. For. Res.* 26, 811–826. <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0095-z>
- Nilamegame, B., Gorissen, A., 2023. Plantes natives de La Réunion. Éditions Conservatoire botanique national Mascarin. 428 p.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Cáceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J., Borman, T., 2025. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-10. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., Mcguire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D., 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*. 333, 988–993. DOI:10.1126/science.1201609
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Phillips, O.L., Jackson, R.B., 2013. The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 44, 593–622. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>
- Pascal, J.-P., 2003. Notions sur les structure et dynamique des forêts tropicales humides. *Revue forestière française*. 55, 118. <https://doi.org/10.4267/2042/5765>
- Peacock, J., Baker, T.R., Lewis, S.L., Lopez-Gonzalez, G., Phillips, O.L., 2007. The RAINFOR database: monitoring forest biomass and dynamics. *Journal of Vegetation Science*. 18, 535–542. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02568.x>
- Phillips, O.L., Hall, P., Gentry, A.H., Sawyer, S.A., Vásquez, R., 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 91, 2805–2809. <https://doi.org/10.1073/pnas.91.7.2805>
- Phillips, O.L., Malhi, Y., Vinceti, B., Baker, T., Lewis, S.L., Higuchi, N., Laurance, W.F., Vargas, P.N., Martinez, R.V., Laurance, S., Ferreira, L.V., Stern, M., Brown, S., Grace, J., 2002. Changes in Growth of Tropical Forests: Evaluating Potential Biases. *Ecological Applications*. 12, 576–587. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0576:CIGOTF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0576:CIGOTF]2.0.CO;2)
- Phillips, O.L., Higuchi, N., Vieira, S., Baker, T.R., Chao, K.-J., Lewis, S.L., 2009. Changes in Amazonian Forest Biomass, Dynamics, and Composition, 1980-2002. *Washington DC American Geophysical Union Geophysical Monograph Series*. 186, 373–387. <https://doi.org/10.1029/2008GM000779>
- Pickett, S.T.A., 1989. Space-for-Time Substitution as an Alternative to Long-Term Studies, in: Likens, G.E. (Ed.), *Long-Term Studies in Ecology*. Springer New York, New York, NY, pp. 110–135. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-7358-6_5
- Pillay, R., Venter, M., Aragon-Osejo, J., González-del-Pliego, P., Hansen, A.J., Watson, J.E., Venter, O., 2022. Tropical forests are home to over half of the world's vertebrate species. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 20, 10–15. <https://doi.org/10.1002/fee.2420>
- Piponiot, C., Condit, R., Hubbell, S.P., Pérez, R., Lao, S., Aguilar, S., Muller-Landau, H., 2024. Woody Biomass Stocks and Fluxes in the Barro Colorado Island 50-ha Plot, in: Muller-Landau,

- H.C., Wright, S.J. (Eds.), The First 100 Years of Research on Barro Colorado: Plant and Ecosystem Science. Washington, DC: Smithsonian Institution Scholarly Press, 2, pp. 475–485. <https://doi.org/10.5479/si.26882404>
- Plackett, R.L., 1975. The Analysis of Permutations. *Journal of the Royal Statistical Society Series C: Applied Statistics*. 24(2), 193–202.
- R Core Team., 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- Reich, P.B., 1995. Phenology of tropical forests: patterns, causes, and consequences. *Can. J. Bot.* 73, 164–174. <https://doi.org/10.1139/b95-020>
- Rodrigues-Filho, C.A.S., Costa, F.R.C., Schiatti, J., Nogueira, A., Leitão, R.P., Menger, J., Borba, G., Gerolamo, C.S., Avilla, S.S., Emilio, T., de Castilho, C.V., Bastos, D.A., Rocha, E.X., Fernandes, I.O., Cornelius, C., Zuanon, J., Souza, J.L.P., Utta, A.C.S., Baccaro, F.B., 2024. Multi-Taxa Responses to Climate Change in the Amazon Forest. *Global Change Biology*. 30, e17598. <https://doi.org/10.1111/gcb.17598>
- Schmitt, S., Hérault, B., Derroire, G., 2023. High intraspecific growth variability despite strong evolutionary legacy in an Amazonian forest. *Ecology Letters*. 26, 2135–2146. <https://doi.org/10.1111/ele.14318>
- Sist, P., Rutishauser, E., Peña-Claros, M., Shenkin, A., Hérault, B., Blanc, L., Baraloto, C., Baya, F., Benedet, F., da Silva, K.E., Descroix, L., Ferreira, J.N., Gourlet-Fleury, S., Guedes, M.C., Bin Harun, I., Jalonen, R., Kanashiro, M., Krisnawati, H., Kshatriya, M., Lincoln, P., Mazzei, L., Medjibé, V., Nasi, R., d'Oliveira, M.V.N., de Oliveira, L.C., Picard, N., Pietsch, S., Pinard, M., Priyadi, H., Putz, Francis.E., Rodney, K., Rossi, V., Roopsind, A., Ruschel, A.R., Shari, N.H.Z., Rodrigues de Souza, C., Susanty, F.H., Sotta, E.D., Toledo, M., Vidal, E., West, T.A.P., Wortel, V., Yamada, T., 2015. The Tropical managed Forests Observatory: a research network addressing the future of tropical logged forests. *Applied Vegetation Science*. 18, 171–174. <https://doi.org/10.1111/avsc.12125>
- Stahl, C., Burban, B., Bompoy, F., Jolin, Z., Sermage, J., Bonal, D., 2010. Seasonal variation in atmospheric relative humidity contributes to explaining seasonal variation in trunk circumference of tropical rain-forest trees in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*. 26, 393. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000155>
- Stan Development Team., 2018. Rstan: the R interface to Stan. Retrieved from <http://mc-stan.org/>
- Strasberg, D., 1994. Dynamique des forêts tropicales de l'île de La Réunion : processus d'invasions et de régénération sur les coulées volcaniques. Thèse de doctorat. Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc. 178 p.
- Strasberg, D., Rouget, M., Richardson, D.M., Baret, S., Dupont, J., Cowling, R.M., 2005. An Assessment of Habitat Diversity and Transformation on La Réunion Island (Mascarene Islands, Indian Ocean) as a Basis for Identifying Broad-scale Conservation Priorities. *Biodivers Conserv.* 14, 3015–3032. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0258-2>
- Stropp, J., Ter Steege, H., Malhi, Y., ATDN., RAINFOR., 2009. Disentangling regional and local tree diversity in the Amazon. *Ecography*. 32, 46–54. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05811.x>
- Sturbois, A., De Cáceres, M., Sánchez-Pinillos, M., Schaal, G., Gauthier, O., Le Mao, P., Ponsero, A., Desroy, N., 2021. Extending community trajectory analysis : New metrics and representation. *Ecological Modelling*. 440, 109400. doi:10.1016/j.ecolmodel.2020.109400 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109400>
- Sturbois, A., De Cáceres, M., Bifolchi, A., Bioret, F., Grall, J., Grémare, A., Labrune, C., Robert, A., Schaal, G., Desroy, N., 2023. Ecological Quality Assessment: A Framework to Report Ecosystems Quality and Their Dynamics from Reference Conditions. *Ecosphere*. 14(12), e4726. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4726>

- Tershy, B.R., Shen, K.-W., Newton, K.M., Holmes, N.D., Croll, D.A., 2015. The Importance of Islands for the Protection of Biological and Linguistic Diversity. *BioScience*. 65, 592–597. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv031>
- Thébaud, C., Strasberg, D., Warren, B.H., Cheke, A., 2019. Mascarene Islands, Biology, in: Gillespie, R., Clague, D. (Eds.), *Encyclopedia of Islands*. University of California Press, pp. 612–619. <https://doi.org/10.1525/9780520943728-146>
- Turbelin, A.J., Malamud, B.D., Francis, R.A., 2017. Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion and policy responses. *Global Ecol. Biogeogr.* 26, 78–92. <https://doi.org/10.1111/geb.12517>
- Van der Meer, P.J., Sterck, F.J., Bongers, F., 1998. Tree seedling performance in canopy gaps in a tropical rain forest at Nouragues, French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*. 14, 119–137. <https://doi.org/10.1017/S026646749800011X>
- Veldkamp, E., Schmidt, M., Powers, J.S., Corre, M.D., 2020. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. *Nat Rev Earth Environ.* 1, 590–605. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5>
- Vellend, M., Brown, C.D., Kharouba, H.M., McCune, J.L., Myers-Smith, I.H., 2013. Historical ecology: using unconventional data sources to test for effects of global environmental change. *Am J Bot.* 100, 1294–1305. <https://doi.org/10.3732/ajb.1200503>
- Vergopolan, N., Fisher, J.B., 2016. The impact of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia as observed from remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*. 37, 5412–5430. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1232874>
- Yamamoto, S.-I., 2000. Forest Gap Dynamics and Tree Regeneration. *Journal of Forest Research*. 5, 223–229. <https://doi.org/10.1007/BF02767114>

VII. ANNEXES

Annexe 1 : Système racinaire visible d'un arbre à terre dans MALO 2. *Syzygium borbonicum* (MALO 2, sous-placette O8, n° 956) tombé durant le cyclone Garance (février 2025), ces racines sont directement assises sur la lave nue.



Annexe 2 : Structure des sites permanents en sous-placettes de Mare-Longue au niveau de Saint-Philippe, La Réunion. Représentation non à l'échelle.

MALO 2

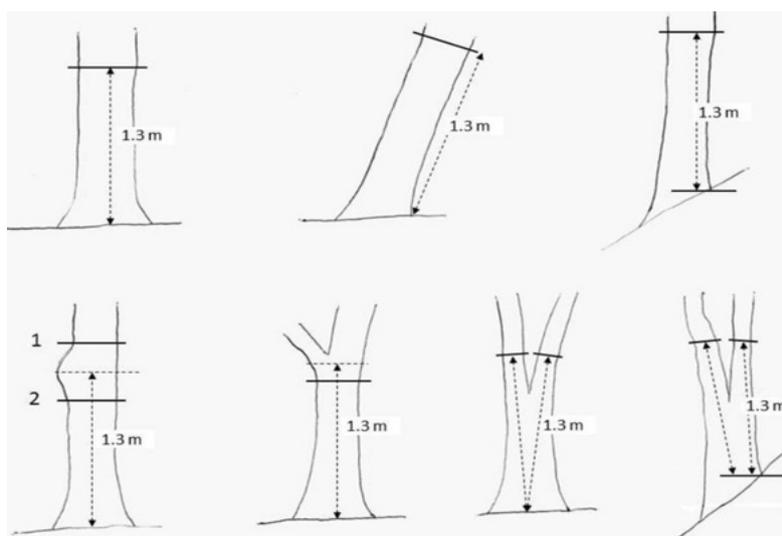
S0	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
R0	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10
Q0	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	Q7	Q8	Q9	Q10
O0	O1	O2	O3	O4	O5	O6	O7	O8	O9	O10
N0	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N8	N9	N10
M0	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10
L0	L1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10
K0	K1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10
J0	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7	J8	J9	J10
I0	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	I9	
H0	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	
G0	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	
F0	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	
E0	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	
D0	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	
C0	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	
B0	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	
A0	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	

MALO 3

11	12	13	14	15
21	22	23	24	25
31	32	33	34	35
41	42	43	44	45
51	52	53	54	55
61	62	63	64	65
71	72	73	74	75
81	82	83	84	85
91	92	93	94	95
101	102	103	104	105
111	112	113	114	115
121	122	123	124	125
131	132	133	134	135
141	142	143	144	145
151	152	153	154	155
161	162	163	164	165
171	172	173	174	175
181	182	183	184	185
191	192	193	194	195
201	202	203	204	205

MALO 1

Annexe 3 : Cas spécifiques de mesure de diamètre (Gielen et al., 2017).



Annexe 4 : Code attribué à chaque individu mort selon les raisons ou les conditions de la mortalité.

Code	Définition
9900	Mort sur pied, debout
9901	Mort au sol
9902	Mort sous un autre arbre
9990	Circonstances inconnues (données historiques)
9999	Non retrouvé/Présumé mort
8888	Vivant mais cassé sous 1.30 m

Annexe 5 : Liste des espèces retrouvées sur les 3 sites et leurs caractéristiques associées (Type biologique, Famille, Indigénat, UICN). Catégorie UICN : (CR) En danger critique, (EN) En danger, (VU) Vulnérable, (NT) Quasi menacée, (LC) Préoccupation mineure.

Espèce	Type biologique	Famille	Indigénat	UICN
<i>Adenanthera pavonina</i> L., 1753	Arbre	Fabaceae	Exotique	Envahissant
<i>Agarista salicifolia</i> (Lam.) G.Don, 1834	Arbre	Ericaceae	Indigène	LC
<i>Allophylus borbonicus</i> (J.F.Gmel.) F.Friedmann, 1997	Arbre	Sapindaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Alsophila borbonica</i> (Desv.) R.M.Tryon, 1970	Fougère arborescente	Cyatheaceae	Indigène	LC
<i>Alsophila celsa</i> R.M.Tryon, 1970	Fougère arborescente	Cyatheaceae	Indigène	LC
<i>Alsophila glaucifolia</i> R.M.Tryon, 1970	Fougère arborescente	Cyatheaceae	Endémique de La Réunion	LC

<i>Antirhea borbonica</i> J.F.Gmel., 1781	Arbre	Rubiaceae	Indigène	LC
<i>Antidesma madagascariense</i> Lam., 1783	Arbre	Phyllantaceae	Indigène	LC
<i>Aphloia theiformis</i> (Vahl) Benn., 1840	Arbre	Aphloiaceae	Indigène	LC
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam., 1789	Arbre	Moraceae	Exotique	Cultivé
<i>Artocarpus altilis</i> (Parkinson) Fosberg, 1941	Arbre	Moraceae	Exotique	Cultivé
<i>Bertiera borbonica</i> A.Rich. ex DC., 1830	Arbuste	Rubiaceae	Endémique de La Réunion	VU
<i>Boehmeria grandis</i> (Hook. & Arn.) A.Heller, 1896	Arbuste	Urticaceae	Endémique de La Réunion	LC
<i>Boehmeria penduliflora</i> Wedd. ex D.G.Long, 1982	Arbuste	Urticaceae	Exotique	Envahissant
<i>Bremeria landia</i> (Poir.) Razafim. & Alejandro, 2005	Petit arbre	Rubiaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Calophyllum tacamahaca</i> Willd., 1811	Arbre	Clusiaceae	Endémique des Mascareignes	NT
<i>Casearia coriacea</i> Vent., 1808	Arbuste	Salicaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Chassalia corallioides</i> (Cordem.) Verdc., 1983	Arbuste	Rubiaceae	Endémique de La Réunion	LC
<i>Camphora officinarum</i> Boerh. ex Fabr., 1763	Arbre	Lauraceae	Exotique	Envahissant
<i>Citrus aurantiifolia</i> (Christm.) Swingle, 1913	Arbuste	Aurantioideae	Exotique	Cultivé
<i>Citrus reticulata</i> Blanco, 1837	Arbuste	Aurantioideae	Exotique	Cultivé
<i>Cnestis polyphylla</i> Lam., 1789	Liane	Connaraceae	Indigène	LC
<i>Coffea liberica</i> W.Bull, 1874	Arbuste	Rubiaceae	Exotique	Cultivé
<i>Coffea mauritiana</i> Lam., 1785	Arbuste	Rubiaceae	Indigène	LC
<i>Diospyros borbonica</i> I.Richardson, 1980	Arbre	Ebenaceae	Endémique de La Réunion	EN
<i>Diospyros nigra</i> (J.F.Gmel.) Perr., 1825	Arbre	Ebenaceae	Exotique	Envahissant
<i>Dombeya ciliata</i> Cordem., 1894	Arbre	Malvaceae	Endémique de La Réunion	LC
<i>Doratoxylon apetalum</i> (Poir.) Radlk., 1888	Arbre	Sapindaceae	Indigène	LC
<i>Dracaena reflexa</i> Lam., 1786	Arbre	Asparagaceae	Indigène	LC
<i>Drypetes caustica</i> (Frapp. ex Cordem.) Airy Shaw, 1972	Arbre	Putranjivaceae	Endémique des Mascareignes	EN
<i>Elaeodendron orientale</i> Jacq., 1782	Arbre	Celastraceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Erythroxylum laurifolium</i> Lam., 1786	Arbuste	Erythroxylaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Ficus densifolia</i> Miq., 1867	Arbre	Moraceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Ficus lateriflora</i> Vahl, 1805	Arbre	Moraceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Ficus mauritiana</i> Lam., 1788	Arbre	Moraceae	Endémique des Mascareignes	LC

<i>Ficus reflexa</i> Thunb., 1786	Arbre	Moraceae	Indigène	LC
<i>Gaertnera vaginata</i> Poir., 1817	Petit arbre	Rubiaceae	Endémique de La Réunion	LC
<i>Hancea integrifolia</i> (Willd.) S.E.C.Sierra, Kulju & Welzen, 2007	Petit arbre	Euphorbiaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Homalium paniculatum</i> (Lam.) Benth., 1859	Arbre	Salicaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Hyophorbe indica</i> Gaertn., 1791	Palmier	Arecaceae	Endémique de La Réunion	LC
<i>Ixora borboniae</i> Mouly & B.Bremer, 2009	Arbuste	Rubiaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Labourdonnaisia calophylloides</i> Bojer, 1841	Arbre	Clusiaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Leea guineensis</i> G.Don, 1831	Arbuste	Vitaceae	Indigène	DD
<i>Litchi chinensis</i> Sonn., 1782	Arbre	Oleaceae	Exotique	Cultivé
<i>Litsea glutinosa</i> (Lour.) C.B.Rob., 1911	Arbre	Lauraceae	Exotique	Envahissant
<i>Mangifera indica</i> L., 1753	Arbre	Anacardiaceae	Exotique	Cultivé
<i>Memecylon confusum</i> Blume, 1851	Arbuste	Melastomataceae	Endémique de La Réunion	LC
<i>Miconia crenata</i> (Vahl) Michelang., 2017	Arbuste	Melastomataceae	Exotique	Envahissant
<i>Mimusops balata</i> (Aubl.) C.F.Gaertn., 1807	Arbre	Sapotaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Molinaea alternifolia</i> Willd., 1799	Arbre	Sapindaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Noronhia broomeana</i> Horne ex Oliv., 1881	Arbre	Oleaceae	Endémique de La Réunion	VU
<i>Nuxia verticillata</i> Lam., 1792	Arbre	Stilbaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Ochrosia borbonica</i> J.F.Gmel., 1791	Arbre	Apocynaceae	Endémique des Mascareignes	VU
<i>Ocotea obtusata</i> (Nees) Kosterm., 1979	Arbre	Lauraceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Pandanus purpurascens</i> Thouars, 1808	Arbuste	Pandanaceae	Endémique de La Réunion	LC
<i>Pittosporum senacia</i> Putt., 1839	Petit arbre	Pittosporaceae	Indigène	LC
<i>Polyscias aemiliguineae</i> Bernardi, 1974	Arbre	Araliaceae	Endémique de La Réunion	CR
<i>Polyscias repanda</i> (DC.) Baker, 1877	Arbre	Araliaceae	Endémique de La Réunion	LC
<i>Poupartia borbonica</i> J.F.Gmel., 1791	Arbre	Anacardiaceae	Endémique des Mascareignes	CR
<i>Psidium cattleyanum</i> Sabine, 1821	Arbre	Myrtaceae	Exotique	Envahissant
<i>Rubus alceifolius</i> Poir., 1804	Arbuste	Rosaceae	Exotique	Envahissant
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi, 1820	Arbuste	Anacardioideae	Exotique	Envahissant
<i>Scolopia heterophylla</i> (Lam.) Sleumer, 1972	Arbre	Salicaceae	Endémique des Mascareignes	EN
<i>Sideroxylon borbonicum</i> A.DC., 1844	Arbre	Sapotaceae	Endémique de La Réunion	LC

<i>Syzygium borbonicum</i> J.Guého & A.J.Scott, 1980	Arbre	Myrtaceae	Endémique de La Réunion	VU
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels, 1912	Arbre	Myrtaceae	Exotique	Envahissant
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston, 1931	Arbre	Myrtaceae	Exotique	Envahissant
<i>Syzygium polyanthum</i> (Wight) Walp., 1843	Arbre	Myrtaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Tabernaemontana persicariifolia</i> Jacq., 1791	Arbuste	Apocynaceae	Endémique des Mascareignes	NT
<i>Tambourissa elliptica</i> (Tul.) A.DC., 1868	Arbre	Monimiaceae	Endémique de La Réunion	LC
<i>Terminalia bentzoë</i> (L.) L.f., 1782	Arbre	Combretaceae	Endémique des Mascareignes	CR
<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume, 1852	Arbre	Ulmaceae	Exotique	Envahissant
<i>Weinmannia tinctoria</i> Sm., 1818	Arbre	Cunoniaceae	Endémique des Mascareignes	LC
<i>Xylopia richardii</i> Boivin ex Baill., 1863	Arbre	Annonaceae	Endémique des Mascareignes	LC

Annexe 6 : Nombre d'individus par famille et par placette.

	MALO1	MALO2	MALO3
Anacardiaceae			8
Annonaceae	15	18	1
Aphloiaceae		10	
Apocynaceae	25	41	4
Araliaceae	5	8	
Arecaceae	9		28
Asparagaceae			8
Aurantioideae			2
Clusiaceae	399	620	346
Combretaceae		1	
Connaraceae	7	7	1
Cunoniaceae		1	
Cyatheaceae	26	90	
Ebenaceae	125	57	13
Ericaceae	20	11	1
Erythroxylaceae	19	76	77
Euphorbiaceae	7	24	
Fabaceae			1
Lauraceae	9	29	11
Malvaceae		2	
Melastomataceae	46	69	58
Monimiaceae	7	17	7
Moraceae	37	121	46

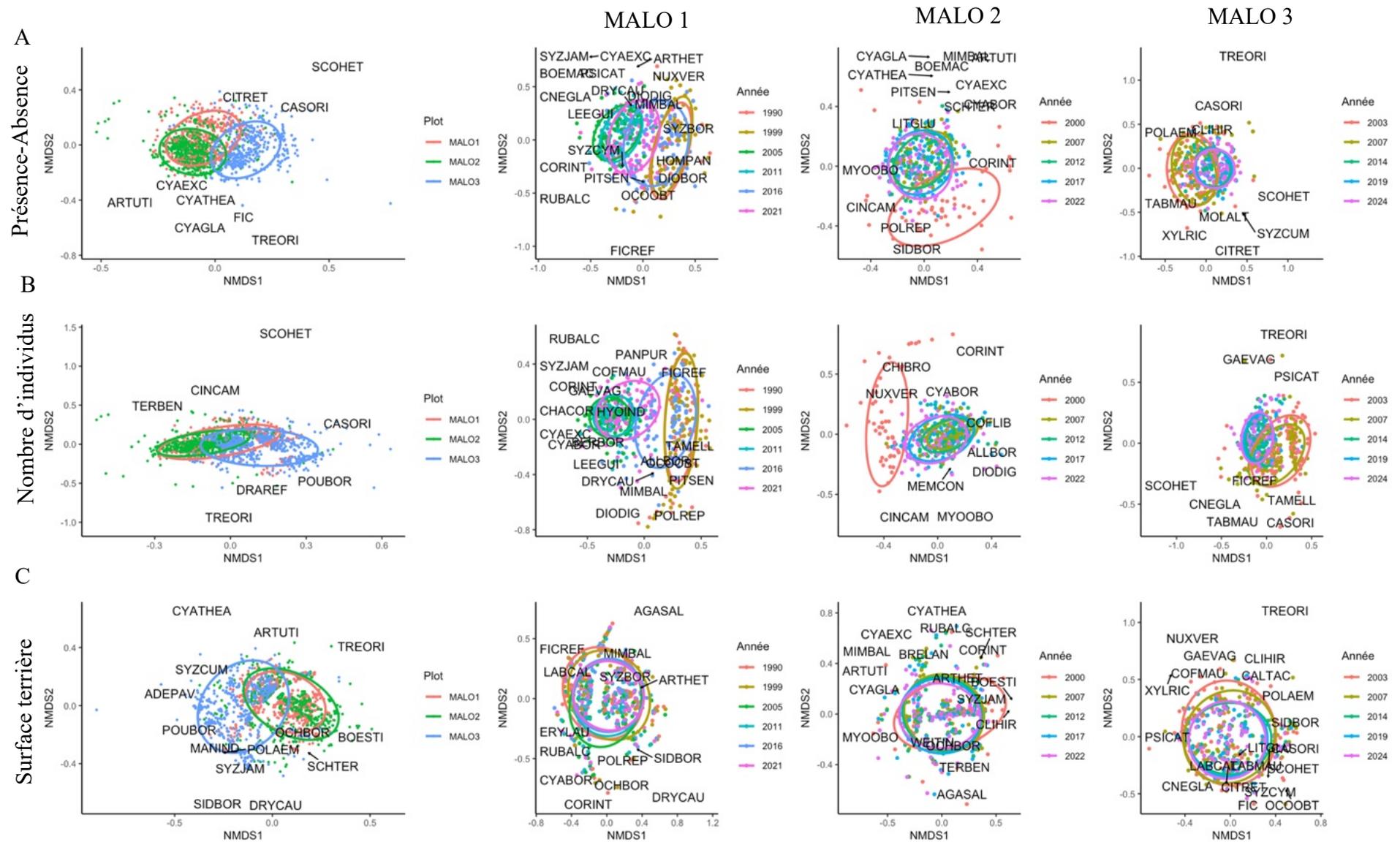
Myrtaceae	83	163	77
Oleaceae		1	
Pandanaceae	26	29	
Phyllantaceae		5	9
Pittosporaceae	2	12	8
Putranjivaceae	1		
Rosaceae	1	7	
Rubiaceae	2107	2189	599
Salicaceae	58	76	29
Sapindaceae	41	54	62
Sapotaceae	2	4	143
Stilbaceae	43	61	3
Urticaceae		6	2
Vitaceae	2		

Annexe 7 : Nombre d'individus par espèce et par placette.

	MALO1	MALO2	MALO3
<i>Adenanthera pavonina</i>			2
<i>Agarista salicifolia</i>	29	27	5
<i>Allophylus borbonicus</i>	5	2	
<i>Alsophila borbonica</i>	45	147	
<i>Alsophila celsa</i>	1	32	
<i>Alsophila glaucifolia</i>		1	
<i>Antidesma madagascariense</i>		8	13
<i>Antirhea borbonica</i>	698	779	647
<i>Aphloia theiformis</i>		17	
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	13	30	87
<i>Artocarpus utilis</i>		1	
<i>Bertiera borbonica</i>	162	46	20
<i>Boehmeria grandis</i>		1	
<i>Boehmeria penduliflora</i>	1	7	4
<i>Bremeria landia</i>		6	19
<i>Calophyllum tacamahaca</i>	46	61	7
<i>Camphora officinarum</i>		1	
<i>Casearia coriacea</i>	28	70	5
<i>Chassalia corallioides</i>	2902	2276	503
<i>Citrus aurantiifolia</i>		2	4
<i>Citrus reticulata</i>			1
<i>Cnestis polyphylla</i>	19	16	2
<i>Coffea liberica</i>		4	
<i>Coffea mauritiana</i>	30	46	5

<i>Diospyros borbonica</i>	34	18	19
<i>Diospyros nigra</i>	219	95	4
<i>Dombeya ciliata</i>		6	
<i>Doratoxylon apetalum</i>	53	56	98
<i>Dracaena reflexa</i>		1	12
<i>Drypetes caustica</i>	1		
<i>Elaeodendron orientale</i>			1
<i>Erythroxylum laurifolium</i>	33	144	148
<i>Ficus lateriflora</i>		17	7
<i>Ficus mauritiana</i>	57	198	
<i>Ficus reflexa</i>	1		3
<i>Gaertnera vaginata</i>	441	1218	12
<i>Hancea integrifolia</i>	13	48	
<i>Homalium paniculatum</i>	88	58	55
<i>Hyophorbe indica</i>	19		46
<i>Ixora borbonica</i>		4	28
<i>Labourdonnaisia calophylloides</i>	762	1198	703
<i>Leea guineensis</i>	7		1
<i>Litsea glutinosa</i>		49	16
<i>Mangifera indica</i>			20
<i>Memecylon confusum</i>	84	152	105
<i>Miconia crenata</i>		2	6
<i>Mimusops balata</i>	3	3	246
<i>Molinaea alternifolia</i>	17	44	14
<i>Noronhia broomeana</i>		2	
<i>Nuxia verticillata</i>	88	122	5
<i>Ochrosia borbonica</i>	2	1	
<i>Ocotea obtusata</i>	17	8	3
<i>Pandanus purpurascens</i>	68	63	
<i>Pittosporum senacia</i>	4	30	17
<i>Polyscias aemiliguineae</i>			1
<i>Polyscias repanda</i>	14	14	
<i>Poupartia borbonica</i>			2
<i>Psidium cattleyanum</i>	16	63	3
<i>Rubus alceifolius</i>	1	12	
<i>Schinus terebinthifolia</i>		1	
<i>Scolopia heterophylla</i>			1
<i>Sideroxylon borbonicum</i>	5	5	24
<i>Syzygium borbonicum</i>	20	29	56
<i>Syzygium cumini</i>			2
<i>Syzygium jambos</i>	1	3	13
<i>Syzygium polyanthum</i>	109	247	73

<i>Tabernaemontana persicariifolia</i>	43	65	4
<i>Tambourissa elliptica</i>	13	22	14
<i>Terminalia bentzoë</i>		1	
<i>Trema orientalis</i>			1
<i>Weinmannia tinctoria</i>		2	
<i>Xylopiia richardii</i>	29	39	1
Non identifié	2	7	2



Annexe 8 : Ordination multidimensionnelle non métrique (NMDS) pour chaque MALO selon la présence-absence des espèces (A), le nombre d'individus par espèce (B), et la surface terrière par espèce (C) avec représentation des espèces.

Annexe 9 : Proportion de mort selon les circonstances de la mort indiqué par le code de mortalité. (8888) Cassé sous 1.30 m, (9900) Mort sur pied, (9901) Mort au sol, (9902) Mort sous chablis, (9990) Circonstances inconnues, (9999) Non retrouvé.

	Espèce	8888	9900	9901	9902	9990	9999
MALO1	<i>Alsophila borbonica</i>		28.57	21.43		50.00	
MALO2	<i>Alsophila borbonica</i>		42.37	5.08	3.39	42.37	6.78
MALO2	<i>Alsophila celsa</i>		28.57	14.29		57.14	
MALO2	<i>Alsophila glaucifolia</i>						100.00
MALO2	<i>Antidesma madagascariense</i>		100.00				
MALO3	<i>Antidesma madagascariense</i>		16.67		16.67		66.67
MALO1	<i>Antirhea borbonica</i>		8.73	15.72		73.80	1.75
MALO2	<i>Antirhea borbonica</i>	0.74	28.68	9.56		45.59	15.44
MALO3	<i>Antirhea borbonica</i>	1.32	46.49	15.35	1.75		35.09
MALO2	<i>Aphloia theiformis</i>		40.00	40.00		20.00	
MALO1	<i>Artocarpus heterophyllus</i>					100.00	
MALO2	<i>Artocarpus heterophyllus</i>		100.00				
MALO3	<i>Artocarpus heterophyllus</i>		11.11	22.22	11.11		55.56
MALO1	<i>Bertiera borbonica</i>	1.32		6.58		92.11	
MALO2	<i>Bertiera borbonica</i>		20.00			80.00	
MALO3	<i>Bertiera borbonica</i>		12.50	6.25			81.25
MALO2	<i>Boehmeria grandis</i>					100.00	
MALO3	<i>Boehmeria penduliflora</i>	33.33					66.67
MALO2	<i>Bremeria landia</i>			50.00		50.00	
MALO1	<i>Calophyllum tacamahaca</i>			11.11		88.89	
MALO2	<i>Calophyllum tacamahaca</i>			16.67		50.00	33.33
MALO3	<i>Calophyllum tacamahaca</i>		50.00				50.00
MALO1	<i>Casearia coriacea</i>			25.00		66.67	8.33
MALO2	<i>Casearia coriacea</i>	8.33	8.33	16.67		50.00	16.67
MALO3	<i>Casearia coriacea</i>						100.00
MALO1	<i>Chassalia corallioides</i>	1.02	0.28	1.48		96.48	0.74
MALO2	<i>Chassalia corallioides</i>	7.66	1.61	2.02	0.40	50.81	37.50
MALO3	<i>Chassalia corallioides</i>	3.35	7.26	7.26	0.56		81.56
MALO3	<i>Citrus reticulata</i>		100.00				
MALO1	<i>Cnestis polyphylla</i>	14.29				85.71	
MALO2	<i>Cnestis polyphylla</i>	66.67					33.33
MALO3	<i>Cnestis polyphylla</i>						100.00
MALO1	<i>Coffea mauritiana</i>					100.00	
MALO2	<i>Coffea mauritiana</i>			20.00		20.00	60.00
MALO1	<i>Diospyros borbonica</i>					66.67	33.33
MALO2	<i>Diospyros borbonica</i>		100.00				
MALO1	<i>Diospyros nigra</i>	11.11		3.70		81.48	3.70
MALO2	<i>Diospyros nigra</i>						100.00

MALO3	<i>Diospyros nigra</i>					100.00	
MALO2	<i>Dombeya ciliata</i>					33.33	66.67
MALO1	<i>Doratoxylon apetalum</i>	6.67	13.33	20.00			60.00
MALO2	<i>Doratoxylon apetalum</i>		42.86	14.29			14.29 28.57
MALO3	<i>Doratoxylon apetalum</i>	6.06	51.52	21.21			21.21
MALO2	<i>Dracaena reflexa</i>						100.00
MALO3	<i>Dracaena reflexa</i>						100.00
MALO1	<i>Erythroxylum laurifolium</i>						100.00
MALO2	<i>Erythroxylum laurifolium</i>			10.00			50.00 40.00
MALO3	<i>Erythroxylum laurifolium</i>	12.50	17.50	10.00	2.50		57.50
MALO2	<i>Ficus lateriflora</i>						100.00
MALO3	<i>Ficus lateriflora</i>			100.00			
MALO1	<i>Ficus mauritiana</i>	5.88		11.76			76.47 5.88
MALO2	<i>Ficus mauritiana</i>	12.12					48.48 39.39
MALO3	<i>Ficus reflexa</i>						100.00
MALO1	<i>Gaertnera vaginata</i>	0.91	0.91	2.74			94.98 0.46
MALO2	<i>Gaertnera vaginata</i>	3.57	5.36	4.76	0.60		43.45 42.26
MALO3	<i>Gaertnera vaginata</i>						100.00
MALO1	<i>Hancea integrifolia</i>						100.00
MALO2	<i>Hancea integrifolia</i>		66.67	33.33			
MALO1	<i>Homalium paniculatum</i>						90.91 9.09
MALO2	<i>Homalium paniculatum</i>		50.00				50.00
MALO3	<i>Homalium paniculatum</i>		71.43	28.57			
MALO1	<i>Hyophorbe indica</i>						100.00
MALO3	<i>Hyophorbe indica</i>		60.00	40.00			
MALO3	<i>Ixora borbonica</i>		61.54	7.69			30.77
MALO1	<i>Labourdonnaisia calophylloides</i>	4.76	1.59	7.94			77.78 7.94
MALO2	<i>Labourdonnaisia calophylloides</i>	8.70	10.14	5.80			46.38 28.99
MALO3	<i>Labourdonnaisia calophylloides</i>	10.81	27.93	6.31			54.95
MALO1	<i>Leea guineensis</i>	33.33					66.67
MALO2	<i>Litsea glutinosa</i>	11.11					66.67 22.22
MALO3	<i>Litsea glutinosa</i>	25.00		25.00			50.00
MALO3	<i>Mangifera indica</i>	50.00		50.00			
MALO1	<i>Memecylon confusum</i>			2.63			97.37
MALO2	<i>Memecylon confusum</i>		13.04	13.04			56.52 17.39
MALO3	<i>Memecylon confusum</i>	3.45	17.24				79.31
MALO3	<i>Miconia crenata</i>						100.00
MALO3	<i>Mimusops balata</i>	18.75	12.50	6.25	6.25		56.25
MALO1	<i>Molinaea alternifolia</i>			100.00			
MALO2	<i>Molinaea alternifolia</i>	10.00	10.00	30.00			40.00 10.00

MALO3	<i>Molinaea alternifolia</i>	9.09	9.09	18.18		63.64
MALO1	<i>Nuxia verticillata</i>		100.00			
MALO2	<i>Nuxia verticillata</i>		37.50	12.50	37.50	12.50
MALO3	<i>Nuxia verticillata</i>		100.00			
MALO1	<i>Ochrosia borbonica</i>		100.00			
MALO2	<i>Ochrosia borbonica</i>					100.00
MALO1	<i>Ocotea obtusata</i>			75.00	25.00	
MALO2	<i>Ocotea obtusata</i>		50.00		50.00	
MALO3	<i>Ocotea obtusata</i>		66.67			33.33
MALO1	<i>Pandanus purpurascens</i>			22.22	77.78	
MALO2	<i>Pandanus purpurascens</i>				83.33	16.67
MALO1	<i>Pittosporum senacia</i>			100.00		
MALO2	<i>Pittosporum senacia</i>				75.00	25.00
MALO3	<i>Pittosporum senacia</i>		30.77	7.69		61.54
MALO1	<i>Polyscias repanda</i>			60.00	20.00	20.00
MALO2	<i>Polyscias repanda</i>		42.86	28.57	14.29	14.29
MALO1	<i>Psidium cattleianum</i>				66.67	33.33
MALO2	<i>Psidium cattleianum</i>				57.14	42.86
MALO3	<i>Psidium cattleianum</i>					100.00
MALO2	<i>Rubus alceifolius</i>				50.00	50.00
MALO3	<i>Scolopia heterophylla</i>		100.00			
MALO3	<i>Sideroxylon borbonicum</i>		33.33		16.67	50.00
MALO1	<i>Syzygium borbonicum</i>		33.33	66.67		
MALO2	<i>Syzygium borbonicum</i>		16.67		33.33	50.00
MALO3	<i>Syzygium borbonicum</i>		40.00	40.00		20.00
MALO3	<i>Syzygium jambos</i>			50.00		50.00
MALO1	<i>Syzygium polyanthum</i>		16.00	8.00	72.00	4.00
MALO2	<i>Syzygium polyanthum</i>	3.03	21.21	9.09	45.45	21.21
MALO3	<i>Syzygium polyanthum</i>	5.00	25.00	15.00		55.00
MALO1	<i>Tabernaemontana persicariifolia</i>		13.64	9.09	72.73	4.55
MALO2	<i>Tabernaemontana persicariifolia</i>		11.11	5.56	66.67	16.67
MALO3	<i>Tabernaemontana persicariifolia</i>		50.00			50.00
MALO1	<i>Tambourissa elliptica</i>		40.00		60.00	
MALO2	<i>Tambourissa elliptica</i>		16.67		50.00	33.33
MALO3	<i>Tambourissa elliptica</i>		16.67	16.67		66.67
MALO3	<i>Trema orientalis</i>				100.00	
MALO2	<i>Weinmannia tinctoria</i>		100.00			
MALO1	<i>Xylopi richardii</i>		9.09	27.27	63.64	
MALO2	<i>Xylopi richardii</i>				80.00	20.00

RÉSUMÉ

La dynamique forestière permet d'analyser la dynamique temporelle des forêts à travers des éléments clés comme la régénération, la croissance, la mortalité, la composition et la structure des communautés végétales. Cette approche repose sur des dispositifs de surveillance à long terme de réseaux de placettes permanentes. Toutefois, il existe une inégalité dans la répartition de ces suivis, les forêts tropicales insulaires étant largement sous-représentées par rapport aux écosystèmes continentaux. À La Réunion, la forêt de Mare-Longue constitue un des derniers vestiges de forêt tropicale hygrophile de basse altitude. Depuis 1990, un réseau de placettes permanentes de trois hectares y est suivi tous les cinq ans par l'Université de La Réunion. Cette étude vise à explorer différentes dimensions de la dynamique écologique de cette forêt insulaire. Les objectifs sont de caractériser (1) la dynamique des communautés par des analyses de composition et de diversité, (2) la dynamique de population par l'analyse de la mortalité, du recrutement et de la survie, et (3) la croissance des individus. Pour cela, les données temporelles issues du suivi ont été nettoyées, structurées et compilées en plusieurs jeux de données opérationnels, et les analyses ont été déclinées par objectifs. Les principaux résultats montrent (1) des changements temporels importants dans la diversité et la composition en espèces, avec une grande variabilité entre sites, notamment une singularité de MALO 3 par rapport aux deux autres sites, (2) une tendance générale à la diminution de la probabilité de survie dans le temps et un effet positif de la taille des arbres, malgré des variations importantes entre espèces et sites, et (3) une croissance très faible des arbres sur tous les sites, avec des taux de croissance particulièrement importants pour MALO 3. Cette étude met en lumière la complexité et la richesse de la dynamique forestière à Mare-Longue, tout en soulignant la nécessité de mieux documenter les forêts insulaires, trop souvent négligées. Ce stage a permis de compiler une base de données historique précieuse, qui sera valorisée en data *paper*.

330 mots

Mots-clés : Composition, Croissance, Dynamique forestière, Modélisation, Survie.

Forest dynamics allow the analysis of temporal changes in forests through key elements such as regeneration, growth, mortality, composition, and structure of plant communities. This approach relies on long-term monitoring systems of networks of permanent plots. However, there is an uneven distribution of these monitoring efforts, with insular tropical forests being largely underrepresented compared to continental ecosystems. At La Réunion, the Mare-Longue forest represents one of the last remnants of low-altitude tropical hygrophilous forest. Since 1990, a network of permanent plots covering three hectares has been monitored every five years by the University of La Réunion. This study aims to explore different dimensions of the ecological dynamics of this insular forest. The objectives are to characterize (1) community dynamics through composition and diversity analyses, (2) population dynamics through the analysis of mortality, recruitment, and survival, and (3) individual growth. To do this, temporal data from the monitoring were cleaned, structured, and compiled into several operational datasets, and analyses were conducted according to these objectives. The main results show (1) significant temporal changes in species diversity and composition, with high variability between sites, notably a distinctiveness of MALO 3 compared to the two other sites, (2) a general trend of decreasing survival probability over time and a positive effect of tree size, despite considerable variation between species and sites, and (3) very low tree growth across all sites, with particularly high growth rates observed at MALO 3. This study highlights the complexity and richness of forest dynamics at Mare-Longue, while emphasizing the need for better documentation of insular forests, which are too often neglected. This internship enabled the compilation of a valuable historical dataset that will be published as a data paper.